

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**SISTEMA INTEGRADO POR FILTRO ANAERÓBIO, FILTRO BIOLÓGICO DE
BAIXA TAXA E BANHADO CONSTRUÍDO APLICADO AO TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

EDUARDO FLECK

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

Orientador: Prof. Dr. Francisco Ricardo Andrade Bidone

Banca Examinadora

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling
Prof^a. Dr^a. Luciana Paulo Gomes
Prof. Dr. Renato Machado

IPH/UFRGS
Departamento de Microbiologia/UNISINOS
FENG PUC-RS/CORSAN

Porto Alegre, setembro de 2003

*“A ciência é um edifício que
juntos erguemos, de tijolo em tijolo.
Não importa que jamais venhamos a
encerrar a construção: a cada pequeno
tijolo de conhecimento que agregarmos,
maior conforto a edificação oferecerá
para as nossas vidas.”*

o autor da dissertação

*"A natureza guarda sob chaves os
melhores segredos, até que
alguém se aproxime para
investigá-los respeitosamente."*

John Ruskin

*"O homem só é verdadeiramente grande
quando é humilde. Só podemos confiar
nos nossos méritos quando os
fundamentamos na humildade."*

Renato Bazin

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. Francisco Ricardo Andrade Bidone, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

A pesquisa insere-se no Programa de Incentivo às Demandas Municipais, convênio firmado entre a Prefeitura Municipal de Porto Alegre, representada pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana, e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, representada pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas, dentro do tema proposto pelo DMLU “*Estudo de alternativas para tratamento de lixiviado de aterro sanitário*”, protocolo UFRGS nº 23078036449/95-14.

O processo de pesquisa, assim considerado desde a concepção do projeto até o delineamento final dos trabalhos, apoiou-se solidamente na abundante base teórico-prática decorrente da parceria de duas renomadas instituições: IPH e DMLU. A primeira, consagrada pela esmerada capacitação acadêmica e profissional de seus pesquisadores e sua conseqüente produção científica fértil e qualificada; a segunda, pelo arrojado modelo de gestão integrada de resíduos sólidos, aliado à elevada experiência dos seus técnicos, vários dos quais tecnicamente lapidados pela primeira.

AGRADECIMENTOS

Apresento os meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que contribuíram para a concretização do presente trabalho. Desejo, de forma especial agradecer:

- ao estimado mestre, Prof. Dr. Francisco Ricardo Andrade Bidone, que mais do que um permanente incentivador dos nossos trabalhos e um profissional cuja sólida base técnico-científica sempre foi-me generosamente disponibilizada para o progresso dos trabalhos experimentais e solução dos problemas que apresentaram-se, mostrou-se uma pessoa especialmente agradável, sensível e fraternal, de modo que a relação mestre-aluno pôde desenvolver-se em um favorável clima de amizade;

- ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, pelo apoio institucional que possibilitou a realização do meu curso de mestrado, e pela disponibilização dos recursos humanos e materiais indispensáveis à realização da pesquisa, bem como pelo custeio das análises físico-químicas e microbiológicas relacionadas à pesquisa;

- ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul: ao apoio e ensinamentos providos dos professores, ao compartilhamento de experiências e amizade providos dos colegas de curso, àqueles que no passado construíram e aos que diariamente permanecem construindo a solidez da instituição de ensino e pesquisa;

- aos colegas Paulo Alberto Pacheco de Souza e Paulo Ricardo Alves Guimarães, servidores do DMLU, os “*braços direitos*” que acompanharam-me nos principais trabalhos de campo, dedicando árduo trabalho à construção e operação das unidades-piloto da pesquisa; ao colega Meirelles, do Aterro da Extrema, que manteve as aplicações diárias ao biofiltro aeróbio durante meses; à colega Regina Maris Rosado Murillo pelo apoio técnico operacional;

- aos colegas e amigos Darci Barnech Campani, Geraldo Antônio Reichert, Sérgio Luís da Silva Cotrim, Fernanda Santos Pescador e Mariza Fernanda Power Reis pelo apoio e amizade e pelas inúmeras discussões técnicas que tivemos, que certamente fizeram-nos crescer como profissionais;

- aos demais colegas técnicos da Divisão de Destino Final, pela amizade e troca de experiências na área do manejo e tratamento de resíduos sólidos e de seus efluentes, que possibilitaram e continuam possibilitando o meu aperfeiçoamento como profissional; aos colegas dos aterros, sempre disponíveis e incansáveis quando solicitados;

- às empresas que colaboraram através da doação de materiais e serviços necessários à construção dos aparatos experimentais: SHG Hidráulicos, Renner Sayerlack S.A., e Vonpar S.A.;

- aos colegas servidores da Divisão de Apoio Operacional do DMLU pelos materiais e serviços fornecidos, indispensáveis à construção dos aparatos experimentais e pela amizade;

- à minha noiva Tatiana, pelo amor e dedicação, que, devido a longas jornadas de trabalhos e estudos certamente não pude retribuir com a intensidade que deveria tê-lo feito;

- à minha mãe, Marlene, pela batalha empreendida em tempos difíceis para oportunizar-me concluir a graduação em engenharia química; ao meu pai, Donar (*in memorian*), pelo modelo de retidão e apreço à cultura; à minha irmã Christine, aos meus avós, Alice e Armando (*in memorian*), Erena (*in memorian*) e Paulo (*in memorian*); à minha tia-avó Antonina pela acolhida em sua residência quando do meu último ano do curso de graduação e pelo exemplo de dignidade frente às adversidades da vida; aos meus tios e primos e demais familiares e aos amigos queridos.

RESUMO

A disposição no solo, qualificada ou não, provavelmente por longo tempo permanecerá como alternativa adotada por países não abastados para a destinação dos seus resíduos sólidos. Dada a escassez de recursos econômicos de tais nações, há uma demanda urgente por alternativas de baixo custo para o tratamento do efluente líquido ambientalmente altamente impactante gerado em tal processo: o lixiviado. O presente trabalho, desenvolvido em uma área do Aterro Sanitário da Extrema, Porto Alegre, vem contribuir apresentando resultados da utilização de três métodos biológicos de baixo custo aplicados consecutivamente ao tratamento de lixiviado bruto proveniente de aterro sanitário de resíduos sólidos: (1) filtro biológico anaeróbio com meio suporte de pedra britada nº 5, (2) filtro biológico aeróbio de baixa taxa com meio suporte de pedra britada nº 3 e (3) banhado construído de fluxo subsuperficial com cultivo de *Typha latifolia* sobre areia de elevada granulometria.

O filtro anaeróbio demonstrou constituir-se em excelente alternativa de reduzido custo para o tratamento de lixiviado bruto. Utilizando-se afluente com 2690-8860 mgDBO₅/L e 5345-14.670 mgDQO/L, apontou-se para um tempo de detenção hidráulica próximo a 56 dias como ótimo dos pontos de vista operacional e econômico, produzindo eficiências de remoção de DBO₅ de 82,43% e de DQO de 77,70%.

A pesquisa conduzida com filtro aeróbio de baixa taxa, ainda que produzindo resultados de significância limitada do ponto de vista estatístico, em função do reduzido número de repetições e utilização de apenas uma unidade experimental, apontou para um desempenho satisfatório da unidade, uma vez que, aplicado lixiviado previamente tratado anaerobicamente a 0,063 m³/(m².d), obtiveram-se remoções de 53,17% de NTK, de 46,12% de nitrogênio (todas as formas) e de 36,01% de DBO₅.

A pesquisa com banhado construído de fluxo subsuperficial utilizado no polimento do lixiviado previamente tratado anaeróbia e aerobicamente produziu limitado número de resultados, sobretudo pela dificuldade de aclimatação das macrófitas utilizadas. Ainda assim, elevadas remoções de DBO₅, DQO, NTK, nitrogênio (todas as formas), fósforo e cromo total foram obtidas operando-se com diluições para controle da salinidade, havendo adaptado-se as plantas a lixiviado com condutividade elétrica de 6370 µmho/cm.

ABSTRACT

The land disposal, both qualified or not, will probably remains, for a long time, the poor countries adopted alternative to solid waste destination. Due to their low economical availability of resources, there is an urgent demand for low cost alternatives to treatment of the natural environment highly impacting liquid effluent from land disposal: the leachate. Present research, developed at Extrema Sanitary Landfill, Porto Alegre, comes to contribute, presenting results from consecutive three low cost biological methods application to treatment of raw leachate from a typical municipal sanitary landfill: (1) crushed stone 05 anaerobic filter, (2) crushed stone 03 low rate trickling filter and (3) subsurface wetland with *Typha latifolia* planted in coarse sand.

The anaerobic filter showed to be an excellent low cost alternative to treatment of raw leachate. Using affluent with 2690-8860 mgBOD₅/L and 5345-14,670 mgCOD/L, results indicate hydraulic retention time near to 56 days as economically and biologically optimum, leading to removal efficiencies of 82.43% to BOD₅ and 77.70% to COD.

Research with low rate trickling filter, even producing statistically low representativity results due to limited repetitions and use of just a singular experimental unit, points out to satisfactory performance, because having aplicated anaerobically pre-treated leachate at 0.063 m³/(m².day), were obtain removal efficiencies of 53.17% to TKN, 46.12% to total nitrogen (all forms) and 36.01% to BOD₅.

Research with subsurface wetland, used to polish anaerobic-aerobically pre-treated leachate produced a limited number of results, especially due to difficulty to acclimate macrophytes. Even this, high BOD₅, COD, TKN, nitrogen (all forms), phosphorus and chromium removal efficiencies were obtain, operating with leachate dilutions to control salinity, getting vegetable adaptation to leachate with electrical conductivity of 6370 µmho/cm.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 OS LIXIVIADOS DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	5
3.1.1 <i>Introdução</i>	5
3.1.2 <i>Características dos resíduos sólidos</i>	7
3.1.3 <i>O processo anaeróbio de degradação dos resíduos sólidos</i>	9
3.1.4 <i>Aspectos quantitativos da geração dos lixiviados</i>	18
3.2 ASPECTOS RELACIONADOS À COMPOSIÇÃO DOS LIXIVIADOS	20
3.2.1 <i>Caracterização dos lixiviados</i>	20
3.2.2 <i>Significado das principais características paramétricas químicas, físico-químicas e microbiológicas dos lixiviados</i>	25
3.3 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	28
3.3.1 <i>Aspectos gerais relacionados ao tratamento dos lixiviados</i>	28
3.3.2 <i>Aspectos Nutricionais</i>	29
3.3.3 <i>Toxidez e inibição</i>	30
3.3.4 <i>Sistemas de tratamento de lixiviados</i>	35
3.3.4.1 <i>Introdução</i>	35
3.3.4.2 <i>Métodos biológicos</i>	40
3.3.4.3 <i>Métodos físico-químicos</i>	49
3.3.4.4 <i>Outras metodologias propostas</i>	56
3.4 ASPECTOS RELACIONADOS AOS TRATAMENTOS CONTEMPLADOS NA PROPOSTA DA PESQUISA	60
3.4.1 <i>Teoria dos filtros anaeróbios</i>	60
3.4.1.1 <i>Desempenho dos filtros anaeróbios</i>	63
3.4.1.2 <i>Biossorção</i>	65

3.4.2	<i>Teoria dos filtros aeróbios</i>	69
3.4.2.1	Desempenho dos filtros aeróbios.....	71
3.4.2.2	O processo de nitrificação em filtros aeróbios	74
3.4.3	<i>Banhados Construídos</i>	78
3.4.3.1	Performance dos banhados construídos.....	82
3.4.3.2	Desnitrificação.....	88
3.4.3.3	<i>Typha latifolia</i>	89
4.	METODOLOGIA	91
4.1	FASE A - PESQUISA COM FILTRO ANAERÓBIO.....	94
4.1.1	<i>Subfase A.1: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo dinâmico em regime de semi-batelada)</i>	96
4.1.2	<i>Subfase A.2: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo estático em batelada)</i>	100
4.1.3	<i>Subfase A.3: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo dinâmico em semi-batelada) em filtros anaeróbios operando em dois estágios</i>	102
4.2	FASE B - PESQUISA COM FILTRO AERÓBIO DE BAIXA TAXA.....	104
4.2.1	<i>Subfase B.1: Testes preliminares: Observação da variação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em relação às taxas volumétricas de aplicação e às cargas orgânicas aplicadas utilizando lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia</i>	107
4.2.2	<i>Subfase B.2: Observação da variação das eficiências de remoção utilizando-se cargas orgânicas aplicadas variáveis dentro de três diferentes taxas volumétricas de aplicação</i>	108
4.3	FASE C - PESQUISA COM BANHADO CONSTRUÍDO DE FLUXO SUBSUPERFICIAL.....	110
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	115
5.1	FASE A - PESQUISA COM FILTRO ANAERÓBIO.....	115
5.1.1	<i>Subfase A.1: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo dinâmico em semi-batelada)</i>	115

5.1.2	<i>Subfase A.2: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo estático em batelada)</i>	129
5.1.3	<i>Subfase A.3: Eficiência versus tempo de detenção hidráulica (processo dinâmico em semi-batelada) em filtros anaeróbios operando em dois estágios</i>	134
5.2	FASE B - PESQUISA COM FILTRO AERÓBIO DE BAIXA TAXA	144
5.2.1	<i>Subfase B.1: Testes preliminares: Observação da variação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em relação às taxas volumétricas de aplicação e às cargas orgânicas aplicadas utilizando lixiviado proveniente do Aterro Extrema</i>	144
5.2.2	<i>Subfase B.2: Observação da variação das eficiências de remoção utilizando-se cargas orgânicas aplicadas variáveis dentro de três diferentes taxas superficiais de aplicação</i>	146
5.3	FASE C - PESQUISA COM BANHADO CONSTRUÍDO DE FLUXO SUBSUPERFICIAL.....	158
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	165
6.1	CONCLUSÕES.....	165
6.2	RECOMENDAÇÕES.....	168
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	170
8.	ANEXOS	177
	ANEXO A - TABELAS COM CARACTERÍSTICAS VOLUMÉTRICAS DOS APARATOS DA PESQUISA	A
	ANEXO B - TABELAS COM RESULTADOS ANALÍTICOS DAS TRÊS FASES DA PESQUISA	B
	ANEXO C - TABELAS COM RESULTADOS CORRIGIDOS, TAXAS DE APLICAÇÃO EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO CALCULADOS REFERENTES ÀS TRÊS FASES DA PESQUISA	C
	ANEXO D - GRÁFICOS REFERENTES AOS RESULTADOS OBTIDOS NAS TRÊS FASES DA PESQUISA	D
	ANEXO E - ESTATÍSTICAS	E
	ANEXO F - REGISTROS FOTOGRÁFICOS	F

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Composições percentuais de resíduos sólidos gerados em diferentes localidades	8
Tabela 3.2	Fontes e concentrações médias de metais nos resíduos brasileiros	8
Tabela 3.3	AGV e compostos orgânicos em lixiviados	22
Tabela 3.4	Intervalos de variação das características físico-químicas, químicas e microbiológicas de lixiviados de diferentes aterros	23
Tabela 3.5	Concentrações inibitórias aos processos de remoção carbonácea e nitrificação em sistema de lodos ativados	32
Tabela 3.6	Coletânea de informações sobre concentrações inibitórias e tóxicas de espécies químicas à metanogênese	32
Tabela 3.7	Efetividade dos sistemas de tratamento na remoção de constituintes dos lixiviados	36
Tabela 3.8	Resumo dos processos modernamente utilizados para tratamento de lixiviados nos EUA	37
Tabela 3.9	Comparativo entre sistemas aeróbios e anaeróbios	41
Tabela 3.10	Resultados do experimento de LEMA <i>et al.</i> (1988)	44
Tabela 3.11	Performances de lagoas aeradas tratando lixiviados	45
Tabela 3.12	Resumo dos principais resultados obtidos por HO <i>et al.</i> (1974)	52
Tabela 3.13	Características do lixiviado efluente ao filtro anaeróbio de base do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre (janeiro/1998- fevereiro/2002) e seu comparativo com os limites para emissão	67
Tabela 3.14	Classificação dos filtros aeróbios e suas características básicas	74
Tabela 3.15	Relação entre a razão DBO ₅ /NTK de uma água residuária e a fração de organismos nitrificantes presente em uma biomassa aclimatada a tal afluente	76
Tabela 3.16	Taxas de aplicação para nitrificação em processos de crescimento aderido	76
Tabela 3.17	Parâmetros para operação de filtro aeróbio com nitrificação maximizada	77
Tabela 3.18	Propriedades físicas de meios de suporte para filtros aeróbios	77
Tabela 3.19	Mecanismos depuratórios promovidos por banhados construídos	81
Tabela 3.20	Características de meios suportes utilizados para sistemas <i>SFS</i>	84
Tabela 4.1	Divisão dos trabalhos da pesquisa	91

Tabela 4.2	Parâmetros analíticos, unidades e metodologias analíticas utilizados	93
Tabela 4.3	Resumo dos trabalhos executados na Subfase B.1	108
Tabela 4.4	Resumo dos trabalhos executados na Subfase B.2	109
Tabela 4.5	Resumo dos ciclos de trabalho com o banhado-piloto	113
Tabela 5.1	Taxas volumétricas e superficiais de aplicação utilizadas na Subfase A.1	115
Tabela 5.2	Médias das eficiências globais de remoção de DBO ₅ e DQO referentes aos pares de reatores da Subfase A.1 com iguais TDH	119
Tabela 5.3	Resumo dos confrontos entre médias dos resultados de eficiências semanais de remoção de DBO ₅ e DQO agrupados por TDH	123
Tabela 5.4	Médias das características do afluente e dos efluentes da Subfase A.1 por TDH	127
Tabela 5.5	Paralelo entre concentrações de matéria orgânica no biofilme anaeróbio e no lixiviado em contato com o mesmo	127
Tabela 5.6	Resumo de eficiências obtidas na Subfase A.3 para TDH _{total} = 28 d	136
Tabela 5.7	Resumo de eficiências obtidas na Subfase A.3 para TDH _{total} = 42 d	136
Tabela 5.8	Comparativo entre as eficiências globais de remoção de matéria orgânica referentes aos reatores da Subfase A.1 com TDH = 28 d e dos reatores da Subfase A.3 operando com TDH total de 28 d	138
Tabela 5.9	Características médias do afluente utilizado e dos efluentes gerados na Subfase A.3	143
Tabela 5.10	Remoções médias obtidas e características médias dos afluentes e efluentes da Subfase B.2 relativos às taxas superficiais que promoveram condições estáveis do sistema	156

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Fases metabólicas da degradação biológica dos resíduos sólidos	11
Figura 3.2	Modelo de Tabasaran para a evolução bioquímica do aterro sanitário	16
Figura 3.3	Modelagem de fases de estabilização do aterro sanitário conforme Pohland e Harper	17
Figura 3.4	Retenção de biomassa por adesão	61
Figura 3.5	Retenção intersticial de biomassa	62
Figura 3.6	Estrutura de um arranjo bacteriano anaeróbio típico	62
Figura 3.7	Representação gráfica da Equação de Young (1991) para $Sk = 1,0$ e $m = 0,40$	64
Figura 3.8	Representação esquemática de biofilme aderido típico de um filtro aeróbio	70
Figura 3.9	Banhado de fluxo sub-superficial (<i>SFS Wetland</i>) típico	79
Figura 4.1	Reator utilizado na Fase A (representação esquemática e registro fotográfico)	94
Figura 4.2	Ilustração esquemática da Subfase A.1	97
Figura 4.3	Representação esquemática dos reatores da Subfase A.2	101
Figura 4.4	Representação esquemática dos sistemas da Subfase A.3	103
Figura 4.5	Filtro aeróbio experimental (representação em corte e registro fotográfico)	106
Figura 4.6	Ilustração esquemática do banhado-piloto	111
Figura 4.7	Registro fotográfico do banhado-piloto	111
Figura 5.1	Plotagem de TDH <i>versus</i> eficiência global de remoção de DBO_5 utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH entre semanas 1 e 20	119
Figura 5.2	Plotagem de TDH <i>versus</i> eficiência global de remoção de DQO utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH entre semanas 1 e 20	120
Figura 5.3	Plotagem de TDH <i>versus</i> eficiência global de remoção de DBO_5 utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH nos respectivos períodos totais de operação	120
Figura 5.4	Plotagem de TDH <i>versus</i> eficiência global de remoção de DQO utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH nos respectivos períodos totais de operação	120

Figura 5.5	Eficiências acumuladas de remoção de DBO ₅ dos lixiviados aplicados aos reatores da Subfase A.2 em função do tempo decorrido desde sua aplicação	130
Figura 5.6	Eficiências acumuladas de remoção de DQO dos lixiviados aplicados aos reatores da Subfase A.2 em função do tempo decorrido desde sua aplicação	130
Figura 5.7	Concentrações de sólidos suspensos voláteis nas amostras de lixiviados provenientes dos reatores da Subfase A.2	132
Figura 5.8	Plotagem conjunta de eficiências de remoção de DBO ₅ relativas às médias por TDH da Subfase A.1 (semanas 1-20) e performance do reator A.2.T	133
Figura 5.9	Plotagem conjunta deficiências de remoção de DQO relativas às médias por TDH da Subfase A.1 (semanas 1-20) e performance do reator A.2.T	134
Figura 5.10	Plotagem conjunta das médias de eficiências globais de remoção de DBO ₅ dos reatores de iguais TDH que operaram nas subfases A.1, A.2 e A.3	139
Figura 5.11	Plotagem conjunta das médias de eficiências globais de remoção de DQO dos reatores de iguais TDH que operaram nas subfases A.1, A.2 e A.3	139

LISTA DE ANEXOS

Tabela A.1	Características dos reatores anaeróbios utilizados na Subfase A.1	A – 1
Tabela A.2	Características dos reatores anaeróbios utilizados na Subfase A.3	A – 1
Tabela A.3	Caracterização granulométrica simplificada do substrato utilizado na Fase C	A – 1
Tabela A.4	Relacionamento entre altura da coluna líquida lida na régua e volume de líquido no interior do banhado-piloto	A – 2
Tabela B.1.a	Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 1; 3-15)	B – 1
Tabela B.1.b	Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 16-30)	B – 1
Tabela B.2.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.a (semanas 3-15)	B – 2
Tabela B.2.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.a (semanas 16-31)	B – 2
Tabela B.3.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reato A.1.b (semanas 3-15)	B – 2
Tabela B.3.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.b (semanas 16-31)	B – 3
Tabela B.4.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.c (semanas 5-13)	B – 3
Tabela B.4.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.c (semanas 14-21)	B – 3
Tabela B.5.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.d (semanas 5-13)	B – 4
Tabela B.5.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.d (semanas 14-21)	B – 4
Tabela B.6.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.e (semanas 9-17)	B – 4
Tabela B.6.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.e (semanas 18-25)	B – 4
Tabela B.7.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.f (semanas 9-14)	B – 5
Tabela B.7.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.f (semanas 15-20)	B – 5

Tabela B.8.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.i (semanas 14-22)	B – 5
Tabela B.8.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.i (semanas 23-30)	B – 5
Tabela B.9.a	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.j (semanas 14-22)	B – 6
Tabela B.9.b	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.j (semanas 23-30)	B – 6
Tabela B.10.a	Temperaturas mínimas e máximas semanais ao longo das semanas 1-16 da Subfase A.1	B – 6
Tabela B.10.b	Temperaturas mínimas e máximas semanais ao longo das semanas 17-31 da Subfase A.1	B – 6
Tabela B.11	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.C1	B – 7
Tabela B.12	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.C2	B – 7
Tabela B.13	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.T	B – 8
Tabela B.14	Temperaturas mínimas e máximas ao longo do período de desenvolvimento da Subfase A.2	B – 8
Tabela B.15	Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.3	B – 9
Tabela B.26	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.a	B – 9
Tabela B.17	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.b	B – 10
Tabela B.18	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.c	B – 10
Tabela B.19	Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.d	B – 11
Tabela B.20	Temperaturas mínimas e máximas ao longo do período de desenvolvimento da Subfase A.3	B – 11
Tabela B.21	Resultados analíticos referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares)	B – 12
Tabela B.22	Resultados analíticos referentes à Subfase B.2	B – 13
Tabela B.23	Resultados analíticos relativos ao ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto sem cobertura	B – 14
Tabela B.24	Resultados analíticos relativos ao primeiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura	B – 15
Tabela B.25	Resultados analíticos relativos ao segundo ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura	B – 16
Tabela B.26	Resultados analíticos relativos ao terceiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura	B – 17

Tabela B.27	Resultados analíticos relativos ao quarto ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura	B – 18
Tabela B.28	Resultados analíticos referentes a uma amostra de filme biológico aderido ao meio suporte do reator A.1.c coletada no quarto dia da semana 23 da Subfase A.1, 17 dias após a última aplicação de lixiviado bruto ao reator	B – 19
Tabela B.29	Resultados analíticos referentes a uma amostra de filme biológico aderido ao meio suporte do reator A.3.b e de lixiviado interno ao reator coletados aproximadamente 150 dias após a última intervenção no reator	B – 19
Tabela B.30	Resultados analíticos referentes ao efluente da reaplicação ao filtro aeróbio do efluente recolhido da aplicação nº 8 da Subfase B.2	B – 20
Tabela C.1	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	C – 1
Tabela C.2	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kg DBO ₅ /(m ² .d)]	C – 2
Tabela C.3	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDQO/(m ³ .d)]	C – 3
Tabela C.4	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kg DQO/(m ² .d)]	C – 4
Tabela C.5	Eficiências semanais de remoção de DBO ₅ promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)	C – 5
Tabela C.6	Eficiências semanais de remoção de DQO promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)	C – 6
Tabela C.7	Relações DBO ₅ /DQO do afluente e dos efluentes dos reatores da Subfase A.1 (semanas 1; 3-31)	C – 7
Tabela C.8	Cargas orgânicas totais adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção de DBO ₅ e DQO relativas aos reatores da Subfase A.1 nos respectivos períodos totais de operação	C – 8
Tabela C.9	Cargas orgânicas totais adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção de DBO ₅ e DQO relativas aos reatores da Subfase A.1 no período semanas 1-20	C – 8
Tabela C.10	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	C – 9
Tabela C.11	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	C – 9
Tabela C.12	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1- 10 e 12-15 [kgDQO/(m ³ .d)]	C – 10

Tabela C.13	Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1- 10 e 12-15 [kgDQO/(m ² .d)]	C – 10
Tabela C.14	Relações DBO ₅ /DQO do afluente e dos efluentes dos reatores da Subfase A.3 (semanas 1-10; 12-16)	C – 11
Tabela C.15	Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.a e A.3.b operando com tempos de detenção hidráulica de 14 dias	C – 11
Tabela C.16	Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.c e A.3.d operando com tempos de detenção hidráulica de 14 dias	C – 12
Tabela C.17	Eficiências relativas aos sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) operando com tempo de detenção hidráulica total de 28 dias	C – 12
Tabela C.18	Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.a e A.3.b operando com tempos de detenção hidráulica de 21 dias	C – 13
Tabela C.19	Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.c e A.3.d operando com tempos de detenção hidráulica de 21 dias	C – 13
Tabela C.20	Eficiências relativas aos sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) operando com tempo de detenção hidráulica total de 42 dias	C – 14
Tabela C.21.a	Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenada aplicadas, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares – Semanas 1 a 8)	C – 14
Tabela C.21.b	Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenada aplicadas, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares – Semanas 9 a 15)	C – 15
Tabela C.22.a	Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO ₅ /NTK dos afluentes, relações DBO ₅ /DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de 0,042 m ³ /(m ² .d)	C – 16
Tabela C.22.b	Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO ₅ /NTK dos afluentes, relações DBO ₅ /DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de 0,063 m ³ /(m ² .d)	C – 17

Tabela C.22.c	Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO_5/NTK dos afluentes, relações DBO_5/DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$	C – 18
Tabela C.23	Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto – Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto sem cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção	C – 19
Tabela C.24	Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto – Primeiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção	C – 20
Tabela C.25	Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto – Segundo ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção	C – 21
Tabela C.26	Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto – Terceiro Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção	C – 22
Tabela C.27	Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto – Quarto Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, cargas orgânicas aplicadas e eficiências de remoção	C – 23
Tabela C.28	Cargas totais adicionadas e retiradas do sistema banhado piloto e eficiências de remoção obtidas durante o primeiro ciclo de trabalho com cobertura	C – 24
Tabela C.29	Cargas totais adicionadas e retiradas do sistema banhado piloto e eficiências de remoção obtidas durante o quarto ciclo de trabalho com cobertura	C – 24
Figura D.1	Eficiências semanais de remoção de DBO_5 dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> temperatura máxima semanal	D – 1
Figura D.2	Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> temperatura máxima semanal	D – 1
Figura D.3	Eficiências semanais de remoção de DBO_5 dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> temperatura mínima semanal	D – 1

Figura D.4	Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> temperatura mínima semanal	D – 2
Figura D.5	Eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> variações semanais de temperaturas	D – 2
Figura D.6	Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 <i>versus</i> variações semanais de temperaturas	D – 2
Figura D.7	Comportamento da DBO ₅ total nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 3
Figura D.8	Comportamento da DQO total nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 3
Figura D.9	Evolução do pH nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 3
Figura D.10	Evolução da razão DBO ₅ /DQO nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 4
Figura D.11	Comportamento da relação DBO _{5solúvel} /DBO _{5total} nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 4
Figura D.12	Comportamento da relação DQO _{solúvel} /DQO _{total} nos reatores ao longo da Subfase A.2	D – 4
Figura D.13	Correlacionamentos entre eficiências de remoção de AGV e DBO ₅ e AGV e DQO utilizando as eficiências globais de remoção dos reatores de 1º e 2º estágio operando com TDH = 14 d bem como dos sistemas conjugados operando cm TDH = 28 d (Subfase A.3)	D – 5
Tabela D.14	Correlacionamentos entre eficiências de remoção de AGV e DBO ₅ e AGV e DQO utilizando as eficiências globais de remoção dos reatores de 1º e 2º estágio operando com TDH = 21 d bem como dos sistemas conjugados operando cm TDH = 42 d (Subfase A.3)	D – 5
Figura D.15	Remoções de DBO ₅ obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> taxas de aplicação superficial utilizadas	D – 6
Figura D.16	Remoções de DQO obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> taxas de aplicação superficial utilizadas	D – 6
Figura D.17	Remoções de NTK obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> taxas de aplicação superficial utilizadas	D – 6
Figura D.18	Remoções de DBO ₅ obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> carga orgânica aplicada como kgDBO ₅ /(m ³ .d)	D – 7
Figura D.19	Remoções de DQO obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> carga nitrogenada aplicada como kgDQO/(m ³ .d)	D – 7
Figura D.20	Remoções de NTK obtidas na Subfase B.1 <i>versus</i> carga nitrogenada aplicada como kgNTK/(m ³ .d)	D – 7

Figura D.21	Plotagem de eficiências de remoção de DBO_5 <i>versus</i> cargas orgânicas aplicadas (DBO_5) para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 8
Figura D.22	Plotagem de eficiências de remoção de DQO <i>versus</i> cargas orgânicas aplicadas (DQO) para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 8
Figura D.23	Plotagem de eficiências de remoção de NTK <i>versus</i> cargas nitrogenadas (NTK) aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 8
Figura D.24	Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal <i>versus</i> cargas amoniacaais aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 9
Figura D.25	Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio orgânico <i>versus</i> cargas de nitrogênio orgânico aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 9
Figura D.26	Plotagem de eficiências de remoção <i>real</i> de nitrogênio <i>versus</i> cargas de NTK aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 9
Figura D.27	Plotagem de eficiências de remoção de NTK <i>versus</i> cargas de DBO_5 aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 10
Figura D.28	Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal <i>versus</i> cargas de DBO_5 aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 10
Figura D.29	Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio orgânico <i>versus</i> cargas de DBO_5 aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 10
Figura D.30	Plotagem das diferenças entre as razões DBO_5/DQO de afluente e efluente das aplicações ao biofiltro em função das cargas de DBO_5 aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 11
Figura D.31	Plotagem das remoções de AGV em função das cargas de DBO_5 aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 11
Figura D.32	Plotagem das remoções de DBO_5 em função das relações DBO_5/NTK dos afluentes para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 11
Figura D.33	Plotagem das remoções de nitrogênio amoniacal em função das relações DBO_5/NTK dos afluentes para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 12

Figura D.34	Plotagem das remoções alcalinidade em função das cargas amoniacaais aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2	D – 12
Figura D.35	Plotagem das remoções de alcalinidade verificadas <i>versus</i> remoção teórica de nitrogênio por nitrificação-desnitrificação, <i>versus</i> nitrogênio convertido a formas inorgânicas, <i>versus</i> nitrogênio efetivamente removido do sistema e <i>versus</i> remoção de NTK [taxas 0,042 e 0,063 m ³ /(m ² .d)]	D – 12
Tabela E.1	Análise das médias referentes às características físico-químicas e biológicas do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 1-30)	E – 1
Tabela E.2	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.a (semanas 3-31)	E – 2
Tabela E.3	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.b (semanas 3-31)	E – 3
Tabela E.4	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.c (semanas 5-21)	E – 4
Tabela E.5	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.d (semanas 5-21)	E – 4
Tabela E.6	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.e (semanas 9-25)	E – 4
Tabela E.7	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.f (semanas 9-20)	E – 5
Tabela E.8	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.i (semanas 14-30)	E – 5
Tabela E.9	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.j (semanas 14-30)	E – 5
Tabela E.10	Média, mínimo e máximo relativos aos registros semanais das temperaturas máxima e mínima colhidos entre as semanas 3 e 31 da Subfase A.1	E – 6

Tabela E.11	Estatísticas relativas às eficiências semanais de remoção de DBO ₅ promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)	E – 6
Tabela E.12	Estatísticas relativas às eficiências semanais de remoção de DQO promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)	E – 6
Tabela E.13	Estatísticas relativas às relações DBO ₅ /DQO do afluente e dos efluentes da Subfase A.1 (semanas 1; 4-31)	E – 6
Tabela E.14	Análise das médias referentes às características físico químicas e biológicas do afluente utilizado na Subfase A.3	E – 7
Tabela E.15	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.a	E – 8
Tabela E.16	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.b	E – 9
Tabela E.17	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.c	E – 10
Tabela E.18	Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.d	E – 11
Tabela E.19	Média, mínimo e máximo relativos aos registros semanais das temperaturas máxima e mínima durante Subfase A.3	E – 12
Tabela E.20	Resumos das médias relativas às relações DBO ₅ /DQO do afluente e dos efluentes da Subfase A.3	E – 12
Tabela E.21	Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,042 m ³ /(m ² .d)	E – 13
Tabela E.22	Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,063 m ³ /(m ² .d)	E – 13
Tabela E.23	Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,084 m ³ /(m ² .d)	E – 14
Tabela E.24	Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,042 m ³ /(m ² .d)	E – 15
Tabela E.25	Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,063 m ³ /(m ² .d)	E – 16

Tabela E.26	Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,084 m ³ /(m ² .d)	E – 17
Tabela E.27	Aspectos relativos à compreensão da Tabela E.28, estabelecida para apresentar os resumos relativos aos testes utilizando a Tabela one-way ANOVA	E – 18
Tabela E.28	Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1	E – 19
Tabela E.29	Resumos das médias referentes às taxas de aplicação e eficiências obtidas na Fase C - primeiro ciclo de trabalho em banhado com cobertura	E – 31
Tabela E.30	Resumos das médias referentes às taxas de aplicação e eficiências obtidas na Fase C - quarto ciclo de trabalho em banhado com cobertura	E – 32
Figura F.1	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do ciclo de operação sem cobertura	F – 1
Figura F.2	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do ciclo de operação sem cobertura	F – 1
Figura F.3	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do ciclo de operação sem cobertura	F – 2
Figura F.4	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do primeiro ciclo de operação com cobertura	F – 2
Figura F.5	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do primeiro ciclo de operação com cobertura	F – 3
Figura F.6	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do primeiro ciclo de operação com cobertura	F – 3
Figura F.7	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do primeiro ciclo de operação com cobertura	F – 4
Figura F.8	Registro do banhado-piloto no dia 28 do primeiro ciclo de operação com cobertura	F – 4
Figura F.9	Registro do banhado-piloto no dia 0 (zero) do segundo ciclo de operação com cobertura	F – 5
Figura F.10	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do segundo ciclo de operação com cobertura	F – 5
Figura F.11	Banhado-piloto no dia 0 (zero) do terceiro ciclo de operação com cobertura	F – 6
Figura F.12	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do quarto ciclo de operação com cobertura (as plantas foram podadas após a fotografia)	F – 6

Figura F.13	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do quarto ciclo de operação com cobertura	F – 7
Figura F.14	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do quarto ciclo de operação com cobertura	F – 7
Figura F.15	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do quarto ciclo de operação com cobertura	F – 8
Figura F.16	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 28 do quarto ciclo de operação com cobertura	F – 8
Figura F.17	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 42 do quarto ciclo de operação com cobertura	F – 9
Figura F.18	Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 42 do quarto ciclo de operação com cobertura, após colheita das plantas, evidenciando raízes saudáveis	F – 9
Figura F.19	Poço de captação do lixiviado bruto utilizado na Fase A da pesquisa, sito no Aterro Sanitário Santa Tecla, Gravataí	F – 10
Figura F.20	Vista posterior dos reatores do sistema anaeróbio de tratamento	F – 10
Figura F.21	Bombona que servia de base nivelada para coleta dos efluentes dos reatores anaeróbios	F – 11
Figura F.22	Tanque de estocagem de lixiviado bruto utilizado na Fase A da pesquisa	F – 11
Figura F.23	Termômetro de mínima e máxima instalado na área do experimento	F – 12
Figura F.24	Contraste entre pedras não utilizada no experimento (esquerda) e proveniente do meio suporte de um dos reatores da Subfase A.3	F – 12
Figura F.25	Coleta de efluente de um dos reatores anaeróbios da Subfase A.1	F – 13
Figura F.26	Registro fotográfico dos efluentes dos reatores A.2.C1 (esquerda), A.2.C2 (centro) e A.2.T (direita) tomado no dia 48 da Subfase A.2	F – 13
Figura F.27	Registro fotográfico dos efluentes dos reatores A.2.T (esquerda) e A.2.C1 (direita) evidenciando as diferenças em cor e turbidez	F – 14
Figura F.28	Registro fotográfico da montagem do filtro aeróbio utilizado no experimento (Fase B)	F – 14
Figura F.29	Balde graduado com torneira na base utilizado para aplicação de lixiviados no filtro aeróbio	F – 15
Figura F.30	Vista geral do sistema de aplicação de lixiviado ao filtro aeróbio por gravidade	F – 15

- Figura F.31** Sistema de gotejamento de lixiviado no filtro aeróbio, composto por 6 canos de PVC perfurados F – 16
- Figura F.32** Vista do poço de lixiviado utilizado na Subfase B.1 do experimento, sito no Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre F – 16
- Figura F.33** Vista do banhado-piloto com sistema de cobertura (tapume) F – 17

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

$\mu\text{mho/cm}$	micromhos por centímetro
“	polegadas
$+\infty$	mais infinito (infinito “à direita”)
$\frac{1}{2}$	representação fracionária do número 0,5
$\frac{3}{4}$	representação fracionária do número 0,75
$1\frac{1}{4}$	representação fracionária do número 1,25
A.1.a	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.b	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.c	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.d	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.e	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.f	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.g	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.h	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.i	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.j	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.k	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.l	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.m	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.1.n	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1

A.2.C1	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.2
A.2.C2	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.2.T	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.1
A.3.a	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.3
A.3.b	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.3
A.3.c	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.3
A.3.d	filtro anaeróbio experimental em escala piloto integrante da Subfase A.3
ABS	alquilbenzeno sulfonato de sódio
Ác. Acético	ácido acético
Ag	prata
AGV	ácido(s) graxo(s) volátil(eis)
Al	alumínio
$Al_2(SO_4)_3$	sulfato de alumínio
ANOVA	<i>analysis of variance</i> (tabela de análise de variâncias)
As	arsênio
B	boro
Ba	bário
C	carbono
$C_5H_4O_2N$	fórmula mínima representativa de células bacterianas
$C_6H_{10}O_5$	fórmula mínima representativa de resíduo sólido
$C_6H_{12}O_6$	glicose
C_6H_5OH	fenol
Ca	cálcio
$Ca(OCl)_2$	hipoclorito de cálcio
$Ca(OH)_2$	hidróxido de cálcio (cal <i>extinta</i> ou <i>hidratada</i>)
$CaCO_3$	carbonato de cálcio
cal	caloria
Cd	cádmio

CESB/DMAE	Centro de Estudos em Saneamento Básico do Departamento Municipal de Águas e Esgotos da Prefeitura Municipal de Porto Alegre
CH ₃ CH ₂ OH	etanol
CH ₃ COOH	ácido acético
CH ₄	metano
Cl	cloro
Cl ₂	cloro molecular
cm	centímetros
CN ⁻	ânion cianeto
Co	cobalto
CO ₂	dióxido de carbono
COT	carbono orgânico total
COT:N	relação entre carbono orgânico total e nitrogênio
Cr	cromo
Cr ⁺³	cromo trivalente
Cr ⁺⁶	cromo hexavalente
Cu	cobre
CV	coeficiente de variação
d	dias
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DBO ₅	demanda bioquímica de oxigênio – 5 dias
DBO ₅ :N:P	relação entre demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias, nitrogênio e fósforo
DBO _{5solúvel}	demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias relativa a substrato em solução
DBO _{5total}	demanda bioquímica de oxigênio total em 5 dias (soma das demandas bioquímicas de oxigênio em 5 dias solúvel e suspensa)
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Porto Alegre
DN	diâmetro nominal
DQO	demanda química de oxigênio
DQO:N:P	relação entre demanda química de oxigênio, nitrogênio e fósforo

DQO _{solúvel}	demanda química de oxigênio relativa a substrato em solução
DQO _{total}	demanda química de oxigênio total (soma das demandas químicas de oxigênio solúvel e suspensa)
EP	erro padrão
EUA	Estados Unidos da América
F	flúor
F/M	relação entre alimento e microorganismos
Fe	ferro
FeCl ₃	cloreto férrico
FWS	“ <i>free water surface</i> ” (banhado de superfície líquida livre)
g	gramas
gÁc. Acético	gramas de ácido acético
gDBO ₅ /[(m ² de área de disco).d]	grama de demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias por metro quadrado de área de disco por dia
gDQO/[(m ² de área de disco).d]	grama de demanda química de oxigênio por metro quadrado de área de disco por dia
gN/[(m ² de área de disco).d]	gramas de nitrogênio por metro quadrado de área de disco por dia
h	horas
H ⁺	íon hidrônio
H ₂	hidrogênio molecular
H ₂ CO ₃	ácido carbônico
H ₂ O	água
H ₂ S	ácido sulfídrico
HCO ₃ ⁻	ânion bicarbonato
Hg	mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	potássio
kcal	quilocalorias
kg	quilogramas
KMnO ₄	permanganato de potássio
kN	quiloNewtons
L	litros

L/[(m ² de área de disco).d]	litros por metro quadrado de área de disco por dia
LAS	linear alquilbenzeno sulfonato de sódio
Li	lítio
m	metros
MÁX	máximo
MED	mediana
meq	miliequivalentes
mg	miligramas
Mg	magnésio
mgCoPt/L	miligramas de cobalto-platina por litro
mgHCO ₃ ⁻ /(mgN a ser oxidada)	miligramas do ânion bicarbonato por miligrama de nitrogênio a ser oxidada
mgO ₂ /[(g de raiz).d]	miligramas de oxigênio molecular por grama de raiz por dia
min	minutos
MÍN	mínimo
mL	mililitros
mm	milímetros
Mn	manganês
Mo	molibdênio
mV	miliVolts
N	nitrogênio
N(orgânico)	nitrogênio orgânico
N ₂	nitrogênio molecular
N ₂ O	óxido nitroso
Na	sódio
Na ₂ S	sulfeto de sódio
ND	não detectável
NH ₃	amônia livre
NH ₄ ⁺	íon amônio
NH ₄ ⁺ -N	nitrogênio na forma amoniacal
Ni	níquel
Nm ³	metro cúbico de gás nas condições normais de temperatura e pressão

NMP/100mL	número mais provável por cem mililitros
NMPF/100mL	número mais provável de coliformes fecais por cem mililitros
NO	monóxido de nitrogênio
NO ₂ ⁻	ânion nitrito
NO ₃ ⁻	ânion nitrato
NTK	nitrogênio total de Kjeldahl
O ₂	oxigênio molecular
O ₃	ozônio
°C	graus Celsius
organismos/g de fezes	organismos por grama de fezes
P	fósforo
Pb	chumbo
pcb's	bifenilas policloradas
PEAD	polietileno de alta densidade
pH	potencial hidrogeniônico
PO ₄ ⁻³	ânion fosfato
PVC	cloreto de polivinila
RJ	Rio de janeiro (unidade federativa)
rpm	rotações por minuto
RS	Rio Grande do Sul
s	segundos
S	enxofre
s	desvio padrão
s ²	variância
S ⁻²	ânion sulfeto
S ⁻² /Metais <i>Pesados</i>	razão entre ânion bivalente sulfeto e metais <i>pesados</i>
Se	selênio
sem	semana
SFS	<i>Subsurface flow system</i> – banhado construído de fluxo subsuperficial
Sn	estanho
SO ₃ ⁻²	ânion sulfito

SO_4^{-2}	ânion sulfato
SP	São Paulo (unidade federativa)
Sr	estrôncio
SSF	sólidos suspensos fixos
SSMA	Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul
SST	sólidos suspensos totais
SSV	sólidos suspensos voláteis
ST	sólidos totais
STD	sólidos totais dissolvidos
T	temperatura
t	toneladas
TDH	tempo(s) de detenção hidráulica
$\text{TDH}_{\text{total}}$	tempo de detenção hidráulica total
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (agência de proteção ambiental dos Estados Unidos da América)
UFC	unidades formadoras de colônias
UNT	unidade nefelométrica de turbidez
V	vanádio
Y	coeficiente de crescimento celular
Zn	zinco
ΔG	variação da energia livre de Gibbs
ΔT	variação da temperatura
N	número de resultados
α	porosidade (=volume de vazios/volume total)
ϕ	diâmetro de partícula
γ	peso específico
μm	micrômetro = 10^{-6} m

1. INTRODUÇÃO

A disposição de resíduos sólidos no solo como forma de destinação final é um procedimento adotado na esmagadora maioria das municipalidades dos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, caso do Brasil. A prática, quando aplicada sob critérios técnicos que garantam a estabilidade da obra, a otimização do tratamento dos resíduos no solo, o controle dos subprodutos originados, e a proteção dos recursos naturais regionais, consiste em um método tecnológica, ambiental e economicamente plenamente viável denominado *Aterro Sanitário*.

A principal desvantagem da disposição dos resíduos no solo, ainda que feita de forma qualificada, encontra-se no fato de que os produtos do processo anaeróbio que os resíduos sofrem na instância redutora apresentam elevada instabilidade termodinâmica, sendo portanto poluentes. O processo de lixiviação dos maciços de aterro pela percolação das águas de chuvas produz um efluente líquido com alta demanda de oxigênio para estabilização: o *lixiviado*.

Dentro da realidade nacional, grande parte dos municípios não dispõe de recursos financeiros e equipes técnicas qualificadas para conceber e operar aterros sanitários, de modo que a disposição dos seus resíduos dá-se ou (1) de forma totalmente caótica e desordenada, em áreas que irão impactar de modo significativo os seus entornos (tais áreas são correntemente denominadas *lixões*), ou (2) com algum grau de controle, como em aterros em que os resíduos sofrem algum manejo e adensamento por máquinas, existe uma rede mínima de drenagem e coleta dos lixiviados, sendo esses concentrados em alguma bacia que retarde o seu lançamento e permita alcançar-se algum grau parcial de estabilização e/ou diluição. Dados do IBGE (2002) dão conta de que no Brasil 72% dos resíduos sólidos produzidos, cerca de 90.000 toneladas diárias, são dispostas em áreas sem nenhuma espécie de controle.

Aquém do ensejo geral de que em um tempo próximo todas as unidades de tratamento de resíduos sólidos brasileiras e estrangeiras sejam operadas dentro de critérios tecnicamente elaborados para a proteção ambiental, dispondo de recursos humanos e materiais para tal, torna-se imperativo, pois, enquanto perdure a atual realidade, o estabelecimento de soluções tecnológicas que permitam, a partir de reduzidos investimentos

municipais, ao menos atenuar-se o potencial poluidor dos lixiviados, permitindo que o seu lançamento nos corpos hídricos ocasione problemas ecossistêmicos menos severos. Tais soluções, além de cumprirem esse papel fundamental, poderão, mesmo para municipalidades economicamente mais abastadas, orientar sobre a forma econômica de dirigir os investimentos, uma vez que demonstrem que para atingir determinados graus de eficiência no tratamento não seja necessário alocarem-se sistemas igualmente eficientes, porém bem mais onerosos.

Para o efetivo tratamento dos lixiviados de aterro, de forma a cumprirem-se os padrões para emissão, ainda não detém-se, dentro de uma visão de otimização técnico-econômica, uma metodologia padronizada prontamente aplicável a todos os casos. Experiências com lodos ativados, evaporação, biodiscos rotativos, lagoas de estabilização, filtros, processos físico-químicos, adsortivos e tratamento conjunto com esgotos têm apresentado resultados com diferentes graus de eficiência; porém, nenhum tratamento estudado mostrou-se efetivo e economicamente prontamente aplicável a todos os casos.

As características dos lixiviados de aterros de resíduos sólidos variam marcadamente em função de fatores climatológicos e operacionais dos sítios. Contudo, a experiência demonstra que o lixiviado gerado em aterros bem operados, com efetiva fiscalização das cargas não-domiciliares admitidas, frente às legislações vigentes apresentará como fundamentais demandas a tratar a *matéria orgânica* e o *nitrogênio*. O potencial depreciativo ao meio-ambiente dos muitos constituintes orgânicos e inorgânicos do lixiviado e as tecnologias para sua remoção seriam pauta para um fórum muito mais conservador, no entanto de extremo interesse. Contudo, em uma primeira análise, os efeitos ecossistêmicos mais imediatos do lançamento de lixiviados em corpos hídricos estão associados à depleção dos níveis de oxigênio dissolvido, ocasionada pela demanda de oxigênio do efluente e à eutrofização dos cursos, devido às elevadas concentrações de nitrogênio presentes no mesmo.

Na busca de alternativas de baixo custo, apropriadas à realidade brasileira, os filtros anaeróbios de brita surgem respaldados pela experiência positiva de sua utilização pelo DMLU, como primeira unidade de um sistema de tratamento. A experimentação dos biofiltros aeróbios de baixa taxa como unidade subsequente é incentivada pela sua efetividade, amplamente relatada em experiências de tratamento de esgotos, na oxidação da matéria orgânica recalcitrante ao tratamento anaeróbio com concomitante nitrificação. Por fim, a

utilização de banhados construídos para polimento de águas residuárias, hoje muito estudada, é considerada altamente promissora. Os citados processos são de simples concepção e operação e reduzido custo de instalação e manutenção, podendo operar sem demanda energética externa, além da natural solar.

Os testes, levados a cabo seqüencialmente, utilizaram lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla, sito no município de Gravataí, Rio Grande do Sul, líquido apresentando características típicas de lixiviados brutos de aterros de resíduos sólidos. Alguns estudos preliminares utilizaram também lixiviado com inferior concentração de matéria orgânica, proveniente do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre. Os trabalhos de campo da pesquisa foram conduzidos entre setembro de 2001 e novembro de 2002.

Por influência dos conceitos de simplicidade e economia que orientaram a escolha dos sistemas de tratamento, bem como da idéia de reaproveitamento que norteia os projetos do DMLU, os aparatos experimentais foram construídos a partir de materiais baratos, muitos deles residuários ou fartamente disponíveis. Além disso, várias doações de materiais e de serviços concorreram para o reduzido custo final da construção dos sistemas de tratamento em escala piloto.

Neste mesmo espírito, todos os trabalhos de campo, que consistiram sobretudo em deslocamento de volumes e coletas de amostras foram executados manualmente, sem nenhum tipo de automação, entretanto resguardando-se a acuracidade necessária a um trabalho de pesquisa.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Basicamente, objetivou-se produzir resultados que possibilitem a avaliação da conveniência da adoção de cada um dos sistemas pesquisados, filtro anaeróbio de brita, filtro aeróbio de brita e banhado construído, para a obtenção de graus parciais de tratamento em lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos municipais e avaliar a eficiência global dos três sistemas aplicados consecutivamente, visando o condicionamento do lixiviado para seu lançamento em corpo receptor ou encaminhamento a um sistema complementar de tratamento. A opção de trabalho em escala piloto visou a produção de resultados fidedignos para embasar projetos em escala real.

2.2 Objetivos Específicos

Especificamente, buscou-se através da pesquisa obter-se:

- Resultados da performance de filtros anaeróbios de brita tratando lixiviado típico de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos, na estabilização parcial da carga orgânica (redução de DQO e DBO₅), primeiramente em estágio único, sob quatro diferentes tempos de detenção hidráulica, após em duplo estágio, sob três diferentes tempos de detenção hidráulica;
- Resultados para embasar uma avaliação preliminar da performance de biofiltro aeróbio tratando lixiviado efluente do tratamento em filtro anaeróbio na (1) remoção de nitrogênio total de Kjeldahl por nitrificação com ou sem posterior desnitrificação e *stripping* de amônia, e na (2) remoção de matéria orgânica remanescente do processo anaeróbio, aplicando-se diferentes taxas volumétricas e cargas orgânicas e nitrogenadas variáveis;
- Resultados para embasar uma avaliação preliminar da performance de banhado construído, operado sob regime de semi-batelada no (1) rebaixamento das concentrações de nitrogênio e fósforo e na (2) remoção de matéria orgânica remanescente de lixiviados previamente tratados consecutivamente nos filtros anaeróbio e aeróbio.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos

3.1.1 Introdução

Desde os primórdios de sua existência o homem sempre produziu resíduos sólidos em suas atividades rotineiras. Podemos imaginar um cenário pré-histórico com ferramentas, utensílios e vestimentas rudimentares abandonadas ao tornarem-se inservíveis, carcaças e ossadas de caças, restantes das refeições, abandonadas no solo. Particularmente, após a revolução industrial, a geração de resíduos sólidos incrementou-se sobremaneira, como consequência do aumento da produção e oferta de produtos. Nos nossos dias, o atual desenvolvimento industrial oferece uma ampla variedade de produtos para consumo imediato e de insumos para atividades profissionais. Dada a sofisticação exigida para que os produtos deixem os complexos industriais, submetam-se ao transporte para sua distribuição às casas de comércio, e nessas permaneçam à disposição dos consumidores por elevado tempo sem perda de suas qualidades originais, uma grande variedade de embalagens desenvolveu-se, incrementando os volumes de rejeitos produzidos em imóveis residenciais, comerciais e industriais. A cultura dos produtos descartáveis vem destacando-se a partir do Século XX como fenômeno de consumo em muitas sociedades, o que vem rapidamente elevando a quantidade média de resíduos sólidos produzidos por habitante na unidade de tempo, especialmente nos países ricos e nos emergentes. Essa mesma média mostra-se severamente variável em função de fatores sazonais, culturais e econômicos relacionados às comunidades.

Até um certo momento crítico da História, a velocidade de geração de resíduos poluentes era inferior à velocidade de sua assimilação natural pelos ambientes regionais. Deste modo, bastava afastá-los das áreas de convívio para que não mais representassem potencial de depreciação da qualidade de vida das comunidades por geração de macro e microvetores, incêndios, odores desagradáveis, poluição das águas superficiais e subsuperficiais e depreciação paisagística. No momento em que inverteram-se as magnitudes relativas de tais taxas, ao mesmo tempo em que a população passou a concentrar-se em áreas metropolitanas, as comunidades viram-se obrigadas a gerenciar adequadamente e “*eliminar*” seus resíduos. A coleta e concentração dos resíduos para posterior queima ou disposição no

solo foram procedimentos adotados. Dados os avanços tecnológicos, nos nossos dias, diversas soluções eficientes para o tratamento dos resíduos sólidos estão disponíveis, porém, ainda hoje 80% dos resíduos sólidos produzidos no mundo são dispostos no solo (HOGLAND, 1995 apud REICHERT, 1999). A prática da disposição no solo, em função da sua relativa simplicidade e baixo custo frente a outros métodos, sofreu um processo de sofisticação tecnológica e hoje desponta como um método ambiental e economicamente viável, através da adoção de sistemas de proteção do entorno, de controle sanitário, de garantia da estabilidade estrutural da obra, de minimização e controle dos produtos gerados e de otimização do tratamento dos resíduos no solo, denominado *aterro sanitário*.

Uma das grandes desvantagens do método é a geração de um efluente líquido escuro e fétido com elevada instabilidade termodinâmica devido à presença de compostos não estabilizados derivados da decomposição parcial da matéria orgânica, e com uma série de compostos naturais e sintéticos dissolvidos e dispersos. Tal efluente, se não administrado e tratado corretamente, pode ocasionar séria depreciação à qualidade de vida das populações que o produzem.

Diversas denominações foram atribuídas a esse líquido, entre outras, *chorume*, *sumeiro*, *purina*, *lixiviado*, *lixívia*, *líquido lixiviado*, *percolado* e *líquido percolado*. A denominação “chorume” tornou-se muito conhecida tanto popularmente quanto no meio técnico. LUZ (1983) apud LIMA (1995) define *chorume* como o líquido advindo de três fontes: (1) umidade natural dos resíduos sólidos (que se eleva sensivelmente nos períodos de chuva); (2) água de constituição dos vários materiais, que sobra durante a decomposição; (3) líquido proveniente da dissolução da matéria orgânica pelas exoenzimas bacterianas na fase inicial da degradação da matéria orgânica. REICHERT (1999) ressalta que, além dos limites da definição anterior, as águas precipitadas sobre o aterro, que atravessam a massa de resíduos dissolvendo compostos solúveis e arrastando particulados são responsáveis pela quase totalidade dos volumes de efluente gerados, defendendo a adoção da denominação *lixiviado* para o líquido, como tradução do termo inglês *leachate* (*to leach = lixiviar*) adotado nas publicações em língua inglesa, ressaltando que tal descreve melhor as condições físicas em que é gerado.

Em consonância com ambas as definições, no presente trabalho considera-se *chorume* o líquido proveniente dos fenômenos físicos, químicos e biológicos sofridos por um

dado volume de resíduos sólidos em um sistema fechado, sem trocas de matéria com o exterior, o que conduz à primeira definição apresentada; considera-se *lixiviado* o efluente produzido em aterro, considerado sistema aberto às trocas de massa, sujeito aos fenômenos hidrológicos locais. A água residuária, oriunda de um processo de percolação é, por definição, um *líquido percolado*. No entanto, a sua característica como poluente advirá verdadeiramente do processo de lixiviação de compostos do meio em que percola. Se tal meio for isento de substâncias solúveis e sólidos passíveis de arraste, o líquido percolado não sofrerá modificação em sua composição, não motivando então ser denominado *lixiviado*. Eis a justificativa da nomenclatura adotada, que enfatiza o fenômeno de transformação dos líquidos originais em sua forma final.

3.1.2 Características dos resíduos sólidos

As características dos resíduos sólidos produzidos pelas comunidades variam essencialmente em função de fatores culturais e econômicos. A característica econômica predominante de uma municipalidade como essencialmente agrícola, comercial ou industrial leva a geração de resíduos com diferentes composições. O poder aquisitivo de cada comunidade, e portanto, o acesso dos habitantes a certos bens de consumo e não a outros, bem como a própria cultura de consumo de cada localidade resultarão em diferenças qualitativas e quantitativas dos resíduos produzidos. A cultura do aproveitamento máximo das sobras alimentares e embalagens também contribui para esses contrastes. Cita REICHERT (1999) que, via de regra, os resíduos brasileiros apresentam percentuais de matéria orgânica facilmente degradável virtualmente superiores a 50% em peso, enquanto que nos países desenvolvidos esse percentual costuma ser inferior a 25%. Exemplificando, a Tabela 3.1 apresenta as composições percentuais dos resíduos produzidos em sete diferentes localidades do Brasil e exterior.

No que tange à destinação dos resíduos, diferentes formas de gerenciamento do universo de resíduos gerados por uma comunidade específica conduzem a diferentes composições dos resíduos que efetivamente ingressam nos aterros sanitários. Certamente municípios em que o poder público adote políticas de reciclagem, reaproveitamento e segregação de resíduos perigosos terão uma composição quali e quantitativa muito diferenciada daqueles em que os aterros acolham indiscriminadamente todo o universo de

resíduos produzidos pela comunidade. Evidentemente, diferentes composições de resíduos destinados a aterros produzirão diferentes composições de lixiviados.

Tabela 3.1 – Composições percentuais de resíduos sólidos gerados em diferentes localidades

Constituinte (% peso)	Porto Alegre, RS (1994) ¹	Botucatu, SP (2000) ²	São Carlos, SP (1989) ³	Rio de Janeiro, RJ (2000) ⁴	Davis, EUA (1990) ⁵	Osaka, Japão (1989) ⁶
Matéria Orgânica	58,6	74,11	56,7	51,27	6,4	11,7
Papel e papelão	21,3	7,61	21,3	19,77	41,0	35,7
Plástico	8,4	8,41	8,5	17,61	10,7	20,3
Vidro	1,3	1,99	1,4	3,22	5,8	7,1
Metais	4,4	3,86	5,4	2,66	7,9	5,3
Outros	6,0	4,02	6,7	5,47	28,2	19,9

[Fonte: ¹DMLU (1994); ²OLIVEIRA e PASQUAL (2000); ³MANDELLI *et al.* (1991), ⁴LIMA e SURLIUGA (2000); ⁵TCHOBANOGLIOUS (1993); ⁶YOSHIDA (1995) apud REICHERT (1999)]

A Tabela 3.2 apresenta uma coletânea de fontes de ocorrência de metais e suas concentrações típicas nos resíduos brasileiros. Observe-se a ocorrência de diversos resíduos que, idealmente, deveriam ser segregados e destinados à reciclagem ou a aterros específicos para resíduos perigosos e vislumbre-se as diferenças de concentrações dessas espécies metálicas em lixiviados provenientes de aterros operados com e sem segregação prévia de resíduos.

Tabela 3.2 – Fontes e concentrações médias de metais nos resíduos brasileiros

Metal	Fonte de ocorrência nos resíduos sólidos ¹	Concentração típica nos resíduos sólidos brasileiros ²
Alumínio	• embalagens, diversos artigos domiciliares e industriais, cosméticos.	-
Antimônio	• embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos.	-
Arsênio	• resíduos e embalagens de herbicidas, inseticidas e fungicidas, embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos.	-
Bário	• cinzas de ruas*, resíduos de tintas, metais, couros.	-
Cádmio	• plásticos, matéria orgânica, metais não ferrosos, cinzas de ruas*, pilhas e baterias.	3 mgCd/kg de resíduo

continua

Tabela 3.2 – Fontes e concentrações médias de metais nos resíduos brasileiros (continuação)

Metal	Fonte de ocorrência nos resíduos sólidos¹	Concentração típica nos resíduos sólidos brasileiros²
Chumbo	<ul style="list-style-type: none"> metais ferrosos, plásticos, couros, borrachas, matéria orgânica, restos de combustíveis, cinzas de ruas*, papel, pilhas e baterias, papelão. 	167-282 mgPb/kg de resíduo
Cobre	<ul style="list-style-type: none"> metais ferrosos e não ferrosos, matéria orgânica, couros, borrachas, plásticos, resíduos de tintas, inseticidas, cinzas de ruas*. 	156 mgCu/kg de resíduo
Cromo	<ul style="list-style-type: none"> couros, matéria orgânica, metais ferrosos e não ferrosos, plásticos, vidros, papéis, papelão, embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos, cinzas de ruas*. 	68 mgCr/kg resíduo
Ferro	<ul style="list-style-type: none"> metais ferrosos (fontes de uso domiciliar e industrial variadas). 	-
Manganês	<ul style="list-style-type: none"> lâmpadas fluorescentes, pilhas e baterias. 	-
Mercurio	<ul style="list-style-type: none"> matéria orgânica, termômetros e manômetros, papéis, plásticos, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes. 	0,2 mgHg/kg de resíduo
Níquel	<ul style="list-style-type: none"> couros, matéria orgânica, pilhas e baterias, plásticos, vidros, papéis, borracha, cinzas de ruas*. 	12 mgNi/kg de resíduo
Prata	<ul style="list-style-type: none"> filmes fotográficos e radiográficos, resíduos de galvanoplastia. 	-
Sódio, Potássio, Cálcio, Magnésio	<ul style="list-style-type: none"> matéria orgânica, entulhos de construção, cascas de ovos, ossos. 	-
Zinco	<ul style="list-style-type: none"> metais não ferrosos, matéria orgânica, plásticos, papéis, borrachas, cinzas de ruas*. 	263-369 mgZn/kg de resíduo

(*): resíduos de varrição de ruas, provenientes das mais diversas fontes como papéis e objetos dispostos por transeuntes, materiais carregados pelo vento e particulados de emissões aéreas de estabelecimentos industriais.

(Fonte: ¹SEGATO e SILVA, 2000;
²ROUSSEAU *et al.*, 1989)

3.1.3 O processo anaeróbio de degradação dos resíduos sólidos

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual substratos são, em diversas etapas metabólicas, convertidos em compostos termodinamicamente mais estáveis através da ação de um sistema ecologicamente balanceado de microorganismos em uma relação comensal (CHERNICHARO, 1997). No entanto, o principal produto final do processo, o metano, ainda possui elevada “*energia química*” disponível, sendo removido devido à sua insolubilidade no meio aquoso. Outros produtos finais são o gás carbônico (CO₂), a água, o

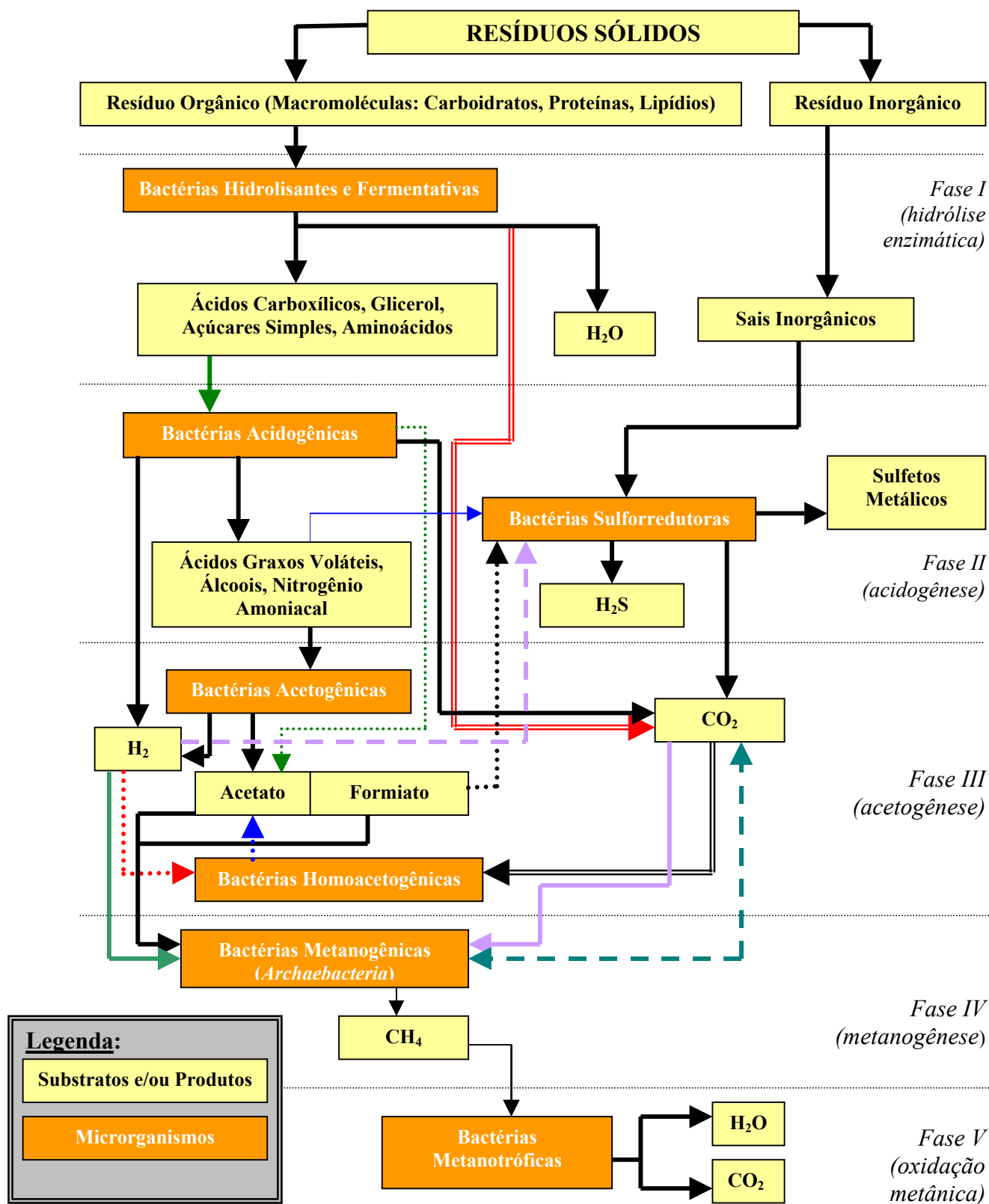


Figura 3.1 – Fases metabólicas da degradação biológica dos resíduos sólidos (Fonte: adaptado de HMSO, 1995)

Fase II – Acidogênese

A segunda fase do processo, caracterizada pela extinção do oxigênio molecular do meio, tem como substratos básicos açúcares simples, aminoácidos, glicerol e ácidos carboxílicos de cadeia longa, produtos da fase enzimática. Bactérias sintetizadoras de ácidos orgânicos (acidogênicas) serão protagonistas de reações de quebra de cadeias longas e produção de ácidos de cadeias curtas, álcoois, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. Os principais ácidos produzidos nesta fase são acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico. Nesta fase a temperatura cai ao estado mesofílico (29-45°C) e o pH do meio situa-se entre 5,2 e 6,8 (LIMA, 1995).

Se o meio contiver apreciável concentração de sulfatos ou sulfitos, bactérias anaeróbias estritas denominadas sulforredutoras, extremamente versáteis na metabolização de uma ampla gama de substratos, utilizarão tais compostos como aceptores de elétrons e concorrerão com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis no meio, modificando as rotas metabólicas do processo anaeróbico e produzindo sulfetos. Dois grupos de bactérias sulforredutoras apresentam-se: (1) as que oxidam os substratos até acetato, destacando-se os gêneros *Desulfobulbus* e *Desulfomonas* e a maioria das espécies dos gêneros *Desulfobacterium* e *Desulfonema*; e (2) as que oxidam completamente os substratos gerando gás carbônico. Nesse grupo incluem-se os gêneros *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacterium* e *Desulfonema*.

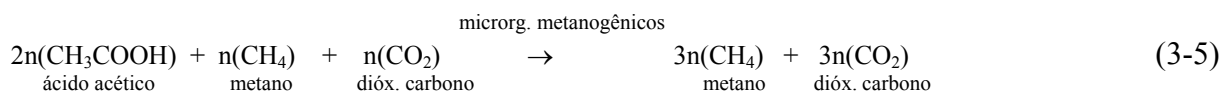
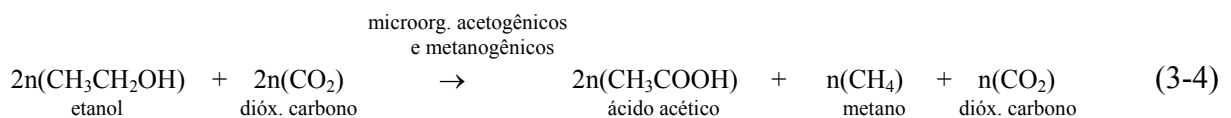
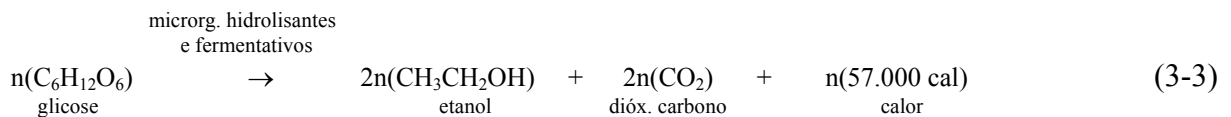
Fase III - Acetogênese

Nesta fase, ácidos de cadeia curta e demais produtos gerados na fase anterior são convertidos a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono por cepas especializadas (bactérias acetogênicas). Durante esta fase, a grande formação de hidrogênio faz com que o pH do meio aquoso baixe. As conversões de propionato, butirato e etanol em acetato em condições padrões são termodinamicamente desfavorecidas ($\Delta G > 0$). A utilização do hidrogênio pelas bactérias metanogênicas, sulforredutoras e outras presentes no meio são mecanismos que evitam quedas bruscas do pH e promovem o deslocamento das reações de formação de acetato no seu sentido direto, com liberação de energia livre para o meio.

Fase IV – Metanogênese

Nesta fase, bactérias anaeróbias estritas produtoras de metano dominam o meio. O pH eleva-se à faixa 6,8-7,2 e a temperatura permanece na faixa mesófila. As bactérias metanogênicas são divididas em dois grupos de acordo com os substratos utilizados: utilizadoras de acetato (acetoclásticas), e utilizadoras de hidrogênio (hidrogenotróficas). O primeiro grupo, onde destacam-se os gêneros *Methanosarcina* e *Methanothrix*, é responsável por 60-70% da produção de metano, utilizando o grupo metil do acetato (CHERNICHARO, 1997). O segundo grupo, que produz metano a partir de dióxido de carbono e hidrogênio, engloba quase todos os tipos de bactérias metanogênicas conhecidas. Os gêneros mais freqüentemente isolados desse grupo são *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, e *Methanobrevibacter*. O consumo de hidrogênio é fundamental para o rebaixamento de sua pressão parcial no meio, possibilitando a continuidade dos processos metabólicos das fases anteriores.

LIMA (1995) expressou matematicamente as reações básicas das fases II, III e IV conforme segue:



Fase V – Oxidação metânica

Metano e dióxido de carbono são os produtos finais do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos. Enquanto o segundo produto é termodinamicamente estável em condições normais, o primeiro possui alta “*energia química*” disponível. Tal energia pode ser aproveitada por cepas bacterianas aeróbias estritas (bactérias metanotróficas), que podem

colonizar sítios e imediações onde pontualmente as concentrações de metano e oxigênio molecular façam-se presentes. A conversão de metano a dióxido de carbono produz calor e pode ocasionar elevação de temperatura acima de 60°C nos pontos em que ocorra, constituindo um risco potencial às instalações dos sítios e arredores (FISCHER *et al.*, 1996).

Os aterros de resíduos sólidos podem ser considerados reatores bioquímicos abertos, de operação contínua, nos quais predominam as condições anaeróbias e a interação de diferentes espécies microbianas presentes no ecossistema, atuando em diferentes fases metabólicas ao longo do volume útil disponibilizado pelo sítio. Exercendo-se um comparativo com reatores anaeróbios fechados (biodigestores), algumas diferenças fundamentais entre ambos seriam:

- Enquanto o reator possui uma carga fixa e praticamente homogênea em todos os seus pontos, o aterro contempla uma série de cargas, com suas respectivas *idades*, interagindo entre si ao longo do espaço físico disponível;
- Em um reator fechado e controlado, o estabelecimento de um balanço de massa é perfeitamente factível e a produção de gases pode ser medida bem como a fase gasosa removida do reator propiciando o deslocamento do equilíbrio químico no sentido da formação desses gases (objetivo do processo anaeróbio). No caso dos aterros, tal balanço é deveras complexo: sua modelagem inclui fenômenos naturais (precipitação, evaporação, evapotranspiração) e operacionais (drenagem de gases, percolação e drenagem de lixiviados);
- No caso dos reatores fechados, as rotas bioquímicas são previsíveis e monitoráveis, bem como existe a possibilidade de intervenção nas mesmas a partir da modificação das condições de contorno (temperatura, pressão, composição do reator). Já no caso dos aterros existe uma superposição de *idades* das cargas distribuídas ao longo do espaço físico, cada qual atravessando o seu respectivo estágio no processo anaeróbio, sofrendo influência de fatores locais (pontuais) como temperatura e teor de umidade. Existe a interação entre essas *famílias* de *idades* principalmente através dos processos de percolação e recirculação de lixiviados (caso este procedimento operacional seja levado a efeito) e transporte difusivo de massa entre os diversos pontos. A intervenção no processo biológico do *sistema aterro* é possível, porém deveras mais difícil e onerosa;

- No caso do aterro, existem condições propícias ao desenvolvimento de processos ausentes ou pouco significativos nos reatores fechados como os fenômenos de complexação e adsorção pelo solo;

- A ocorrência de uma curta fase aeróbia pode ser evitada ou minimizada nos reatores fechados, ao passo que ocorrerá inevitavelmente nos aterros, sendo que sua duração será determinada principalmente por fatores operacionais como grau de compactação dos resíduos e altura das camadas de aterro.

Diferentes modelos, baseados sobretudo na composição do biogás gerado ao longo do tempo, tentam descrever a evolução do aterro sanitário como instância de degradação da matéria orgânica ao longo do seu tempo de vida. TABASARAN (1975), apud LIMA (1995), modela a evolução do aterro em quatro fases:

Fase I – Aeróbia: com duração aproximada de duas semanas, até o final do consumo do oxigênio remanescente na massa de resíduos, caracteriza-se pelas reações de hidrólise enzimática de compostos insolúveis e de extensas cadeias carbonáceas e oxidação dos produtos gerados, com temperatura podendo atingir o estágio termófilo e potencial redox entre +800 e -100 mV;

Fase II – Ácida: com duração de sessenta dias, caracteriza-se pela formação de ácidos e outros compostos de cadeia curta por organismos acidogênicos, bem como produção de amônia e seus compostos a partir do nitrogênio orgânico. O pH do meio é baixo (5,2-6,5) devido à intensa formação de ácidos ainda não metabolizados, a temperatura mantém-se no estágio mesófilo, o potencial redox é inferior a -100 mV;

Fase III – Metânica Instável: com duração de dois anos caracteriza-se pelo processamento dos ácidos gerados na fase anterior por bactérias metanogênicas, além de conversão de compostos poliméricos semi-refratários a monômeros simples, para sua metanização posterior. Ocorre estabilização da temperatura do meio próxima a 30°C, do pH entre 6,8 e 7,2, e do potencial redox em torno de -300 mV. Os principais produtos desta fase são o ácido acético, o dióxido de carbono e uma relativa parcela de metano. É possível identificar-se ainda a presença de hidrogênio molecular, gás sulfídrico, indol, mercaptanas e traços de outros compostos no biogás;

Fase IV – Metânica Estável: Esta fase caracteriza-se pela reduzida variabilidade bioquímica, uma vez que praticamente todos os compostos complexos foram quebrados em monômeros; as bactérias metanogênicas dominam seletivamente o meio; a temperatura estabiliza-se próxima à ambiente, o pH estabiliza-se próximo à neutralidade; o potencial redox varia entre -330 e -600 mV. O biogás compõe-se de aproximadamente 60% de metano e 40% de gás carbônico. A duração da fase é virtualmente superior a dez anos.

A Figura 3.2 apresenta o modelo de Tabasaran em função da composição do biogás.

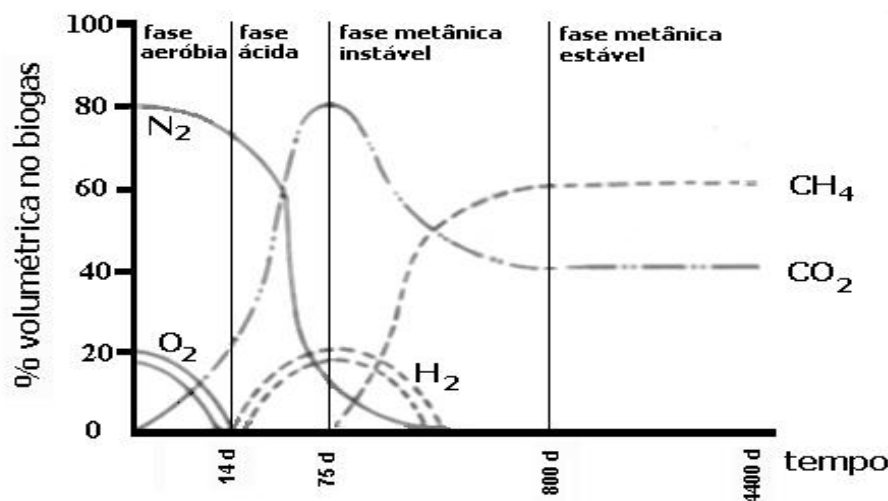


Figura 3.2 – Modelo de Tabasaran para a evolução bioquímica do aterro sanitário. (Fonte: LIMA, 1995)

Um outro modelo é apresentado por POHLAND e HARPER (1985) apud REINHART e GROSH (1998), subdividindo a vida do aterro em cinco fases distintas:

Fase I – Inicial: fase de disposição dos resíduos no solo com acúmulo de água e início do processo de estabilização. Ocorre em condições aeróbias;

Fase II – Transição: o maciço de aterro satura-se em água e inicia-se a formação de lixiviado; com a extinção do oxigênio o meio torna-se redutor e inicia-se a anaerobiose

com nitratos e sulfatos no papel de aceptores de elétrons; inicia-se a produção de ácidos graxos voláteis e gás carbônico;

Fase III – Formação de ácidos: ocorre a formação de ácidos voláteis de cadeia longa e intermediária a partir dos processos de hidrólise enzimática e fermentação dos resíduos; há liberação de nutrientes das macromoléculas processadas para o meio líquido o que permite o crescimento microbiológico; há formação de hidrogênio molecular, que altera as rotas bioquímicas predominantes;

Fase IV – Fermentação metânica: Consumo intenso de ácidos voláteis com formação expressiva de metano e dióxido de carbono; o potencial redox do meio é rebaixado ao menor patamar; a concentração de matéria orgânica do lixiviado é severamente rebaixada; há precipitação de metais devido à elevação do pH à faixa de neutralidade;

Fase V – Maturação final: estabilização do material em digestão, com conseqüente redução drástica da atividade microbiana e redução da produção de biogás; reaparecimento do oxigênio molecular devido ao rebaixamento da pressão parcial de metano e dióxido de carbono, com conseqüente elevação do potencial redox do meio; humificação da matéria orgânica refratária.

A Figura 3.3 apresenta a variação de parâmetros selecionados durante as fases de estabilização, conforme o modelo de cinco fases exposto.

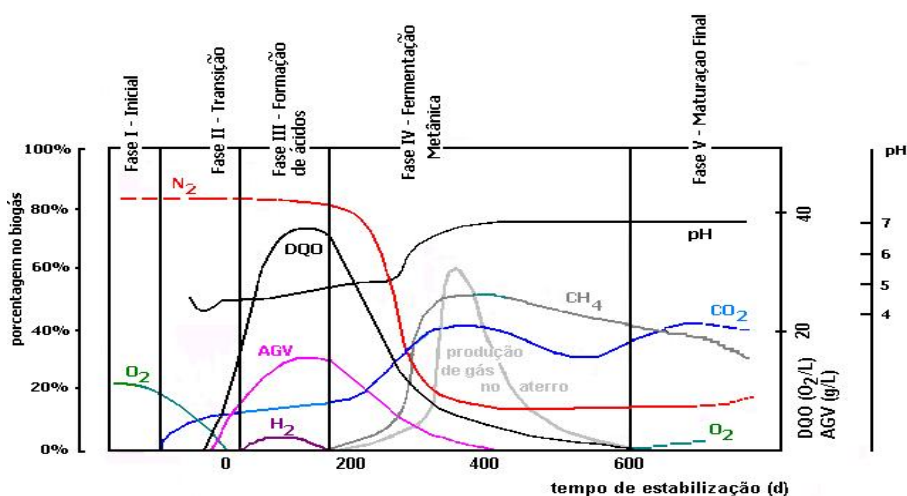


Figura 3.3 – Modelagem de fases de estabilização do aterro sanitário conforme Pohland e Harper. Adaptado de REINHART e GROSH (1998)

3.1.4 Aspectos quantitativos da geração dos lixiviados

De uma maneira simples, os volumes de lixiviados gerados em um aterro de resíduos sólidos, tomado como volume de controle, dependem de dois fatores:

- os volumes de água que ingressam agregados aos resíduos sólidos como umidade;
- os volumes de água trocados entre o aterro e o ambiente externo.

O primeiro fator depende, além da própria composição média dos resíduos sólidos gerados por uma comunidade, das condições climáticas locais e sazonais. BIDONE e POVINELLI (1999) citam que nas condições brasileiras o teor de umidade dos resíduos sólidos situa-se entre 40% e 60%, o que para um município com geração diária de 1000 t/d significaria uma geração de 400-600 m³/d de lixiviado na instância do aterro somente em função desse fator. Em períodos de intensa precipitação a própria forma de acondicionamento dos resíduos expostos nos logradouros para coleta pode incrementar severamente o seu teor final de umidade.

O segundo fator é dependente (1) da hidrologia e climatologia regionais do aterro e (2) de fatores operacionais e de projeto do aterro. Em um aterro impermeabilizado e bem projetado o papel da hidrologia local é eliminado uma vez que supõe-se nulo o ingresso de água por escoamento superficial ou subsuperficial provindo das adjacências bem como por nascentes sitas na base do aterro. Precipitação, evaporação e evapotranspiração, bem como a permeabilidade dos maciços de aterro assumem então papel fundamental no balanço hídrico do *sistema aterro*. Em localidades de clima seco e baixa precipitação anual não só a geração de lixiviado pode tornar-se nula, como inclusive a redução do teor de umidade da massa de resíduos aterrados pode tornar-se fator limitante para o progresso de sua degradação biológica. Em localidades de clima úmido e elevadas médias pluviométricas anuais a geração de lixiviado tende a ser elevada.

Tendo em vista que em regiões de clima predominantemente úmido e chuvas regulares a fração das águas de chuva precipitadas sobre as áreas de aterro que infiltra é o fator predominante na geração dos lixiviados, o denominado *Método Suíço* apresenta uma formulação racional bastante razoável para o cálculo da vazão média anual de geração de lixiviado em um aterro:

$$Q = P.A.K/(31.536.000) \quad (3-6)$$

Q = vazão média anual (L/s);

P = precipitação média anual (mm);

A = área da bacia (m²);

K = coeficiente função do grau de compactação do aterro [conforme ROCCA *et al.*(1979), para aterros fracamente compactados ($0,4 \leq \gamma \leq 0,7 \text{ t/m}^3$): $0,25 \leq K \leq 0,50$; para aterros fortemente compactados ($\gamma > 0,7 \text{ t/m}^3$): $0,15 \leq K \leq 0,25$].

Para aterros situados em áreas de clima seco ou de baixos índices pluviométricos anuais torna-se interessante, para uma previsão mais realista da geração de lixiviados, utilizar-se um equacionamento que contemple as estimativas de todos os fluxos de água para dentro e fora do volume do aterro, bem como o armazenamento dentro desse. Dentro de uma ampla revisão da literatura, propõe-se uma equação geral de balanço de água, como segue:

$$LIX = P - P_{ESDF} + P_{ESFD} + U + G + B + R - E - \Delta S_{SOLO} - \Delta S_{RS} - \Delta FH - BG \quad (3-7)$$

LIX = produção líquida de lixiviado na base;

P = precipitação;

P_{ESDF} = água de precipitação drenada superficialmente para fora da bacia do aterro;

P_{ESFD} = água de precipitação drenada superficialmente de fora para dentro da bacia do aterro;

U = água ingressa como umidade dos resíduos;

G = geração líquida de água nos processos bioquímicos de decomposição dos resíduos;

B = água infiltrada pela base devido ao nível piezométrico do lençol freático;

- R = água ingressa por recirculação de lixiviados ou irrigação;
- E = umidade perdida por evaporação + evapotranspiração real;
- ΔS_{SOLO} = variação da umidade armazenada no solo do maciço;
- ΔS_{RS} = variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos;
- ΔFH = água ou lixiviado perdido por fluxo hidráulico no solo para fora do volume de controle;
- BG = água perdida como umidade constituinte do biogás removido.

Evidentemente, certas condições de contorno tornam desprezíveis alguns termos dessa equação de balanço. Por exemplo, a utilização de impermeabilização lateral e de base tem como efeito anular o ingresso de água pela base, bem como as trocas de água pelas laterais; a perfeita drenagem de águas de precipitação de áreas lindeiras anula o ingresso de águas superficiais pelas adjacências; quando não pratica-se recirculação de lixiviados ou irrigação, fica anulado o termo correspondente.

A estimativa dos termos envolvidos, como evapotranspiração real (função de variáveis climatológicas, tipo de solo e vegetação) e escoamento superficial (função do tipo de solo, umidade precedente do solo, topografia e intensidade e duração das chuvas) via de regra não é trabalho fácil, tendo sido apresentadas várias metodologias para tal [DASS *et al.* (1977); ROCCA *et al.* (1979); ORTA *et al.* (2000)].

3.2 Aspectos relacionados à composição dos lixiviados

3.2.1 Caracterização dos lixiviados

Até 1965 poucos indivíduos aperceberam-se ou deram importância ao fato de que águas em contato com resíduos sólidos tornar-se-iam muito poluídas e contaminadas (QASIM e CHIANG, 1994). Somente a partir do início da década de 1970, pesquisadores como William C. Boyle, Robert K. Ham, Samuel Ho, Edward S. K. Chian e Foppe B. DeWalle iniciaram estudos relativos à composição dessas águas residuárias, ao seu potencial de

impacto ao meio-ambiente, e às possibilidades metodológicas para o seu tratamento. Observaram a variabilidade de sua composição em diferentes aterros e diferentes épocas do ano e verificaram sua característica como água residuária cem ou mais vezes concentrada do que o esgoto doméstico.

Composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com (1) as características dos resíduos sólidos aceitos no aterro (KEENAN *et al.*, 1984), (2) as condições climáticas da região em que o mesmo situa-se, (3) a idade média e as condições operacionais e de projeto do aterro. Aterros cujos geradores produzam diferentes percentuais de matéria orgânica e inertes, por exemplo, poderão gerar lixiviados com diferentes características. O balanço hídrico do aterro, consideradas as características pluviométricas locais, umidade relativa e intensidade dos ventos, é de fundamental importância para determinar-se se haverá suficiente umidade para garantir a manutenção das reações bioquímicas na massa de resíduos (que dão-se em fase aquosa), e para prever-se o grau de diluição do lixiviado, que afeta diretamente sua qualidade e concentração. O grau de compactação dos resíduos, a profundidade do aterro, a interação do lixiviado com o ambiente e os demais detalhes operacionais e de projeto são também fatores que determinam a qualidade do lixiviado (QASIM e CHIANG, 1994). Dessa maneira, características físico-químicas e biológicas determinadas analiticamente em amostras de lixiviados deverão ser compreendidas como condições resultantes de uma sobreposição de fases de estabilização conjugadas com fatores operacionais e climáticos (ARRUDA *et al.*, 1995).

De uma forma simplificada, o universo de compostos presentes nos lixiviados pode ser subdividido em (1) compostos orgânicos (carbonáceos) e (2) compostos inorgânicos. Em ambiente anaeróbio, a fração carbonácea é praticamente toda convertida a ácidos carboxílicos de cadeia curta (voláteis), e seqüencialmente em metano. Uma fração, porém, será convertida em compostos refratários à degradação anaeróbia (ácidos húmicos e fúlvicos). Os compostos inorgânicos, por seu turno, sofrem transformações bioquímicas anaeróbias atuando, via de regra, como aceptores de elétrons, sendo reduzidos no processo de oxidação da matéria carbonácea; combinam-se para formar sais mais ou menos solúveis em função das condições de pH, e podem ser quelados e complexados pela própria matéria orgânica ou complexos do solo. A Tabela 3.3 apresenta resultados de caracterização da fração orgânica de lixiviados de diferentes aterros da Noruega e EUA.

Tabela 3.3 – AGV e compostos orgânicos em lixiviados

Aterros	Gromno (Noruega)		Bránásdalen (Noruega)		Yageseth (Noruega)		Taranrod (Noruega)		Cedar Hills (EUA)		Kent Highland (EUA)	
	mg/L	mgC/L	mg/L	mgC/L	mg/L	mgC/L	mg/L	mgC/L	mg/L	mgC/L	mg/L	mgC/L
COT	-	100	-	250	-	1700	-	800	-	-	-	-
Carboidratos totais	24	10	37	15	54	22	113	46	-	-	-	-
Proteína total	-	-	181	94	144	75	-	-	-	-	-	-
Ácido Acético	<10	-	129	52	420	168	421	169	2750	1100	300	120
Ácido Propiônico	<10	-	37	18	231	111	282	136	4375	2100	380	182
Ácido Butírico	<10	-	12	7	681	368	318	172	5875	3173	260	140
Ácido Isobutírico	<10	-	<10	-	78	42	32	17	-	-	190	-
Ácido Valérico	<10	-	<10	-	219	129	87	51	550	324	90	112
Ácido Isovalérico	<10	-	<10	-	241	142	19	11	-	-	-	-
Ácido Capróico	-	-	-	-	-	-	-	-	600	372	-	56
Total de compostos orgânicos identificados	10		185		1057		658		7069		610	

(Fonte: JOHANSEN e CARLSON, 1976, apud DANTAS, 1982)

A Tabela 3.4 apresenta intervalos de variação das características físico-químicas, químicas e microbiológicas de lixiviados de diferentes aterros brasileiros e do mundo.

Tabela 3.4 - Intervalos de variação das características físico-químicas, químicas e microbiológicas de lixiviados de diferentes aterros

Característica Físico-Química, Química ou Microbiológica	¹ Jangurussu	² Extrema	³ Baurú	⁴ Lipówka	⁵ Trail Road
Condutividade Elétrica ($\mu\text{mho/cm}$)	-	1000-45.000	-	-	1700-13.500
Potencial Redox (mV)	-	(-463)-(+133)	-	-	-
pH	8,3-8,8	4,4-8,4	6,9-8,2	8,0	6,9-9,0
Oxigênio Dissolvido (mgO_2/L)	-	0	-	-	-
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	10.000-28.400	2019-29.020	-	240	-
Sólidos Totais Dissolvidos a 105°C (mg/L)	-	17.490*	-	-	-
Sólidos Totais Suspensos a 105°C (mg/L)	-	770*	-	21	-
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	-	584-14.090	-	-	-
Sólidos Totais Voláteis a 550°C (mg/L)	-	450-11.220	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Fixos a 550°C (mg/L)	-	10.530*	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Voláteis a 550°C (mg/L)	-	6960*	-	-	-
Sólidos Suspensos Fixos a 550°C (mg/L)	-	460*	-	-	-
Sólidos Suspensos Voláteis a 550°C (mg/L)	-	5-310	-	-	-
Alcalinidade Total (mgCaCO_3/L)	670-5050	320-14.920	8500-13.500	-	-
Acidez (mgCaCO_3/L)	-	0-1350	-	-	-
Dureza (mgCaCO_3/L)	138-600	-	-	-	-
Cloretos (mgCl/L)	370-9768	3.190*	4300-6600	-	755,91-3035
Coliformes Totais (NMP/100mL)	$4,30 \times 10^4$ - $1,2 \times 10^8$	-	-	-	-
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	$1,3 \times 10^4$ - $2,4 \times 10^6$	0-280.000	-	-	-
Contagem de Bactérias Heterotróficas (UFC/mL)	-	200-2.500.000	-	-	-
Demanda Bioquímica de Oxigênio - 5 dias (mgO_2/L)	200-850	4,2-16.500	-	331	-
Demanda Química de Oxigênio (mgO_2/L)	657-12.267	14,4-31.200	66.000-96.000	1183	3210-9190
Ácidos Graxos Voláteis ($\text{mgÁcido Acético}/\text{L}$)	-	60-10.200	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2,9-1132	18-2845	750-1880	743	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	-	0-2184	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	-	0,6-2970	-	-	-
Nitrato Total (mgNO_3/L)	10-1.445	0-199	650-1750	0,8	<2-11
Nitrito Total (mgNO_2/L)	0,43-4.261	0-1,4	7-20	Traços	<1-5
Fósforo Total (mgP/L)	0,37-44,53	0,25-27,3	100-735	-	<0,5-47,0
Fosfato Total ($\text{mgPO}_4^{3-}/\text{L}$)	-	4,3-101	-	-	-
Sulfatos ($\text{mgSO}_4^{2-}/\text{L}$)	-	0-1.319	3500-6000	-	<20-165

Continua

Tabela 3.4 – Intervalos de variação das características físico-químicas, químicas e microbiológicas de lixiviados de diferentes aterros (continuação)

Característica Físico-Química, Química ou Microbiológica	¹ Jangurussu	² Extrema	³ Baurú	⁴ Lipówka	⁵ Trail Road
Sulfetos (mgH ₂ S/L)	-	0-40	-	-	-
Sulfitos (mgSO ₃ ⁻² /L)	-	40*	-	-	-
Alumínio (mgAl/L)	-	0-18,56	-	-	<0,02-0,92
Arsênio (mgAs/L)	-	0,002-0,01	-	-	-
Bário (mgBa/L)	-	0,06-1,99	-	-	0,006-0,164
Boro (mgB/L)	-	5,1*	-	-	1,92-9,63
Cádmio (mgCd/L)	-	0-0,05	-	-	<0,008-0,012
Cálcio (mgCa/L)	-	100*	-	-	2,15-113,90
Chumbo (mgPb/L)	ND	0-0,73	-	-	<0,04-0,06
Cobalto (mgCo/L)	-	0,14*	-	-	<0,008-0,011
Cobre (mgCu/L)	-	0-1,34	105-365	-	0,008-0,061
Cromo Total (mgCr/L)	0,84	0-0,82	-	-	<0,015-0,092
Estanho (mgSn/L)	-	1,68*	-	-	-
Estrôncio (mgSr/L)	-	0,2*	-	-	0,137-5,005
Ferro Total (mgFe/L)	46,14	2,38-365	70-500	-	1,28-4,90
Lítio (mgLi/L)	-	0,14*	-	-	0,017-0,171
Magnésio (mgMg/L)	-	460*	-	-	181,40-627,48
Manganês (mgMn/L)	-	0,06-115	50-1200	-	0,028-1,541
Mercúrio (mgHg/L)	-	0-0,01	-	-	-
Molibdênio (mgMo/L)	-	0*	-	-	0,004-0,015
Níquel (mgNi/L)	1,48	0-0,34	-	-	0,02-0,27
Potássio (mgK/L)	-	2154*	-	-	161,9-1993,8
Prata (mgAg/L)	-	0*	-	-	-
Selênio (mgSe/L)	-	0*	-	-	-
Sódio (mgNa/L)	-	2000*	-	-	672,40-1748,46
Vanádio (mgV/L)	-	0*	-	-	0,31-0,32
Zinco (mgZn/L)	13,68	0-0,95	175-260	-	0,035-0,429
Fenóis (mgC ₆ H ₅ OH/L)	-	0,05-4,8	-	-	-
Surfactantes (mgABS/L)	-	0,078-0,33	-	-	-
Cianetos (mgCN ⁻ /L)	-	0*	-	-	-
Fluoretos (mgF/L)	-	0,65*	-	-	-
Óleos e Graxas Totais (mg/L)	-	0-58	-	-	-

ND: não detectado; (-): ausência de resultados disponíveis; (*): resultados pontuais

[Fontes: ¹Lixão do Jangurussu, Fortaleza, Ceará; depósito de idade aproximada de 20 anos; monitoramento do efluente de base entre maio/1996-abril/1997 (OLIVEIRA e MOTA, 1998);

²Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre; período: junho/1997 (início da operação) a março/2002; faixas de resultados referentes a lixiviados brutos e pré-tratados em filtro anaeróbio de base (DMLU, 2002);

³Aterro Sanitário de Bauru, junho-julho/1999; coletado em uma bacia que recebe lixiviados de células de diferentes idades (SEGATO e SILVA, 2000);

⁴Valores médios relativos ao lixiviado produzido no Aterro Sanitário de Lipówka, município de Dabrowa Górnicza, província de Katowice, Polônia (BOHDZIEWICZ *et al.*, 2001);

⁵Lixiviado procedente do Aterro Municipal Ottawa-Carleton Trail, Nepean, Canadá (KENNEDY e LENTZ, 2000)]

3.2.2 Significado das principais características paramétricas químicas, físico-químicas e microbiológicas dos lixiviados

Ácidos graxos voláteis - Os AGV são produtos típicos da primeira fase da digestão anaeróbia (fase acidogênica), gerados a partir da hidrólise e fermentação da matéria orgânica (proteínas, lipídios, polissacarídeos). São chamados ácidos voláteis porque podem ser destilados à pressão atmosférica. Os ácidos acético e propiônico (cadeias de 2 e 3 carbonos respectivamente) são os mais importantes gerados, havendo também a formação dos ácidos fórmico, butírico, valérico, capróico (cadeias de 1, 4, 5, 6 carbonos respectivamente), lácticos, fúlvicos e húmicos. Conforme dados experimentais [LEMA *et al.* (1988); BORGES DE CASTILHOS JR. (1993)] os AGV correspondem a 60-80% da carga orgânica poluente dos lixiviados de aterros. O monitoramento das concentrações relativas de ácidos voláteis nos lixiviados permite, em processos anaeróbios, verificar se a produção e consumo dos ácidos ocorrem em iguais taxas, ou seja, se o andamento do processo como um todo ocorre a contento.

Alcalinidade - a alcalinidade representa a medida das substâncias que conferem o tamponamento alcalino ao meio anaeróbio, isto é, impedem a queda do pH quando da adição de ácidos ao meio, por neutralizarem os mesmos (VIEIRA e SOUZA, 1981). Na digestão anaeróbia o monitoramento da alcalinidade é essencial, visto sua queda ser um dos primeiros indicativos de uma inibição na metanogênese, o que, caso ocorra, virá acompanhada de uma ascensão das concentrações de AGV.

A alcalinidade total do meio anaeróbio é a soma da alcalinidade de bicarbonatos ou *parcial* (titulada até pH=5,75; fundamental por exercer tamponamento na faixa ótima de pH do processo) e dos sais de ácidos voláteis, ou *intermediária* (titulada entre pH=5,75 e 4,00; de reduzida importância por exercer tamponamento alcalino somente em faixa de pH demasiadamente ácida para a metanogênese). Nos lixiviados, o dióxido de carbono dissolvido no meio aquoso, a amônia e os fosfatos são os maiores contribuintes para a alcalinidade do meio (ARRUDA *et al.*, 1995).

Coliformes fecais - Os coliformes fecais apresentam-se nos lixiviados devido à presença de resíduos de instalações sanitárias (encontram-se nas excretas humanas em número médio de $1,3 \times 10^7$ organismos/g fezes), algumas peças anatômicas e animais mortos nos

resíduos sólidos. Constituintes naturais da flora intestinal e, em geral, mais resistentes do que os organismos patogênicos, mantêm com esses proporcionalidade de contagens em águas residuárias e corpos hídricos (LISBÔA, 1987). Nos lixiviados, há tendência, via seleção natural, de sua substituição por outros organismos heterotróficos, de modo que suas contagens inicialmente elevadas são rebaixadas à ordem de 10^2 - 10^3 organismos/100 mL com o aumento do tempo de detenção em meio anaeróbio, ou mesmo eliminados com o prolongamento desse período (FLECK *et al.*, 1998).

Condutividade Elétrica – É uma propriedade intrinsecamente relacionada à concentração de espécies iônicas do meio, elevando-se com o aumento de tais concentrações até o limite de máxima mobilidade iônica do meio, a partir do qual o incremento da concentração de íons não mais elevará a capacidade da solução eletrolítica em conduzir corrente elétrica (PILLA, 1980). Nos lixiviados, desconsiderados os efeitos de diluição, durante a predominância da fase ácida teremos condutividades superiores, ao passo que com a evolução do processo anaeróbio e elevação do pH, muitos íons, principalmente cátions metálicos precipitarão, sendo retirados da solução, ocasionando redução na condutividade.

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO) – Ambos os parâmetros, indicativos das quantidades de matéria orgânica estabilizáveis biológica e quimicamente respectivamente, assumem valores que podem variar entre menos de mil e dezenas de milhares de miligramas de oxigênio por litro para os lixiviados. Devido à elevada quantidade de compostos oxidáveis por ataque de agente químico oxidante e à presença de compostos biologicamente inibitórios, os resultados dos testes de DBO_5 para lixiviados costumam ser inferiores aos da DQO. Ao longo da estabilização dos lixiviados, a matéria orgânica presente encontrar-se-á crescentemente na forma de compostos refratários à estabilização biológica, de modo que a relação DBO_5/DQO , conhecida como *grau de biodegradabilidade* (conceito que exige cuidados em sua interpretação), diminui progressivamente. Conforme ARRUDA *et al.* (1995) a relação DBO_5/DQO dos lixiviados em digestão anaeróbia assume valores superiores a 0,4 durante predominância da fase ácida, e valores inferiores a 0,4 durante a predominância da fase metanogênica. A DBO_5 (demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias) refere-se à demanda carbonácea do lixiviado. Elevando para 20 dias o tempo do teste tem-se a DBO_{20} , que, teoricamente, abrangerá também a demanda amoniacal. Essa demanda devida à amônia não será satisfeita no teste da DQO, isto

é, a amônia presente não será oxidada pelo agente oxidante utilizado no teste, pelo que, o resultado do teste da DQO não contemplará a elevada demanda de oxigênio ocasionada pelo nitrogênio amoniacal, fator que deve ser levado em conta nos projetos para tratamento de lixiviados.

Fósforo – É um elemento fundamental aos processos energéticos dos seres vivos, sendo o nutriente limitante no caso do tratamento de lixiviados devido às suas concentrações máximas não superiores a poucas dezenas de miligramas por litro nesses. Com o decorrer da estabilização dos resíduos de aterro há uma progressiva diminuição da concentração de fósforo nos lixiviados (BORGES DE CASTILHOS, 1993). Os fosfatos agem como agentes de tamponamento alcalino do meio anaeróbio, sendo contribuintes para a alcalinidade potencial do mesmo.

Nitrogênio – O nitrogênio faz-se presente em lixiviados de aterros brasileiros em concentrações típicas superiores a 2000 mgN/L, podendo alcançar valores superiores a 3000 mgN/L. Sendo constituinte das proteínas vegetais e animais, suas concentrações em lixiviados encontram-se relacionadas diretamente aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. As formas orgânica e amoniacal são as únicas representativas em lixiviados em meios anaeróbios, assumindo esta última forma predominância com o passar do tempo. A conversão a nitritos e nitratos ocorre em ambientes aeróbios. Outras fontes de nitrogênio nos resíduos sólidos são os fertilizantes, produtos para limpeza, carne preservada com amônia e produtos para preservação de madeira.

pH - Na digestão anaeróbia, o pH evolui de valores baixos, próximos a 4,0, na fase de produção de ácidos, à faixa de 6,8 - 7,2, característica da metanogênese (há indicações de que a digestão possa processar-se em uma faixa de pH entre 6,0 e 8,0 em casos extremos). O rebaixamento excessivo do pH nessa última fase determina a inibição das bactérias metanogênicas (as mesmas são bastante mais sensíveis ao pH baixo do que aos ácidos que o determinam). Com o decorrer da estabilização da matéria orgânica e o consumo dos ácidos, há uma tendência à elevação do pH dos lixiviados.

Potencial redox - O potencial redox ou de oxi-redução de um meio caracteriza sua capacidade de oxidação ou redução, ou seja, de aceitar ou doar elétrons. Esta capacidade está relacionada aos compostos e íons existentes no meio. O oxigênio, o ferro, o enxofre e alguns sistemas orgânicos são os compostos mais influentes na variação do potencial redox.

O potencial redox dos meios anaeróbios é virtualmente negativo. O gás sulfídrico e os sulfetos são compostos que conferem apreciável capacidade redutora ao meio.

Na digestão anaeróbia, a fase inicial é caracterizada por valores positivos do potencial redox (meio oxidante), promovendo a ação dos microorganismos aeróbios. Na fase anaeróbia o mesmo variará entre -330 e -600 mV (LIMA, 1995), caracterizando o desenvolvimento dos organismos anaeróbios. A transição entre os dois estágios torna-se possível pela existência dos organismos facultativos. VIEIRA e SOUZA (1981) indicam que meios em que desenvolvem-se processos anaeróbios estáveis apresentam potencial redox da ordem de -500 mV, enquanto que valores de cerca de -300 mV indicam desequilíbrio e predominância da fase ácida. Os lixiviados em processos oxidativos aeróbios apresentarão valores de potencial redox na faixa positiva, tanto maiores quanto mais elevada a concentração de aceptores de elétrons (oxidantes) no meio.

Temperatura – A temperatura do lixiviado, dependendo do meio em que este encontra-se, estará diretamente associada à atividade microbiológica em curso no meio e à estabilidade térmica desse em relação ao ambiente externo. O processo anaeróbio em aterros sanitários ocorre na faixa mesofílica ($T < 42^{\circ}\text{C}$), embora organismos metanogênicos possam operar com superior eficiência na fase termófila. Em sistemas de tratamento de lixiviados a temperatura do meio líquido sofrerá influência marcante da temperatura externa, ainda que dependa fundamentalmente das condições operacionais, mais ou menos propícias ao desenvolvimento microbiológico e, portanto, à produção de calor, que dá-se sobretudo como perda de eficiência no metabolismo celular (PELCZAR *et al.*, 1996).

3.3 Tratamento de lixiviados

3.3.1 Aspectos gerais relacionados ao tratamento dos lixiviados

Devido à composição variável apresentada pelos lixiviados de diferentes aterros, e ao longo do tempo em um mesmo aterro, embora a princípio todos os processos de tratamento de águas residuárias sejam aplicáveis, não há uma metodologia de tratamento padronizada, eficiente e prontamente aplicável a todos os casos.

Também, no sentido da escolha de uma metodologia de tratamento, intervêm fatores relacionados à existência de área e disponibilidade de recursos para implantação, operação e manutenção de um sistema dedicado ao tratamento dos lixiviados, ou à existência de estações locais de tratamento de esgotos com capacidade de absorção das cargas geradas pelo aterro.

No caso da construção de um sistema dedicado, a escolha dos processos de tratamento dependerá da área disponível, da disponibilidade econômica dos insumos necessários e mesmo de fatores relacionados a topografia, hidrologia e climatologia local.

Neste sentido, a escolha por um sistema particular de tratamento de lixiviados deve estar inserida no contexto amplo do planejamento técnico do aterro, ou, no caso de aterros já em operação, no contexto das variáveis locais e possibilidades técnico-econômicas. Em qualquer um dos casos, o fator econômico é preponderante, devendo serem observados os critérios e padrões determinados pelo órgão ambiental de jurisdição.

3.3.2 Aspectos Nutricionais

Para que os processos biológicos de tratamento sejam operados com sucesso, os microorganismos devem ter suas necessidades nutricionais satisfeitas, isto é, os macro e micronutrientes necessários devem encontrar-se disponíveis no meio em concentrações suficientes para garantir o crescimento da biomassa. No caso dos lixiviados, todos os nutrientes costumam encontrar-se presentes, ainda que as concentrações de fósforo normalmente representem o fator limitante ao crescimento. Para cada organismo, as quantidades relativas de nutrientes necessários serão função da composição química elementar das células. Diferentes substratos e diferentes aceptores de elétrons proporcionarão o desenvolvimento preferencial de diferentes cepas, em diferentes taxas de crescimento específico, função da maior ou menor disponibilidade de matéria carbonácea e aceptores de elétrons. CHERNICHARO (1997) apresenta, com base nas concentrações de substrato carbonáceo, as quantidades relativas de nitrogênio e fósforo requeridas para processos anaeróbios:

- biomassa com baixo coeficiente de produção celular ($Y=0,05$ gSSV/gDQO).

Exemplo: degradação de ácidos graxos voláteis: DQO:N:P = 1000:5:1 (mgDQO/mgN/mgP);

- biomassa com elevado coeficiente de produção celular ($Y=0,15$ gSSV/gDQO). Exemplo: degradação de carboidratos: DQO:N:P = 350:5:1 (mgDQO/mgN/mgP).

O nitrogênio prontamente utilizável para o crescimento microbiológico é o encontrado nas formas orgânica e amoniacal; praticamente todo o fósforo encontrado nos lixiviados apresenta-se na forma de ortofosfatos. O enxofre é nutriente requerido para as bactérias metanogênicas nas mesmas concentrações do fósforo, podendo ser obtido da degradação da matéria orgânica (cisteína) ou da redução de sulfatos presentes no lixiviado. Diversos metais e não-metais são requeridos em baixas concentrações como micronutrientes, fazendo-se invariavelmente presentes nos resíduos sólidos.

3.3.3 Toxidez e inibição

Os processos biológicos de estabilização dos lixiviados estão sujeitos a problemas ocasionados pela presença de compostos que, em certas concentrações, ocasionam a diminuição ou suspensão temporária (inibição) das atividades metabólicas dos microorganismos, ou mesmo a morte desses (toxidez). Metais, cátions, ânions, bem como macro e micronutrientes e os próprios substratos carbonáceos, fundamentais à manutenção dos processos biológicos, quando em certas concentrações críticas podem produzir efeitos inibitórios e, em muitos casos, deletérios. Por exemplo, durante a fase metanogênica do processo anaeróbio, os ácidos voláteis respondem pela quase totalidade da massa carbonácea em digestão; se as concentrações de certos ácidos atingirem determinados patamares, tais ácidos tornar-se-ão inibidores da atividade das bactérias metanogênicas, podendo levar o processo a paralisação temporária ou permanente.

Porém, um aspecto a ser considerado, principalmente tratando-se de águas residuárias contendo complexidades de compostos, tal qual os lixiviados o são, é a capacidade dos microorganismos presentes em determinados meios a aclimatarem-se aos agentes inibidores, de modo a reverterem-se quadros de paralisação das atividades bioquímicas. HILL e WRIGHT (1978) afirmam que microorganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos aclimatam-se inclusive a certas concentrações da maioria dos pesticidas, através da ocorrência de fenômenos de mutação e adaptação enzimática, enfatizando que pesticidas reaplicados a um ambiente, em geral têm suas taxas de transformação microbiológica incrementadas,

amplificando-se o efeito em subseqüentes aplicações. Entretanto, mesmo havendo potencial de aclimação à inibição, a presença de compostos tóxicos pode levar à completa desestabilização dos processos metabólicos se a recuperação dos organismos atuantes não der-se em tempo hábil. Na digestão anaeróbia, por exemplo, as bactérias metanogênicas são os organismos que apresentam menor taxa de crescimento celular, sendo, ao mesmo tempo, os mais suscetíveis a inibição e toxidez. Se em um determinado evento inibitório a recuperação das cepas metanogênicas não for rápida, haverá acúmulo de ácidos produzidos e não consumidos, rebaixando o pH a níveis em que as mesmas não sobrevivem, originando o chamado efeito de *azedamento*.

Devido a diferentes ecologias associadas a diferentes processos de crescimento biológico, são esperados limites diversos de concentrações inibitórias e tóxicas aos microorganismos em tais processos. Na Tabela 3.5 são relacionados limites de inibição ao processo de lodos ativados. Na Tabela 3.6 são relacionados limites de inibição à metanogênese.

A toxicidade por sais é normalmente associada ao cátion e não ao ânion. Apresentando-se algum cátion em concentração tóxica, a presença no meio de algum ânion específico que o precipite será efetiva para evitar o efeito indesejado.

No caso dos processos anaeróbios, além do controle das concentrações de espécies tóxicas presentes no meio em digestão, o controle de certos parâmetros é indicado para a previsão de efeitos tóxicos/inibitórios:

- DQO/SO_4^{-2} – Esta relação fornece um indicativo do favorecimento ou não de um desvio das rotas metabólicas normais em função da prevalência de bactérias heterotróficas redutoras de enxofre e formação de H_2S , composto inibidor para bactérias metanogênicas, o que ocorre em presença de concentrações relativas de sulfato elevadas. Assim, segundo CHERNICHARO (1997):

- $DQO/SO_4^{-2} < 7$ no afluente indica forte possibilidade de severa inibição das bactérias metanogênicas;
- $DQO/SO_4^{-2} > 10$ no afluente indica forte produção de biogás removendo H_2S da fase líquida, diminuindo seu efeito inibidor.

Tabela 3.5 – Concentrações inibitórias aos processos de remoção carbonácea e nitrificação em sistema de lodos ativados

Espécie Inibidora	Remoção Carbonácea	Nitrificação
Alumínio (mgAl/L)	1-26	-
Amônia (mgNH ₃ /L)	480	-
Arsênio (mgAs/L)	0,1	-
Boro (mgB/L)	0,05-100	-
Cádmio (mgCd/L)	10-100	-
Cálcio (mgCa/L)	2500	-
Cromo hexavalente (mgCr ⁺⁶ /L)	1-10	0,25
Cromo trivalente (mgCr ⁺³ /L)	50	-
Cobre (mgCu/L)	1,0	0,005-0,5
Cianeto (mgCN/L)	0,1-5	0,34
Ferro (mgFe/L)	1000	-
Manganês (mgMn/L)	10	-
Magnésio (mgMg/L)	-	59
Merúrio (mgHg/L)	0,1-5,0	-
Níquel (mgNi/L)	1,0-2,5	0,25
Prata (mgAg/L)	5	-
Sulfato (mgSO ₄ ⁻²)	-	500
Zinco (mgZn/L)	0,8-10	0,08-0,5
Fenol (mgC ₆ H ₅ OH/L)	200	4-10
Cresol (mgCresol/L)	-	4-16
2-4 Dinitrofenol [mg(2-4 dinitrofenol)/L]	-	150

(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

Tabela 3.6 – Coletânea de informações sobre concentrações inibitórias e tóxicas de espécies químicas à metanogênese

Agente inibidor	Concentrações teóricas de inibição
Ácidos Graxos Voláteis	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrações de 6.000 a 8.000 mgÁc.Acético/L não apresentam toxidez para pH próximo à neutralidade.¹² Rebaixamentos de pH deslocam o equilíbrio para o predomínio das formas não dissociadas dos ácidos, mais inibitórias do que as formas dissociadas.⁵ • Concentrações de 40.000 mg/L de ácidos voláteis são inibitórias mesmo para os organismos acidogênicos.⁴ • Individualmente, o ácido propiônico é muito mais tóxico do que os demais ácidos voláteis.⁶

continua

Tabela 3.6 – Coletânea de informações sobre concentrações inibitórias e tóxicas de espécies químicas à metanogênese (continuação)

Agente inibidor	Concentrações teóricas de inibição
Amônia	<ul style="list-style-type: none"> • 50 – 200 mgN/L: efeito benéfico; 200 – 1000 mgN/L: nenhum efeito adverso; 1500 – 3000 mgN/L: inibidor a altos pH; >3000 mgN/L: tóxico.¹ • Van Velsen obteve estabilidade na metanogênese com concentrações de amônia de 5000 mgN/L.¹³
Cádmio	<ul style="list-style-type: none"> • 180 mgCd/L individualmente.⁹
Cálcio	<ul style="list-style-type: none"> • 100-200 mgCa/L: estimulante; 2500-4500 mgCa/L: moderadamente inibidor; 8000 mgCa/L: fortemente inibidor.¹
Chumbo	<ul style="list-style-type: none"> • Atividades de 10^{-7}-10^{-9} móis/L são inibitórias.¹⁶
Cianetos	<ul style="list-style-type: none"> • As bactérias anaeróbias aclimatam-se a concentrações de cianetos de até 20 a 40 mgCN⁻/L sem inibição da metanogênese; doses de choque de até 750 mgCN⁻/L causam inibição severa, porém há recuperação da microbiota em pouco tempo.⁷
Cobre	<ul style="list-style-type: none"> • A inibição inicia na faixa de 0,5 a 0,9 mgCu/L.² • A inibição é total a 170 mgCu/L quando em ausência de outras espécies tóxicas.⁹
Compostos de Enxofre	<ul style="list-style-type: none"> • Sulfetos: 100 mgH₂S/L solúveis são tolerados sem aclimação; 200 mg mgH₂S/L são tolerados com aclimação, acima de 200 mgH₂S/L há toxidez pronunciada.² • Khan e Trottier verificaram que todos os compostos de enxofre, exceto os sulfatos, ocasionam inibição a concentrações de 290 mgS/L.¹⁵ • Sulfatos: Sheehan e Greenfield verificaram inibição a concentrações de sulfato acima de 6750 mgSO₄⁻²/L.¹³
Cromo Total	<ul style="list-style-type: none"> • 3 mg/L de cromo solúvel.²
Fenóis	<ul style="list-style-type: none"> • com aclimação: >700 mgC₆H₅OH/L.⁸
Ferro Total	<ul style="list-style-type: none"> • 2600 mg/L de ferro total para inibição total.⁹ • 2,8 mgFe/L.²
Magnésio	<ul style="list-style-type: none"> • 75-150 mgMg/L: estimulante; 1000-1500 mgMg/L: moderadamente inibidora; 3000 mgMg/L: fortemente inibidora.¹
Mercúrio	<ul style="list-style-type: none"> • Lingle e Hermann verificaram que o mercúrio isoladamente não é tóxico a concentrações de 1560 mg/L.¹¹
Níquel	<ul style="list-style-type: none"> • 2 mg/L de níquel solúvel.²

continua

Tabela 3.6 – Coletânea de informações sobre concentrações inibitórias e tóxicas de espécies químicas à metanogênese (continuação)

Agente inibidor	Concentrações teóricas de inibição
Inibição conjunta por zinco, níquel, chumbo, cádmio e cobre	<ul style="list-style-type: none"> Estudos de F.E. Mosey (1976)¹⁰ demonstraram que o conjunto dos metais pesados no lodo em digestão pode causar inibição, mesmo que tais espécies encontrem-se em concentrações individuais aquém das necessárias para inibição. F.E. Mosey definiu o parâmetro K para representar o grau de toxicidade provocada pelo conjunto dos metais pesados no lodo em digestão como: $K = (Zn/32,7 + Ni/29,4 + Pb/103,6 + Cd/56,2 + 0,67.Cu/31,8) / ST$ <p>Onde: Zn, Ni,... = concentrações totais das espécies metálicas nos lodos em digestão (mg/L); 32,7; 29,4... = massas equivalentes das respectivas espécies no estado divalente; 0,67 = fator devido à redução apenas parcial do cobre ao estado cuproso; ST = concentração de sólidos totais no digestor (kg/l). A partir de dados bibliográficos e empíricos o autor estabeleceu os seguintes valores representativos de K: K < 200 meq/kg – inibição improvável; K ≥ 400 meq/kg – inibição total provável; K > 800 meq/kg – inibição quase certa.</p>
Oxigênio	<ul style="list-style-type: none"> Fields e Agardy observaram estabilidade metanogênica mesmo com adição de 1% de ar em relação ao volume do lodo em digestão, adições instantâneas de 360mgO₂/L não causaram inibição, ao passo que houve inibição pela adição instantânea de 1300 mgO₂/L.¹⁴
Potássio	<ul style="list-style-type: none"> 200-400 mgK/L: estimulante; 2500-4500 mgK/L: moderadamente inibidor; 12000 mgK/L: fortemente inibidor.¹
Sódio	<ul style="list-style-type: none"> 100-200 mgNa/L: estimulante; 3500-5500 mgNa/L: moderadamente inibidor; 8000 mgNa/L: fortemente inibidor.¹
Surfactantes	<ul style="list-style-type: none"> 600-900 mgABS/L; 600-900 mgLAS/L.¹¹
Zinco	<ul style="list-style-type: none"> Início da inibição: 0,2 – 1,0 mg/L de zinco solúvel.² Inibição total do processo: 163 mg/L de zinco individualmente.⁹

{Fontes: ¹McCARTY (1964) apud CHERNICHARO (1997);

²VIEIRA e SOUZA (1981);

³SOUZA (1982);

[⁴DE LA TORRE e GOMA (1981); ⁵ANDREWS (1969); ⁶McCARTY e BROSSEAU (1963); ⁷YANG *et al.* (1980); ⁸NEUFELD (1980); ⁹MOSEY e HUGHES (1975);

¹⁰MOSEY (1976); ¹¹LINGLE e HERMANN (1975); ¹²McCARTY e McKINNEY (1961);

¹³VAN VELSEN (1979); ¹⁴FIELDS e AGARDY (1971); ¹⁵KHAN e TROTTIER (1978)]
apud SOUZA (1982);

¹⁶MOSEY, SWANWICK e HUGHES (1971)}

- Sulfetos/Metais Pesados – Os sulfetos gerados pelas bactérias redutoras de enxofre são úteis ao processo anaeróbio tendo em vista que sua fração solúvel tem a propriedade de combinar-se com os metais *pesados* (exceto com o cromo) formando sais insolúveis que não apresentam efeitos adversos ao processo (somente a fração solúvel dos metais *pesados* apresenta efeitos tóxicos ou inibitórios à digestão anaeróbia). Conforme CHERNICHARO (1997) cerca de 1,8 a 2,0 miligramas de metais *pesados* são precipitados como sulfetos metálicos pela presença de $1,0 \text{ mgS}^{-2}$. Assim, verifica-se a conveniência de que a relação $\text{S}^{-2}/\text{Metais Pesados}$ assumam valores entre 0,5 e 0,56.

- De acordo com RIPLEY *et al.* (1986) apud CHERNICHARO (1997), valores do quociente alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial $>0,3$ indicam distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Conforme os estudos de KASPAR e WHURMAN (1978) apud MONTEGGIA (1998), a relação ácidos graxos voláteis/alcalinidade parcial quando assume valores menores ou iguais a 0,1 garante condições estáveis de operação do processo anaeróbio.

3.3.4 Sistemas de tratamento de lixiviados

3.3.4.1 Introdução

O projeto de uma estação para tratamento de lixiviados não é tarefa simples, uma vez que os efluentes líquidos dos aterros não apresentam um padrão de composição como outros efluentes específicos. QASIM e CHIANG (1994) salientam que durante o período de operação de uma estação de tratamento, além da modificação das características do próprio lixiviado, leis e regulamentações modificar-se-ão, novas tecnologias surgirão enquanto outras evoluirão, e fatores econômicos poderão modificar-se, de modo que será requerida *flexibilidade* do sistema proposto.

Os métodos de tratamento de lixiviados podem ser subdivididos basicamente em duas grandes categorias: (1) biológicos e (2) físico-químicos, englobando processos puramente físicos e aqueles que apresentam modificação do afluente por adição de compostos químicos. Na apresentação que se segue, uma terceira “categoria” intitulada “*outras metodologias propostas*” contempla processos não convencionais ou combinados de

tratamentos de natureza física, biológica ou físico-química, que, mais ou menos promissores, necessitam de aprofundamento dos estudos para sua consagração como alternativas viáveis.

A Tabela 3.7 apresenta uma matriz que relaciona as principais categorias de componentes dos lixiviados com a efetividade de alguns processos de tratamento na sua remoção, conforme McARDLE *et al.* (1988). Os tratamentos indicados não esgotam as possibilidades, não contemplando, por exemplo, a digestão anaeróbia.

Tabela 3.7 – Efetividade dos sistemas de tratamento na remoção de constituintes dos lixiviados

Tecnologia	sólidos suspensos	óleos, graxas e líquidos imiscíveis	pH	sólidos dissolvidos totais	metais	cianetos	orgânicos voláteis	orgânicos semivoláteis	pesticidas, pcb's	patogênicos
Sedimentação	A	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Filtração em meio granular	A	AP	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Separação óleo-água	NA	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Neutralização	NA	NA	A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Precipitação/Floculação/Sedimentação	A	A	NA	A	A	NA	NA	NA	NA	NA
Oxidação/Redução	AP	AP	NA	NA	A	A	NA	A	A	A
Adsorção em carvão	AP	AP	NA	NA	A	A	A	A	A	A
<i>Air Stripping</i>	AP	AP	NA	NA	NA	NA	A	NA	NA	NA
<i>Stripping</i> com vapor	AP	AP	AP	NA	NA	NA	A	NA	NA	NA
Osmose Reversa	AP	AP	AP	A	A	A	NA	NA	A	A
Ultrafiltração	AP	AP	AP	A	A	NA	NA	A	A	A
Troca Iônica	AP	AP	NA	A	A	A	NA	NA	AP	NA
Oxidação a úmido	NA	NA	NA	NA	A	A	A	A	NA	NA
Lodo Ativado	AP	AP	AP	NA	AP	NA	A	A	NA	NA
Reator Sequencial em Batelada	AP	AP	AP	NA	AP	NA	A	A	NA	NA
Tratamento c/ carvão ativado pulverizado	A	AP	AP	NA	AP	NA	A	A	A	NA
Biodiscos Rotativos	NA	AP	AP	NA	AP	NA	A	A	NA	NA
Filtros Aeróbios	AP	AP	AP	NA	AP	NA	A	A	NA	NA
Cloração	NA	AP	AP	NA	NA	A	NA	NA	NA	A

Legenda: (A) processo aplicável à remoção; (AP) processo aplicável após tratamento ou condicionamento preliminar; (NA) processo não aplicável.

(FONTE: McARDLE *et al.*, 1988)

A Tabela 3.8 apresenta uma síntese dos processos modernamente utilizados nos EUA para tratamento de lixiviados [adaptado de HARRIS *et al.* (2000)].

Tabela 3.8 – Resumo dos processos modernamente utilizados para tratamento de lixiviados nos EUA

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
Equalização	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo Custo; • Flexibilidade Operacional; • Redução de carga de choque. 	<ul style="list-style-type: none"> • Disponibilidade de área ou tanque; • Geração de odores; • Emissões aéreas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
PROCESSOS FÍSICOS			
Sedimentação	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo custo; • Rebaixamento da carga efluente; • Geralmente combinada com precipitação química. 	<ul style="list-style-type: none"> • Residual de sólidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo (se o processo for combinado com precipitação química pode haver grande residual de metais).
Flotação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos pouco sedimentáveis; • Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda energética; • Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.
Filtração	<ul style="list-style-type: none"> • Boa remoção de sólidos suspensos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo elevado; • Requer retro-lavagem. 	<ul style="list-style-type: none"> • Filtrado.
Adsorção com Carvão Ativado	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção da maioria dos compostos orgânicos; • Carvão atomizado pode complementar sistema de lodos ativados; • Utilizado principalmente para polimento do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alto custo; • Manuseio do carvão • Processo não-seletivo; • Em geral requer pré-filtração. 	<ul style="list-style-type: none"> • Carvão usado; • Lodo.
Argilas Adsorativas	<ul style="list-style-type: none"> • Tratamento em um estágio; • Remoção de óleos e graxas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de argilas; • Elevado custo; • Manuseio de lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo.

continua

Tabela 3.8 – Resumo dos processos modernamente utilizados para tratamento de lixiviados nos EUA (continuação)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS DE MEMBRANA			
Osiose Reversa	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos dissolvidos; • Facilidade de operação; • Geração de efluente de alta qualidade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Colmatação biológica da membrana; • Necessidade de adaptar equipamento à escala da vazão afluente; • Elevada demanda energética; • Elevado custo de manutenção. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes.
Filtração	<ul style="list-style-type: none"> • Alta qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Custo elevado; • Requer retro-lavagem; • Não remove sólidos dissolvidos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Solução altamente concentrada em poluentes; • Efluente da retro-lavagem.
PROCESSOS QUÍMICOS			
Ajuste de pH	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Remoção de metais; • Condicionamento do pH do efluente para cumprimento de padrão de emissão. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de químicos; • Geração de odores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Coagulação	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de sólidos coloidais; • Fácil operação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuseio de químicos; • Custo dos químicos; • Doses excessivas podem impactar processos subsequentes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo, no caso de processo combinado com sedimentação.
Troca Iônica	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção seletiva de ânions e cátions. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regeneração das resinas de troca; • Manuseio de químicos; 	<ul style="list-style-type: none"> • Regenerante gasto; • Efluente de retro-lavagem.
Oxidação Química	<ul style="list-style-type: none"> • Processo não seletivo; • Vários oxidantes químicos disponíveis; • Remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo; • Demanda garantia de proteção da saúde dos operadores; • Pode haver dependência de controle de pH e uso de catalisadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo

continua

Tabela 3.8 – Resumo dos processos modernamente utilizados para tratamento de lixiviados nos EUA (continuação)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS BIOLÓGICOS			
Reator Sequencial em Batelada	<ul style="list-style-type: none"> • Minimização de volume de reator; • Processo automatizado; • Processo adaptável a flutuações de vazão e qualidade do afluente; • Boa remoção de amônia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta demanda energética para aeração. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
Lodo Ativado	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil operação; • Disponibilidade de dados cinéticos e elevada experiência relatada; • Boa qualidade do efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de odor; • Elevada demanda energética. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
Lagoas de Estabilização	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo investimento necessário; • Facilidade de operação; • Diluição do lixiviado por águas de chuva. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada área requerida; • Geração de odores; • Emissões aéreas; • Demanda garantia de proteção da segurança dos operadores. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentos e lodo biológico.
Processos de Crescimento Aderido	<ul style="list-style-type: none"> • Sistemas compactos; • Operação aeróbia ou anaeróbia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevada demanda energética; • Baixa nitrificação para médias e altas taxas de aplicação. 	<ul style="list-style-type: none"> • Lodo biológico.
PROCESSOS TÉRMICOS			
Evaporação	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema compacto; • Sistema de fácil operação; • Grande rebaixamento da vazão efluente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo dependente da vazão e qualidade do biogás gerado pelo aterro; • Problemas de corrosão dos equipamentos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Efluente muito concentrado; • Gases de combustão.
Destilação	<ul style="list-style-type: none"> • Boa remoção de orgânicos voláteis e amônia; • Eficiência energética; • Sistema compacto; • Gera efluente de alta qualidade. 	<ul style="list-style-type: none"> • Complexidade operacional 	<ul style="list-style-type: none"> • Orgânicos voláteis e amônia; • Efluente concentrado; • Gases de combustão.

continua

Tabela 3.8 – Resumo dos processos modernamente utilizados para tratamento de lixiviados nos EUA (continuação)

TECNOLOGIA DE TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS	RESIDUAIS
PROCESSOS “NATURAIS”			
Banhados Construídos	<ul style="list-style-type: none"> • Operação simplificada; • Boa opção de polimento de lixiviado pré-tratado. • Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> • Processo contra-indicado para lixiviados concentrados; • Dependência de variáveis climáticas; • Demanda de extensas áreas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Plantas colhidas periodicamente.
Fitorremediação	<ul style="list-style-type: none"> • Operação simplificada; • Geração de madeira; • Solução ecológica. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de poda e remoção de árvores; • Demanda sistema de irrigação permanente; • Geração de odores; • Dependência de variáveis climáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Árvores removidas.

(Fonte: adaptado de HARRIS *et al.*, 2000)

3.3.4.2 Métodos biológicos

Os métodos biológicos de tratamento baseiam-se no fato de que organismos vivos utilizam-se de compostos com potencial energético presentes nas águas residuárias para suas funções vitais, oxidando-os e convertendo-os em subprodutos menos energéticos, e de compostos com potencial oxidativo (aceptores de elétrons), reduzindo-os, bem como absorvem outros compostos presentes para suas funções vitais, removendo-os do meio, além de atuarem em processos físicos como filtração e adsorção.

Os processos biológicos subdividem-se em aeróbios e anaeróbios. Nos primeiros, a presença de oxigênio molecular comoceptor de elétrons propicia condições para estabilização completa dos compostos com energia disponível, gerando produtos termodinamicamente estáveis (gás carbônico e água); nos segundos os processos de estabilização dão-se em função de diferenças de potenciais de oxi-redução entre compostos presentes na meio, proporcionando reações catalisadas por enzimas celulares, até o limite da equalização dos potenciais do meio, ou da capacidade de metabolização de certos compostos remanescentes pelos organismos, quando cessam os processos, ainda na presença de compostos não estáveis.

Ainda que os processos diferenciem-se em relação à estabilidade dos produtos finais, até determinado grau de estabilização os processos anaeróbios apresentam elevada eficiência, cabendo aos processos aeróbios a estabilização do remanescente. Neste sentido, o comparativo de vantagens e desvantagens dos processos pode orientar a decisão em relação à primeira unidade biológica de um sistema, dadas as condições específicas em que for implantado. A Tabela 3.9 apresenta um comparativo deste tipo.

Tabela 3.9 – Comparativo entre sistemas aeróbios e anaeróbios

Sistemas Anaeróbios	Sistemas Aeróbios
<ul style="list-style-type: none"> • Baixa produção de sólidos. • Baixo ou nenhum consumo energético. • Custos operacionais reduzidos. • Baixa demanda de área. • Baixos custos de implantação. • Produção de metano (fonte energética aproveitável). • Potencial superior a inibição e toxidez (bactérias metanogênicas). • Partida lenta do sistema. • Preservação da biomassa sem alimentação por prolongado tempo. • Remoção insatisfatória de patogênicos • Geração de maus odores. • Não há remoção efetiva de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta produção de sólidos. • Geralmente associados à consumos energéticos necessários para introdução de oxigênio no meio. • Custos operacionais superiores. • Demanda de área variável com energia introduzida no sistema. • Custos de implantação superiores. • Perda da energia do sistema na forma de calor. • Inferior potencial de inibição/toxidez. • Partida rápida do sistema. • Preservação da biomassa sem alimentação por curto período de tempo. • Elevada remoção de patogênicos • Não há geração de maus odores. • Pode haver remoção de demanda nitrogenada por nitrificação.

Legenda: **negrito**: vantagem relativa

(Fontes: CHERNICHARO, 1997; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

No caso de países de clima quente, como o Brasil e parte significativa do mundo subdesenvolvido e em desenvolvimento, o tratamento anaeróbio de lixiviados pode oferecer eficiências de remoção de matéria orgânica superiores a 80%, pelo que a adoção de um sistema anaeróbio como primeira unidade de tratamento justifica-se plenamente do ponto de vista econômico.

Quaisquer que sejam os processos biológicos adotados para o tratamento, a adoção de uma bacia de equalização para manter as características do afluente ao sistema sem variações bruscas, evitando cargas de choque, é necessária.

A seguir apresentamos a descrição sumária e relatos de experiências do uso de alguns sistemas biológicos no tratamento de lixiviados.

Filtros anaeróbios

A teoria dos filtros anaeróbios e a experiência do seu uso no tratamento de lixiviados são abordados em detalhe em 3.4.1.

Reatores UASB

Os reatores UASB constituem-se nas mais eficientes unidades anaeróbias de crescimento suspenso recentemente desenvolvidas para tratamento de efluentes. São unidades de crescimento suspenso e fluxo ascendente em que a velocidade ascensional mantém o lodo em suspensão, contrabalançando a força gravitacional, de modo que a água residuária *atravessa* a lâmina de lodo, mantendo contato íntimo com a microbiota anaeróbia.

GUIOT, HAMODA e KENNEDY (1988) (apud MORAES e GOMES, 1993) utilizaram reatores anaeróbios de manto de lodo para tratar lixiviado com 19,5 gDQO/L, fazendo uso de uma taxa de recirculação de 4:1 e um pré-tratamento para remoção de metais pesados do afluente. Utilizando uma taxa de aplicação de 14,7 kgDQO/(m³.d) obtiveram eficiências de remoção de DQO da ordem de 94% operando em fluxo descendente e 97% operando em fluxo ascendente.

MORAES e GOMES (1993), testaram o desempenho de um reator híbrido conjugado de manto de lodo e filtro anaeróbio construído em escala de bancada, termostaticado a 35°C, para o tratamento de lixiviado bruto com 15,5gDQO/L e 10,2 gDBO₅/L, utilizando adição de fósforo para equilibrar a relação DQO:N:P. trabalhando com tempos de detenção hidráulica entre 0,99 e 5,78 d, correspondendo a taxas de aplicação de 0,91-15,71 kgDQO/(m³.d) e 0,6-10,37 kgDBO₅/(m³.d). Obtiveram eficiências de remoção de DQO entre 51,7 e 66% e de DBO₅ entre 58,3 e 70,6%.

Lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização constituem-se em grandes reservatórios rasos de superfície livre onde um ecossistema formado por bactérias autotróficas e heterotróficas, protozoários, algas, rotíferos e crustáceos mantém-se, utilizando o substrato por um longo tempo de detenção. São unidades de baixo custo de instalação e manutenção onde o oxigênio é provido principalmente pela ação do vento e de organismos fotossintetizantes. De acordo com a profundidade e a carga orgânica aplicada, as lagoas serão classificadas em aeróbias, facultativas ou anaeróbias. Em geral, as lagoas não produzem efluente de elevada qualidade, sendo sua viabilidade condicionada à disponibilidade de área.

Reatores anaeróbios de crescimento suspenso

Considera-se aqui *reator anaeróbio de crescimento suspenso* a unidade que consiste em um tanque, com ou sem misturadores, que opera através do simples contato do lixiviado com o lodo anaeróbio em crescimento suspenso para estabilização.

BOYLE e HAM (1974) estudaram o tratamento anaeróbio de lixiviados com 10.600 mgDQO/L e 8400 mgDBO₅/L em escala de bancada. Utilizando lodo anaeróbio provindo de um sistema de tratamento de esgotos como semente, aplicaram, em dois reatores com tempos de detenção hidráulica de 10 e 12,5 d, cargas de 0,192-0,396 kgDQO/(m³.d) e 0,078-0,318 kgDQO/(m³.d) respectivamente. Obtiveram eficiências de remoção DQO de 93,4% e 94,5%, de DBO₅ de 98,0% e 98,8% e de SSV de 52,0% e 62,5%, respectivamente. Em um segundo momento, utilizando diluições do seu lixiviado de trabalho, testaram a relação entre carga orgânica aplicada e as eficiências de remoção. Utilizando TDH de 5-20 d e cargas orgânicas aplicadas entre 0,432 e 2,16 kgDQO/(m³.d) obtiveram remoções de DQO e DBO₅ superiores a 90% em todos os reatores. Concluíram, no âmbito das taxas aplicadas, que não há relação significativa entre a carga orgânica aplicada e a eficiência de remoção, porém que existe uma correlação entre tal eficiência e o tempo de detenção hidráulica. Testando o efeito da temperatura sobre a eficiência de remoção de matéria orgânica, os autores concluíram que há marcada diferença entre as eficiências obtidas a 11°C e 23°C. Concluíram os estudos afirmando que o tratamento anaeróbio é muito eficiente para tempos de detenção hidráulica superiores a 10 dias e temperaturas entre 23°C e 30°C.

LEMA *et al.*(1988) utilizaram reatores anaeróbios em escala de bancada, mantidos a 37°C, para tratar lixiviados com 21,48-23,72 gDQO/L e 1,55-4,01 mgNH₄⁺-N/L utilizando tempos de detenção hidráulica de 5-35 d. Utilizando lodo de uma planta de tratamento de esgoto a 10% em peso como semente e adição de fosfato para taxas de aplicação superiores a 1,3kgDQO/(m³.d) os autores obtiveram os resultados apresentados pela Tabela 3.10.

Tabela 3.10 – Resultados do experimento de LEMA *et al.* (1988)

Tempo de Detenção Hidráulica (d)	35	29	24	18	15	12,5	8	5,2
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,61	0,74	0,89	1,19	1,60	1,89	2,83	4,29
DQO afluente (mg/L)	21480	21480	21480	23720	23720	23720	22320	22320
Taxa de Produção de Biogás [m ³ /(m ³ .d)]	0,31	0,37	0,45	0,54	0,69	0,81	1,03	0,99
Remoção de DQO (%)	84,7	83,8	84,0	83,4	76,8	74,0	65,6	43,8

Lagoas aeradas

As lagoas aeradas são uma variante das lagoas aeróbias em que um sistema mecânico insere oxigênio no meio líquido por agitação ou insuflamento, de modo que a lagoa possa ter profundidade superior (normalmente 3-5 m) e menor área, sendo um sistema mais compacto.

BOYLE e HAM (1974) testaram, em escala de bancada, o efeito da aeração sobre lixiviados com 1550-8000 mgDBO₅/L e 2700-9200 mgDQO/L. Utilizando tempos de detenção de 5 dias e cargas orgânicas de 0,304-5,28 kgDBO₅/(m³.d) e 0,544-6,08 kgDQO/(m³.d), obtiveram remoções de DBO₅ entre 2,5% e 93% e de DQO entre 30% e 93%. Embora no experimento não tenha sido realizado o controle da taxa de aeração, os autores concluíram que a carga orgânica aplicada exerce marcada influência sobre a eficiência de remoção de matéria orgânica, tendo obtido seus melhores resultados com cargas de 0,576 kgDBO₅/(m³.d) e 1,04 kgDQO/(m³.d). Apontaram a intensa formação de espumas e a difícil separação sólido-líquido como desvantagens do tratamento.

A Tabela 3.11 apresenta outras performances reportadas de lagoas aeradas tratando lixiviados.

Tabela 3.11 – Performances de lagoas aeradas tratando lixiviados

DQO afluente (mgO ₂ /L)	Razão DBO ₅ /DQO	Afluente tratado	Remoção de DQO (%)	TDH (d)	Fonte
15.800	0,05	Lixiviado bruto	98	10	Cook e Foree (1974)
3550	0,64	Lixiviado bruto	77	0,6	Karr (1972)
500	0,52	Lixiviado bruto	58	0,3	Pohland (1972)
30000	0,65	Lixiviado bruto	99	7	Chian e DeWalle (1977)
510	-	Efluente de filtro anaeróbio	22	1	Foree e Reid (1973)
1000	-	Efluente de filtro anaeróbio	17	7	Chian e DeWalle (1977)

(Fonte: CHIAN e DEWALLE, 1977, apud QASIM e CHIANG, 1994)

Lodos ativados

O processo de lodos ativados baseia-se no crescimento de organismos aeróbios utilizando a matéria orgânica, através da inserção mecânica de oxigênio na água residuária, havendo mistura por agitação ou fluxo *bulk* de corrente gasosa no meio líquido e formação de flocos bacterianos ativos. Um decantador secundário promove a separação do efluente e da massa de organismos (lodo), sendo parte dessa massa retornada ao sistema e parte descartada.

PALIT e QASIM (1977) executaram testes em sistema de lodo ativado em reator de mistura completa em escala de bancada, utilizando lixiviados produzidos em recipientes contendo resíduos sólidos compactados e diariamente irrigados, visando a obtenção de dados cinéticos. O lixiviado bruto produzido apresentava pH = 5,1, 30,0 gDQO/L e 15,5 gDBO₅/L, tendo sido diluído de 22 a 26 vezes. Havendo-se mantido a temperatura em 21-25°C, concentrações de oxigênio dissolvido no reator entre 6,1 e 6,5 mgO₂/L, pH, vazão e concentração afluente constante ao longo dos testes, os autores trabalharam com a variável *sólidos suspensos no licor*, utilizando concentrações de 2400, 1750, 1500 e 1200 mgSST/L (correspondendo a concentrações de sólidos suspensos voláteis entre 2184 e 1074 mgSSV/L). Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO entre 85% e 98,82% (média 89,13%) com TDH próximos a 2 dias. Concluíram pela viabilidade do sistema de lodo ativado para o tratamento de lixiviados, enfatizando problemas relativos à escassez de fósforo nos lixiviados para a obtenção de relações equilibradas com a matéria carbonácea e o nitrogênio, e a elevada taxa de decaimento bacteriano (k_d) observada, sugerindo a conveniência de tratamento

conjunto de lixiviados e esgotos para contornar tais problemas. Os coeficientes cinéticos obtidos pelo estudo foram os seguintes:

- Y (coeficiente de crescimento) = 0,59 mgSSV/mgDQO
- k_d (coeficiente de decaimento microbiológico) = 0,115 d⁻¹
- K_s (concentração de substrato em que a sua taxa de utilização por unidade de biomassa é a metade da máxima) = 182 mgDQO/L
- k (taxa máxima de utilização de substrato por unidade de biomassa) = 1,8 mgDQO/mgSSV

KEENAN *et al.* (1984) utilizaram um sistema de lodos ativados constituído de dois tanques de aeração operando com difusores que forneciam 14,2 m³/min de ar e dois decantadores secundários, para tratar lixiviado com 18,5 gDQO/L e 8-12,5 gDBO₅/L. A unidade era precedida de um tanque de equalização, um reator de contato de fluxo ascendente para coagulação-floculação-sedimentação e uma lagoa de remoção de amônia. Utilizando adição de fósforo, e trabalhando com TDH mínimo de 6,6 h e taxa superficial de aplicação máxima de 20,4 m³/(m².d) os autores obtiveram, operando as unidades em paralelo e em série, respectivamente, remoções de 97,4% e 71,1% de SS, de 94,9% e 94,6% de DQO, de 99,1% e 94,3% de DBO₅, de 88,7% e 99,4% de amônia, além de grande efetividade na redução das concentrações de metais. Os autores reportam que a unidade operou mais efetivamente quando a concentração de SSV no licor e a relação F/M mantiveram-se em 6000-12.000 mg/L e 0,12-0,32 d⁻¹, respectivamente; reportam sérios problemas gerados pela má separação sólido-líquido nos decantadores secundários, e consideram a manutenção de concentrações baixas de amônia do afluente (149-423 mgNH₄⁺-N/L), como uma das causas do sucesso do tratamento, por evitar a inibição do sistema biológico.

QASIM e CHIANG (1994) analisando resultados reportados por vários pesquisadores que utilizaram sistema de lodos ativados para tratamento de lixiviados traçaram as seguintes generalizações:

- O processo produz remoções de DBO₅ e DQO entre 90% e 99% e de metais entre 80% e 99%;

- Condições operacionais indicadas: (1) concentração de SSV no licor: 5000-10.000 mg/L; (2) Razão F/M: 0,02-0,06 d⁻¹; (3) TDH: 1-10 d; Tempo de retenção de sólidos: 15-60 d; (4) Requerimentos nutricionais: (DBO₅:N:P = 100:3,2:0,5);
- Aeração excessiva conjuntamente com altas concentrações de metais contribuem para a formação de espumas, que podem ser reduzidas utilizando-se aeração mecânica e agentes antiespumantes;
- A presença de inibidores, bem como a deficiência de nutrientes podem incrementar o tempo requerido para a bioestabilização do lixiviado.

Filtros aeróbios

A teoria dos filtros aeróbios será abordada detalhadamente em 3.4.2.

Biodiscos rotativos

O sistema consiste de discos ligeiramente espaçados montados sobre um eixo horizontal, parcialmente mergulhados no líquido a tratar, que giram vagarosamente de modo que cada elemento de área dos cilindros perfaça ciclos alternados de exposição ao ar e ao líquido em tratamento. Deste modo formam-se sobre as superfícies dos discos filmes biológicos sujeitos a ciclos de aeração e adsorção de matéria orgânica. Com o crescimento dos filmes ocorre o seu desprendimento dos discos, mantendo-se suspensos no líquido devido à rotação, aumentando a eficiência do sistema (VON SPERLING, 1995).

SPENGEL e DZOMBAK (1991) testaram a eficiência de biodiscos rotativos no tratamento de lixiviado com elevado grau de estabilidade anaeróbia (“lixiviado velho”) com 15-38 mgDBO₅/L, 322-385 mgDQO/L, 156-171 mgNTK/L e 7,2 ≤ pH ≤ 7,7 na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Utilizando três unidades experimentais em escala de bancada, cada qual composta por três estágios com dois biodiscos por estágio mantendo 40% de suas superfícies imersas no líquido, os autores utilizaram taxas de aplicação volumétricas de 7,9 a 49,2 L/[(m² de área de disco).d], correspondendo a cargas orgânicas aplicadas de 0,21-1,3 gDBO₅/[(m² de área de disco).d], 2,8-18,4gDQO/[(m² de área de disco).d] e 1,2-7,3 gN/[(m² de área de disco).d]. Os tempos de detenção variaram entre 0,77 e 0,12 d e os rotatores operaram a 2,3 rpm. Para evitar o rebaixamento do pH decorrente da nitrificação, mantendo-o

praticamente constante, foi adicionada alcalinidade de 200 mgCaCO₃/L na forma de bicarbonato de sódio; fosfato de sódio foi adicionado ao afluente para manter a concentração de fósforo em 10 mg/L. Os autores obtiveram remoções de DBO₅, DQO e amônia máximas de 38%, 80% e 98% respectivamente, reportando que os desempenhos das unidades experimentais deram-se de modo inversamente proporcional às cargas aplicadas. Outra unidade operou anaerobicamente, em seqüência, para desnitrificação, obtendo-se remoção de nitratos da ordem de 42%, havendo os autores adicionado 2,75 mg de metanol por miligrama de nitrato como fonte carbonácea.

Tratamento combinado com esgotos

O tratamento de lixiviados em estações de tratamento de esgotos, conjuntamente com esgotos domésticos consiste em uma prática muito difundida no mundo, em função dos elevados custos de implantação e operação de estações de tratamento de lixiviados nos próprios sítios de disposição final de resíduos sólidos, bem como da vantagem obtida pela diluição dos lixiviados, sobretudo pelo rebaixamento das concentrações de espécies inibidoras aos tratamentos biológicos. A viabilidade da aplicação de tal metodologia para cada situação estará condicionada à viabilidade econômica do transporte dos lixiviados do aterro até a estação de tratamento, e à capacidade dessa em absorver as cargas orgânica e de nutrientes, bem como de compostos tóxicos e inibidores biológicos, sem perda da capacidade em atender aos padrões de emissão de efluentes.

BOYLE e HAM (1974) testaram o tratamento conjunto de esgotos e lixiviados em um aparato de bancada simulando unidade de lodo ativado com um tempo de detenção de 23 horas sob aeração estendida seguida por 1 hora de sedimentação. A concentração de sólidos suspensos voláteis foi mantida em 2500 mg/L. O lixiviado utilizado, com 10.820 mgDQO/L e 8790 mgDBO₅/L foi adicionado ao esgoto em proporções de 1%, 2%, 5%, 10% e 20% em volume. Embora os autores não tenham controlado a taxa de aeração, concluíram que, para lixiviados com 10.000 mgDQO/L há viabilidade para tratamento conjunto com esgotos utilizando-se proporções de lixiviado de até 5%. Proporções superiores geraram lodo excessivo, condições deficientes de separação do lodo, bem como carência de oxigenação.

FACCHIN *et. al* (2000), estudando os efeitos do tratamento conjunto de lixiviados produzidos em aterro sanitário e esgotos sanitários verificaram a viabilidade da

metodologia quando empregada seguindo rígido controle das cargas afluentes e monitoramento contínuo das unidades de tratamento. Sob diferentes tempos de detenção hidráulica o sistema composto por uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e três de maturação foi alimentado com afluentes contendo percentuais de 0,1 a 10,7% em volume de lixiviado (média 3,2%). O principal problema relatado pelos autores diz respeito ao efeito tóxico das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal do afluente composto (>28 mgN/L) para certas algas ativas das lagoas facultativas (clorofíceas), ocasionando efeitos ecossistêmicos indesejáveis nessas unidades, proporcionando anaerobiose ao longo de todo o sistema de tratamento e ensejando o desenvolvimento de algas produtoras de toxinas. Deste modo, as cargas limitantes para o tratamento conjunto dos lixiviados com esgotos foram as de nitrogênio na forma amoniacal. Os autores citam estudos (HENRY, 1985 apud FACCHIN *et al.*, 2000) que reportam que lixiviados com 24.000 mgDQO/L podem ser, com sucesso, tratados conjuntamente com esgotos, a 2% em volume. Porém, esses resultados precisam de uma adaptação à realidade dos lixiviados de aterros brasileiros antes de sua aplicação.

3.3.4.3 Métodos físico-químicos

Os métodos denominados físico-químicos baseiam-se na remoção dos poluentes (1) por contato com meios físicos com ou sem demanda energética associada, através da ação de forças de caráter físico ou químico, bem como por retenção mecânica, ou (2) por modificação das características da água residuária, ocasionada pela adição de produtos químicos. A seguir apresentaremos a descrição de processos e relatos de experiências utilizando os mesmos no tratamento de lixiviados.

Coagulação, floculação, precipitação e sedimentação

Coagulação, floculação, precipitação e sedimentação podem ser considerados como um conjunto integrado de processos de remoção de sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos do seio da água residuária. Pela adição de compostos que desestabilizam as partículas coloidais não-sedimentáveis (coagulação), essas podem aglomerar-se em particulados sedimentáveis (floculação) e serem removidas por gravidade (sedimentação). A precipitação de sólidos dissolvidos é obtida a partir da adição de compostos que diminuem a sua solubilidade no líquido, retirando-os da solução.

THORNTON e BLANC (1973) utilizaram 0-1500 mg/L de cal e sulfato de alumínio para tratar lixiviado com 3020 mgDBO₅/L e 5033 mgDQO/L e pH = 6,3. em equipamento de *jar-test* com agitadores operando por 1 min em alta rotação (mistura rápida), e por 15 min em 15-20 rpm, complementando-se o processo por residência por 30 min sem agitação para sedimentação. Observaram remoções máximas de sólidos suspensos com 300 mg/L de sulfato de alumínio (50% de remoção) e 450 mg/L de cal (85% de remoção). Como o processo de coagulação-floculação com sulfato de alumínio produziu espumas e foi ineficiente na remoção de cor, em uma segunda etapa os autores utilizaram apenas cal, em concentrações de 0 a 1500 mg/L, obtendo remoções de DBO₅ inferiores a 13% e de DQO inferiores a 24%, com formação abundante de lodo e elevação do pH a 11,5 quando da aplicação da taxa mais elevada. Os autores relatam a obtenção de um sobrenadante límpido com aplicação 900 mg/L de cal. Aplicando cal a lixiviado com 7385 mgDBO₅/L e 12.923 mgDQO/L e pH = 5,3 as remoções de DQO alcançadas foram análogas, havendo porém menor elevação do pH. Os autores verificaram altas remoções de ferro nos processos, bem como o fato de as remoções de matéria orgânica estarem associadas à fração suspensa. Concluíram pela viabilidade do processo somente quando conjugado a outros processos de tratamento.

DANTAS (1982) testou, em escala de bancada, o tratamento de lixiviado em fase acidogênica através de coagulação com cal e sulfato de alumínio. Obteve reduções de matéria orgânica de 28% com uma dosagem de cal de 7000 mg/L, 31% com aeração conjunta à dosagem de cal de 8000 mg/L e 37% com dosagem de 2000 mg/L de sulfato de alumínio. Concluiu pela pouca efetividade de tais tratamentos em função dos seus elevados custos.

HO *et al.* (1974) trabalharam com diversos agentes coagulantes para verificar eficiência de remoção de matéria orgânica, cor e ferro em lixiviados. Aplicando cal [Ca(OH)₂] a diluição de lixiviado bruto com concentração final de 10,65 gDQO/L obtiveram remoção de 99% de ferro a partir de 870 mgCa(OH)₂/L e um efluente muito clarificado com pH final 12 utilizando 1840 mg Ca(OH)₂/L. A remoção de matéria orgânica foi irrisória com tais dosagens. Utilizando adição de 2700 mgCa(OH)₂/L a lixiviado pré-tratado anaerobicamente com 558 mgDQO/L e 150 mgDBO₅/L, obtiveram um efluente final clarificado amarelado com pH = 11, sem concentração mensurável de ferro e com redução de DQO de apenas 10%. Utilizando adição de 1400 mgCa(OH)₂/L a lixiviado pré-tratado anaerobicamente e

aerobicamente com 366 mgDQO/L e 40 mgDBO₅/L, obtiveram um efluente final clarificado amarelado com pH = 11,5, sem concentração mensurável de ferro e com redução de DQO de 29%. Utilizando sulfeto de sódio em dosagens de 0-1000 mgNa₂S/L no tratamento de lixiviado com pH = 5,9-6,1 e 10,65 gDQO/L obtiveram eficiências muito inferiores às obtidas com utilização de cal, com grande formação de lodo. Utilizando sulfato de alumínio em dosagens de 0-1000 mgAl₂(SO₄)₃/L no tratamento de lixiviado com pH inicial mantido em 7 e com 9,1 gDQO/L, também obtiveram reduzidas remoções de DQO com grande formação de lodo. Com a aplicação de 1000 mgFeCl₃/L a lixiviado com 9100 mgDQO/L e pH = 7, os autores obtiveram 16,3% de remoção de DQO, 97,6% de remoção de ferro e um efluente límpido, obtendo pH final igual a 7.

Oxidação química

Os processos de oxidação química visam, através da adição de certos compostos, insolubilizar poluentes, gaseificá-los ou transformá-los em produtos inócuos, além de oxidar matéria orgânica e outros compostos geradores de demanda de oxigênio.

HO *et al.* (1974) testaram a oxidação química de lixiviados utilizando cloro gasoso, hipoclorito de cálcio e permanganato de potássio em aparato de *jar-test*. Os experimentos foram conduzidos de modo a verificar-se as remoções de DQO e metais (utilizando ferro como indicador) e a clarificação do sobrenadante, além da produção de lodo.

Os autores traçam as seguintes considerações referentes aos testes com os agentes oxidantes:

- A utilização de cloro gasoso para tratamento de lixiviados não mostrou-se atraente. Além da baixa eficiência de remoção de DQO e grande quantidade de lodo formado, a demanda do oxidante apresenta-se altíssima para lixiviados concentrados. Toda amônia contida nos lixiviados oferece demanda de cloro, sendo oxidada anteriormente á matéria orgânica, gerando compostos tóxicos (cloraminas);
- A aplicação de hipoclorito de cálcio apresentou boas remoções de DQO, ferro e cor, quando dosada acima de 4000 mg/L, porém a produção de lodo foi elevada;

- Os resultados obtidos pela aplicação de permanganato de potássio foram considerados desanimadores, visto as altas dosagens requeridas para obtenção de eficiência regular e a elevada formação de lodo.

Os principais resultados dos testes efetuados por HO *et al.* são apresentados na Tabela 3.12.

Tabela 3.12 – Resumo dos principais resultados obtidos por HO *et al.* (1974)

Agente/ (Dosagens testadas em mg/L)	Dosagens ótimas (mg/L)	pH inicial	pH final	DQO inicial (mgO ₂ /L)	Ferro Inicial (mgFe/L)	Remoção de DQO (%)	Remoção de Ferro (%)	ST final (mg/L)	Aparên- cia do sobrena- dante
Cl ₂ (0-1540)	400	2,2	7,0*	340	3,7	12,6	94,6	1962	Clarifica- do
Cl ₂ (0-1540)	1200	1,75	7,0*	340	3,7	24,0	100	4200	Clarifica- do
Ca(OCl) ₂ (0-15.000)	8000	9,0	7,0	1500	38	48,0	100	9274	Clarifica- do
KMnO ₄ (0-10.000)	500	5,9- 6,1	5,8	10.650	330	3	99,09	6700	Clarifica- do
KMnO ₄ (0-10.000)	10.000	5,9- 6,1	5,8	10.650	330	16,8	-	-	-

*obtido por adição de ácido ou álcali

Ozonização

Constituindo-se igualmente em um processo de oxidação química, a aplicação de ozônio (O₃) apresenta uma série de vantagens no tratamento de águas residuárias:

- Alta reatividade com compostos refratários ao tratamento biológico ou oxidantes químicos comuns;
- Alta eficiência na remoção de cor e odor de águas residuárias;
- Alta eficiência na remoção de patogênicos;
- Solubilidade em água 13 vezes superior à do oxigênio molecular.

HO *et al.* (1974) utilizaram uma corrente de oxigênio de 100 L/h com aproximadamente 3,6% (25,7 mg/min) de ozônio para tratamento de 200 mL de lixiviado com

7162 mgDQO/L, 45 mgFe/L e pH = 7,3. Com um tempo de contato de 1 h os autores obtiveram uma redução de DQO de 5,6% e de ferro de 82%; elevando o tempo de contato para 4 h a remoção de DQO foi de 37,4% e a de ferro de 95,5%. Ambos os tempos de contato produziram um efluente límpido, redução de dureza e de sólidos totais.

Adsorção com carvão ativado

A adsorção é um processo em que uma superfície retém partículas de uma solução através de enlaces químicos ou físicos. O processo ocorre em três etapas: (1) *macrotransporte*, movimento das partículas da solução até a interface do meio adsorvente através de convecção e difusão; (2) *microtransporte*, difusão do material orgânico aos sítios de adsorção nos microporos e submicroporos do adsorvente; e (3) *sorção*, fixação das partículas solúveis aos sítios do adsorvente por forças fracas (adsorção física) ou fortes (adsorção química). A quantidade de adsorbato retirado da solução por uma determinada massa de adsorvente é função das características do adsorbato e da temperatura. O *carvão ativado* é um adsorvente largamente utilizado em processos de tratamento, sendo obtido em um processo de carbonização de madeiras, cascas ou carvão mineral, sendo o carbonizado aquecido ao rubro em condições de baixa concentração de oxigênio e após submetido a um gás oxidante a altas temperaturas, o que desenvolve uma elevada porosidade na estrutura dos grânulos.

HO et al. (1974) testaram dosagens de 0-20.000 mg/L de carvão ativado no tratamento de lixiviado com 4920 mgDQO/L e pH = 7,4 em aparato de *jar-test*. Com a dosagem de 4000 mg/L obtiveram um efluente clarificado e com odor suavizado com remoções de 25,4% de DQO, 81,8% de ferro, e 10,9% de STD. Em um segundo experimento os autores fizeram passar lixiviados com 7213 mgDQO/L por colunas de carvão ativado “virgem” a 24°C controlando artificialmente o tempo de percolação. Os volumes de lixiviados utilizados foram de duas vezes o volume de vazios dos leitos, de modo a configurar uma dosagem de 1240 mg/L de carvão. Nessas condições verificou-se uma maximização da qualidade do efluente filtrado, baseada em remoção de DQO (56,8%), odor e cor, com um tempo de contato de 21,8 min. As remoções de ferro, dureza e STD foram de 65%, 43% e 19,3% respectivamente, utilizando esse tempo de contato.

Processos de membrana

Os processos de membrana baseiam-se na passagem do lixiviado por um meio semipermeável de modo que poluentes nele fiquem retidos, produzindo um *permeado* de melhor qualidade. Três processos básicos distinguem-se:

- Filtração: constitui-se no processo simplificado de remoção por tamanho de abertura de malha da membrana. A filtração comum remove apenas sólidos grosseiros; a microfiltração remove bactérias e sólidos suspensos ($\phi > 0,1 \mu\text{m}$), enquanto a ultrafiltração remove ainda moléculas orgânicas de elevado peso molecular ($\phi > 0,0015 \mu\text{m}$);
- Osmose Direta: consiste na passagem de água do lixiviado através de uma membrana semipermeável para um meio com uma solução salina concentrada (*agente osmótico*) devido à pressão osmótica gerada pelo gradiente de concentração, até que ambas as soluções apresentem concentrações iguais. A solução salina resultante é posteriormente desidratada regenerando-se a concentração original para continuar o processo. Conforme HARRIS *et al.* (2000) o processo extrai tipicamente 93% de água do lixiviado;
- Osmose Reversa: consiste no processo oposto da osmose direta, permitindo a remoção de sólidos dissolvidos. A passagem de água através de uma membrana semipermeável, do lixiviado concentrado para uma solução menos concentrada é obtida pela aplicação de uma pressão superior à pressão osmótica natural, de modo que os poluentes fiquem retidos na membrana. Os produtos do processo são um permeado de alta qualidade e uma solução salina concentrada que necessita tratamento ou correta destinação posterior.

A osmose reversa é considerado o melhor de todos os tratamentos físico-químicos aplicados aos lixiviados (QASIM e CHIANG, 1994). CHIAN e DEWALLE (1977) apud QASIM e CHIANG (1994), utilizando o processo com uma membrana de acetato de celulose reportaram remoções de COT entre 56% e 70%; utilizando uma membrana de polietilenamina, os autores verificaram incremento da eficiência a 88%; elevando o pH do lixiviado de 5,5 a 8,0 observaram incremento da eficiência de remoção de COT a 94%. Os autores enfatizam a sensibilidade das membranas ao pH, observando a seletividade das mesmas às formas dissociadas dos ácidos voláteis em relação às não-dissociadas. Nos estudos, a remoção de STD alcançou 99%. KINMAN *et al.* (1985) apud QASIM e CHIANG (1994), utilizando uma taxa de aplicação de $2,50 \text{ m}^3/\text{m}^2$ e uma pressão de trabalho de 1400 a

1700 kN/m² obtiveram 97% de redução de orgânicos, 97,5% de remoção de STD e rebaixamento das concentrações de metais aos limites de detecção analítica.

Stripping de amônia

Um dos aspectos fundamentais da problemática do tratamento de lixiviados refere-se às elevadas concentrações de nitrogênio, que em lixiviados podem alcançar 3000 mgNTK/L ou mais [LEMA *et al.* (1988) reportam concentração de 4010 mgNH₄⁺-N/L em lixiviado de aterro espanhol]. Além de sua presença indesejável no efluente a ser lançado, sobretudo pela demanda de oxigênio das formas orgânica e amoniacal e por gerar condições propícias à eutrofização do corpo receptor, a forma amoniacal freqüentemente ocasiona efeitos tóxicos ou inibitórios aos sistemas biológicos de tratamento.

A amônia, em fase aquosa, encontra-se em um equilíbrio de duas formas, que são a iônica (NH₄⁺) e a molecular gasosa (NH₃). A equação de equilíbrio pode ser escrita como:



Este equilíbrio depende do pH, e até pH = 7,2 estará deslocado para a esquerda. Com a elevação do pH, há o deslocamento do equilíbrio para a direita, com elevação da fração gasosa. O *stripping* de amônia é um processo físico de remoção da fase gasosa do líquido, principalmente devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio (atmosférico) circundante, de modo que efeitos de arraste e difusão molecular promovam a sua passagem para este último. O processo de remoção da amônia livre do meio líquido ocasiona o deslocamento do equilíbrio no sentido de sua formação. A elevação da temperatura favorece o processo, uma vez que eleva a pressão parcial de vapor da amônia. O processo de *stripping* é geralmente precedido de adição de álcalis para elevar o pH do meio líquido e produzir elevadas concentrações relativas de amônia na forma gasosa.

KEENAN *et al.* (1984) utilizaram uma lagoa com sistema de *air stripping* para remoção preliminar de amônia de lixiviado com concentração média de 1001 mgN/L. O TDH na lagoa era de 1,74 d, sendo a unidade precedida de um tanque de equalização e de um reator cilíndrico de contato de fluxo ascendente operando com TDH de 1,7 h onde, através da adição

de uma solução de cal, obtinha-se elevação do pH, além de coagulação e precipitação de metais pesados e parte da carga orgânica do lixiviado. Os autores reportam uma eficiência média de 50% de remoção de amônia do sistema conjugado coagulação-precipitação/*air stripping*, não reportando a quantidade de cal utilizada, o pH do afluente à lagoa de remoção de amônia, tampouco detalhes operacionais dessa.

3.3.4.4 Outras metodologias propostas

Destacam-se nesta categoria, experiências com metodologias alternativas e processos não convencionais para o tratamento de lixiviados. Logicamente, todos os processos são também biológicos ou físico-químicos.

Tratamento com produtos biotecnológicos

Tornou-se bastante comum a oferta de produtos à base de cepas selecionadas ou geneticamente alteradas para bioestabilização de diferentes substratos específicos. Ainda que pesquisas sérias sejam empreendidas para obtenção de produtos biotecnológicos, muito comumente produtos comercializados não demonstram os desempenhos proclamados por seus fabricantes e representantes.

GARCIA JR., GRANDIN e ALÉM SOBRINHO (1995) testaram três produtos biotecnológicos especificamente indicados para o tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos em lagoa aerada, utilizando as dosagens recomendadas pelos fabricantes, para tratar lixiviados com 3000-11.000 mgDQO/L, paralelamente a um sistema de controle, operado em idênticas condições, sem o uso dos aditivos. Os autores reportam que, utilizando 15 e 25 dias de tempo de detenção hidráulica, os sistemas de tratamento e de controle, operando em fases com e sem adição de fósforo, obtiveram performances similares, atestando a ineficácia dos produtos utilizados. Porém, pesquisas sérias neste campo poderão futuramente vir a revolucionar o conceito de tratamentos biológicos.

Tratamento com complexos argilosos

Os complexos argilosos são produtos à base de bentonita modificada com polímeros e produtos químicos para prover tratamento de óleos, sulfatos, fosfatos e metais. Através da passagem do lixiviado pelo leito argiloso, tais poluentes são microencapsulados

nos retículos do meio. Com a adição de cal, a formação de reações pozolâmicas completa o processo gerando uma massa de sólidos argilosos e poluentes fortemente agregados por forças eletrostáticas e de Van der Waals. Conforme HARRIS *et al.* (2000) o processo completo não excede o período de um minuto.

Filtros percoladores

Os filtros percoladores constituem-se em biofiltros aeróbios em que a passagem da água residuária dá-se por um processo de percolação em um meio suporte particulado (areia, argila, carvão ativado), sendo o tempo de contato determinado pela permeabilidade do meio. As unidades operam contínua ou intermitentemente, de maneira que cada porção do meio suporte possa reoxigenar-se entre aplicações consecutivas de afluente.

RICH e WAHLBERG (1990) reportam a efetividade de nove filtros percoladores intermitentes de areia, precedidos de lagoas facultativas ou aeradas, tratando esgotos domésticos em escala plena. Os autores verificaram, comparativamente, a superior eficiência dos filtros percoladores em relação a sistemas de lodos ativados e lagoas aeradas na remoção de nitrogênio amoniacal, DBO_5 e sólidos suspensos totais. COTRIM (1997) utilizou filtros percoladores intermitentes para testar o tratamento de lixiviados com avançado grau de estabilização anaeróbia. Utilizando uma taxa de aplicação superficial de $0,16 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, correspondendo a uma carga orgânica aplicada de $0,0287 \text{ kg}DBO_5/(\text{m}^3.\text{d})$, obteve resultados pouco expressivos utilizando brita granítica, areia regular, cacos de tijolos e argila nodulizada como meios suporte. Utilizando aparas de couro *wet blue*, obteve reduções de 64% de DQO, 95% de DBO_5 e 92% de amônia; utilizando leito de carvão ativado as eficiências na remoção de DQO, DBO_5 e amônia foram de 68%, 79% e 89% respectivamente.

Aplicação em leitos de vermicomposto

REICHERT (1999) propôs a utilização de leitos de material orgânico compostado e maturado em presença de minhocas (*vermicompostado*) para o tratamento de lixiviados, em função das características quelantes e adsorventes do húmus presente no material. Aplicando lixiviados com elevado grau de estabilização anaeróbia (900 mgDQO/L ; 652 mgNTK/L) sob taxas de $2,1-6,4 \text{ L}/(\text{m}^2.\text{d})$, correspondendo a $13-40 \text{ L}/(\text{m}^3.\text{d})$ obteve reduções de DQO superiores a 50%, de metais entre 55% e 90%, e de NTK superiores a 98% utilizando

insuflamento de ar. Concluiu pela excelência da alternativa, especialmente para remoção de NTK, ainda que ressaltando a necessidade de tratamento subsequente, especialmente para a remoção de nitratos gerados no processo.

Evaporação

O processo aqui denominado *evaporação* consiste na redução dos volumes de lixiviados através da vaporização de parte do seu conteúdo de água. O processo de evaporação natural consiste na utilização da energia solar para aquecer o lixiviado, requerendo elevada interface líquido-atmosfera, ou seja, elevadas áreas para construção de lagoas para secagem. Uma proposta mais efetiva é a de utilização do potencial calorífico do biogás gerado no aterro para aquecimento. A conversão de água líquida a 0°C a vapor a 100°C demanda 54.100.000 kcal/m³. Conservadoramente, pode-se considerar que 1 Nm³ de biogás produz, por combustão, 4000 kcal (DMLU, 2002). Nesse sentido, seriam necessários 13.525 Nm³ de biogás para a conversão de 1 m³ de água líquida presente no lixiviado a 0°C a vapor a 100°C. A viabilidade prática da metodologia será função das produções de lixiviado e biogás do aterro, bem como da capacidade calorífica deste último. O sistema poderá ser proposto com ou sem recondensação da água. No primeiro caso deverá haver maximização da recuperação de energia. O lançamento do vapor na atmosfera, ou, após recondensação, em corpo receptor deverá obedecer às legislações ambientais, visto que haverá conjunta vaporização de amônia, ácidos voláteis, álcoois e outros compostos presentes no lixiviado.

Recirculação

A recirculação de lixiviados consiste na sua aplicação em área de aterro, de modo que percole pela zona não-saturada, entrando em contato com resíduos aterrados, por fim alcançando à zona saturada. Diversos autores recomendam o processo para aceleração da decomposição de resíduos, uma vez que o lixiviado recirculado contém apreciáveis concentrações de nutrientes e microrganismos aclimatados ao meio de biodigestão dos resíduos e a seus compostos inibidores. No que refere-se ao rebaixamento da carga poluente do efluente recirculado, a zona não-saturada do aterro poderá atuar como um filtro aeróbio ou anaeróbio, dependendo da forma de aplicação, onde ocorrerão, adicionalmente, efeitos de complexação e precipitação de metais na matriz de percolação. ROBINSON e MARIS

(1985), testando a recirculação de lixiviados em um aterro em escala real observaram o decaimento de 40% da demanda química de oxigênio em 20 meses, além de reduções significativas nas concentrações de AGV e metais, bem como elevação do pH. Tais resultados foram confrontados com os de lixiviados gerados em uma área de aterro de resíduos adjacente à do teste, utilizada como controle, verificando-se que o tratamento reduziu significativamente o potencial poluidor do lixiviado em relação ao controle.

Um efeito negativo da recirculação é o incremento da concentração de amônia no lixiviado (HARRIS *et al.*, 2000). Contudo, a remoção de nitrogênio do lixiviado pode ser obtida por um processo conjugado de aeração com nitrificação e recirculação. O lixiviado originalmente recolhido, quando submetido a um processo de aeração com larga conversão de amônia a nitratos, encontrará no meio anóxico do aterro condições ideais para sofrer desnitrificação, uma vez que os nitratos exercerão papel de aceptores de elétrons dos processos de oxidação de matéria carbonácea pelos organismos heterotróficos, sendo produzido nitrogênio molecular. HARRIS *et al.* (2000) reportam a efetividade da nitrificação em tanque com aeração mecânica operado com 16,7 dias de TDH.

COSSU *et al.* (2000) apontam como desvantagens da recirculação a formação de acúmulos de líquido em zonas semi-impermeáveis dos maciços de aterro, de altos gradientes hidráulicos sobre a impermeabilização de base, de instabilidades geotécnicas e problemas na drenagem de biogás.

Aspersão

O processo de aspersão consiste no lançamento ao ar do lixiviado em gotículas de reduzido diâmetro, favorecendo o processo de vaporização devido à elevação da área de contato para troca de calor e massa entre ar e água, que será tanto mais efetiva quanto maiores as temperaturas do lixiviado e do ambiente e menor a umidade relativa do ar. O residual não evaporado, dependendo da área escolhida para a aspersão, sofrerá processos de estabilização na matriz do solo.

Fitorremediação

A metodologia de fitorremediação pode ser considerada como a combinação dos processos de aspersão e recirculação com a participação de plantas, sobretudo árvores de copa

plantadas sobre áreas de aterro. O lixiviado é aspergido sobre as copas, sendo em parte evaporado, em parte interceptado pelas folhas ficando longo tempo disponível para a evaporação. Uma maior ou menor fração cai sobre o solo e será em parte absorvida pela vegetação e posteriormente evapotranspirada, em parte recirculada por percolação. Outro efeito importante é o de absorção de nutrientes e metais pelas plantas. CURETON *et al.* (1991) enfatizam a importância de que a camada de cobertura do aterro, onde far-se-á o plantio apresente permeabilidade suficiente para evitar elevado escoamento superficial bem como para possibilitar a manutenção da aeração das raízes, evitando efeitos deletérios à vegetação. No tocante à seleção das espécies, os autores citam como principais requisitos adaptabilidade às condições climáticas locais, alto potencial de evapotranspiração, tolerância à umidade do solo e à pressão osmótica decorrente do contato com a água residuária com alta salinidade, rapidez de estabelecimento das mudas, habilidade no controle de erosão, elevada superfície folhar e potencial de ressemeadura.

Banhados construídos

A teoria dos banhados construídos e as experiências do seu uso no tratamento de lixiviados serão abordados detalhadamente em 3.4.3.

3.4 Aspectos relacionados aos tratamentos contemplados na proposta da pesquisa

3.4.1 Teoria dos filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios constituem-se em unidades de tratamento em que as reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica contida na água residuária ocorrem quando da passagem desta através de um leito de material suporte em que as unidades desse material apresentam filmes bacterianos anaeróbios aderidos às suas superfícies, além de biomassa bacteriana anaeróbia dispersa retida nos interstícios do meio. Os microorganismos devem estar aclimatados ao afluente para manter-se a estabilidade do processo e da própria biomassa.

A retenção de biomassa por adesão dá-se pela extraordinária capacidade das bactérias de aderirem-se às superfícies livres imersas em sistemas aquosos que apresentem

condições para o seu crescimento, como presença de nutrientes e compostos carbonáceos, e ausência de compostos inibidores e tóxicos, ainda que, neste aspecto particular, possamos observar a excepcional capacidade de tais organismos em aclimatarem-se a meios inóspitos. Teoricamente, quanto maior a superfície específica disponibilizada pelo meio suporte (m^2/m^3) para a adesão dos organismos, mais efetivo será o tratamento proporcionado pelo sistema. Na prática, essa afirmativa terá validade até um *diâmetro crítico mínimo* de unidade constituinte de leito, abaixo do qual teremos problemas de colmatação e entupimento do filtro (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A Figura 3.4 apresenta uma ilustração adaptada de CHERNICHARO (1997) em que é representada uma unidade do meio suporte com biofilme aderido. Outro tipo de retenção de biomassa bacteriana ativa ocorre nos interstícios ou *vazios* do reator: a retenção intersticial. Trata-se de um crescimento disperso que mantém-se no leito principalmente devido a um efeito de “filtragem” da massa bacteriana, que evita que a mesma seja *lavada* pelo fluxo de água residuária que atravessa o filtro. A Figura 3.5 apresenta uma ilustração relativa a esse tipo de retenção.

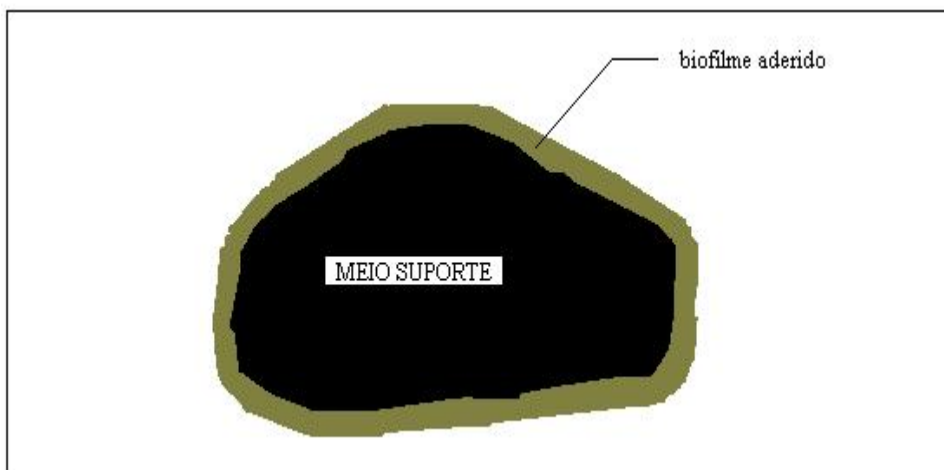


Figura 3.4 - Retenção de biomassa por adesão
(Fonte: Adaptado de CHERNICHARO, 1997)

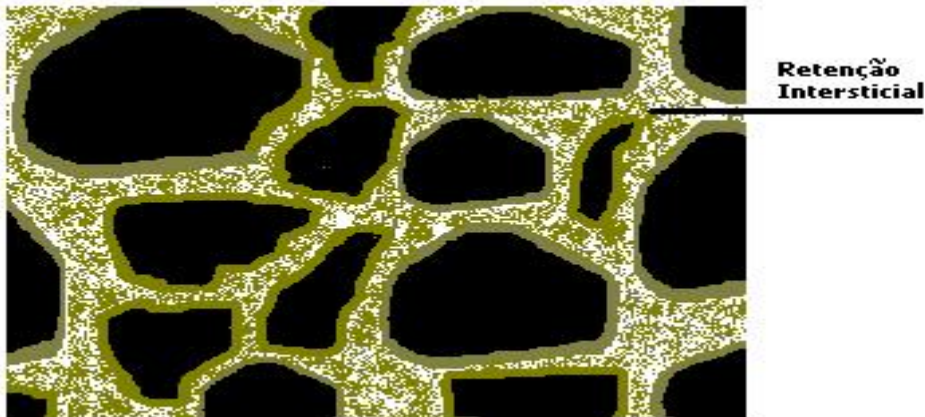


Figura 3.5 - Retenção intersticial de biomassa

Nos flocos e filmes anaeróbios, as diferentes populações bacterianas agrupam-se em camadas superpostas, de modo que haja um sentido de fluxo dos substratos em contracorrente com o fluxo dos produtos. A Figura 3.6 representa esquematicamente o modelo proposto por GUIOT *et al* (1992) apud CHERNICHARO (1997) para o arranjo bacteriano anaeróbico típico. Evidentemente o arranjo da Figura 3.6 diz respeito a um sistema tratando água residuária bruta. A quantidade relativa de organismos de cada cepa constituinte da biomassa irá variar relativamente ao grau de tratamento em que encontrar-se o afluente que, inoculado, propiciar a formação do filme ou grânulo.

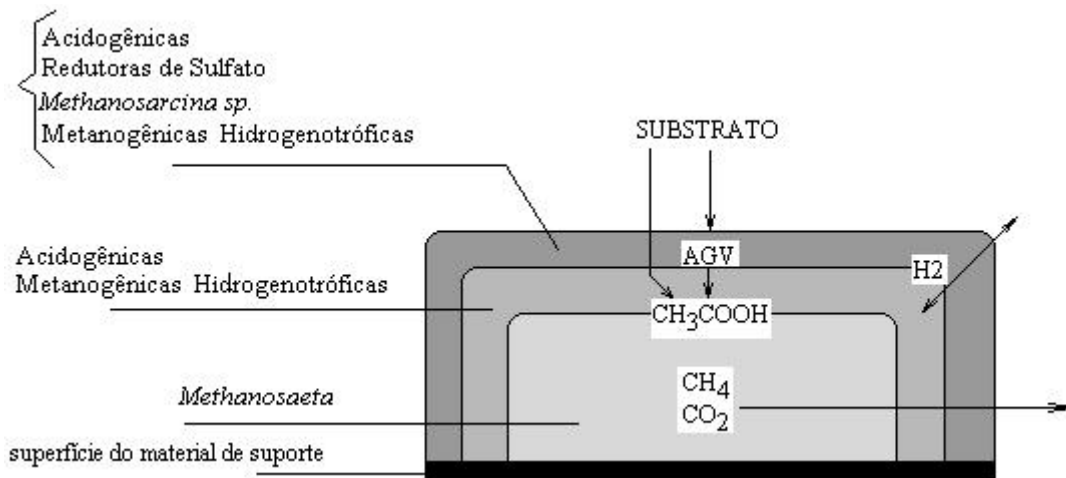


Figura 3.6 - Estrutura de um arranjo bacteriano anaeróbico típico
(Fonte: CHERNICHARO, 1997)

Com relação ao material de suporte dos filtros anaeróbios, alguns requisitos serão necessários para a escolha:

- resistência estrutural;
- inércia química e biológica;
- elevadas área específica e porosidade;
- resistência à colmatção;
- baixo preço.

O material mais comumente utilizado como meio suporte de filtros anaeróbios é a pedra britada. Esse material é também muito interessante para a construção dos filtros anaeróbios de base em aterros sanitários, dada sua resistência estrutural. Contudo, dentro das condições regionais específicas, diversos materiais abundantes ou residuários poderão ser propostos para esse fim, desde que cumpram os requisitos supra-mencionados.

3.4.1.1 Desempenho dos filtros anaeróbios

A modelagem matemática da digestão anaeróbia é deveras difícil, uma vez que o sistema é complexo e precisa ser estudado com mais profundidade (CHERNICHARO, 1997). YOUNG (1991) reuniu dados operacionais de diversos filtros anaeróbios, e, relacionando-os estatisticamente, determinou os principais parâmetros que influenciam o desempenho desses sistemas, que são:

- tempo de detenção hidráulica;
- concentração do afluente;
- área superficial do meio suporte;
- declividade do sistema;
- carga orgânica.

A partir de testes experimentais, o pesquisador concluiu que o tempo de detenção hidráulica é o parâmetro mais significativo, e estabeleceu uma equação para descrever o desempenho dos filtros anaeróbios tratando diversos tipos de afluentes:

$$E = 100.(1-Sk.TDH^{-m}) \quad (1 \leq TDH \leq +\infty) \quad (3-9)$$

E = Eficiência do sistema (%);

TDH = Tempo de detenção hidráulica (h);

Sk = Coeficiente do sistema;

m = Coeficiente do meio suporte.

Os coeficientes Sk e m para leitos de brita assumem os valores 1,0 e 0,40 respectivamente (YOUNG, 1991).

A Figura 3.7 apresenta a curva da função de Young para leitos de brita, para $1 \text{ h} \leq TDH \leq 100 \text{ h}$.

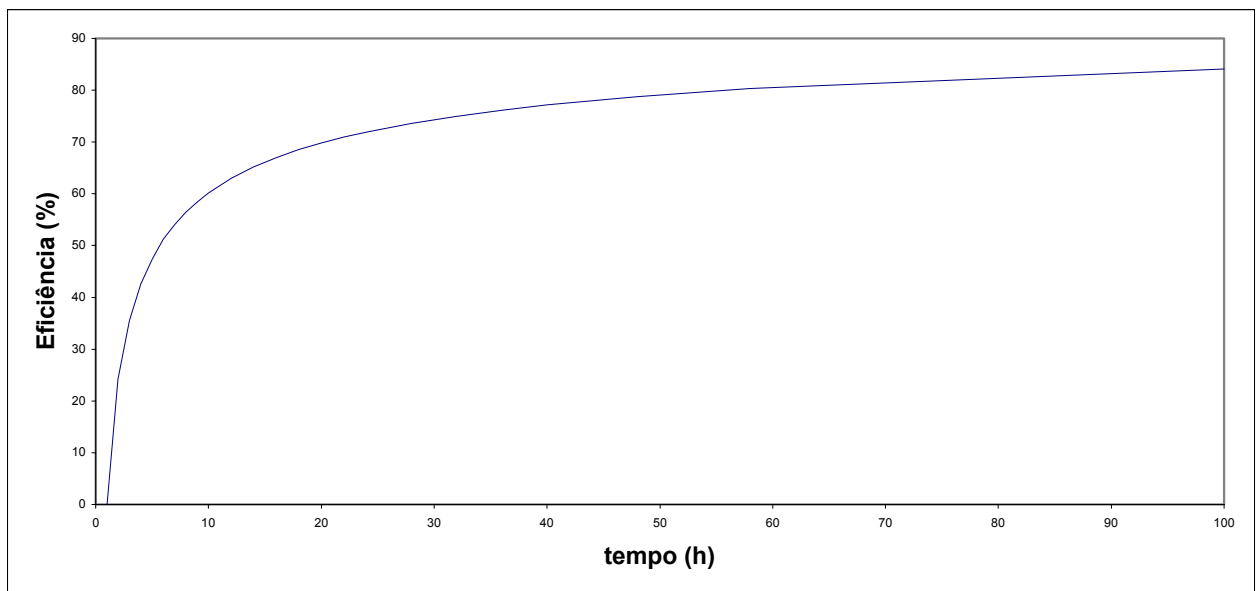


Figura 3.7 – Representação gráfica da Equação de Young (1991) para $Sk = 1,0$ e $m = 0,40$

Os filtros anaeróbios funcionam satisfatoriamente para temperaturas entre 25 e 38°C (CHERNICHARO, 1997). A expressão que propõe a correção da eficiência do sistema em função da temperatura é a seguinte:

$$E(\tau) = 1 - (1 - E_{30})^{\beta} \quad \text{sendo} \quad \beta = \theta^{(\tau - 30)} \quad (3-10)$$

$E(\tau)$ = eficiência do processo na temperatura τ ;

E_{30} = eficiência do processo na temperatura de 30°C;

τ = temperatura operacional (°C);

θ = coeficiente de temperatura (1,02 a 1,04).

3.4.1.2 Bioissorção

Além de desempenharem seu papel preponderante na remoção de matéria orgânica, os microorganismos, tanto em meio anaeróbio como aeróbio, atuam no sentido da retirada de grandes quantidades de espécies químicas, como metais, do seio da fase líquida. Esse papel é muito mais efetivo em sistemas de crescimento aderido do que em crescimento suspenso (TAVARES e SILVA, 2001). O termo bioissorção é utilizado para descrever a capacidade da biomassa (meio constituído por microorganismos vivos, células mortas, compostos provenientes do metabolismo, sólidos fixos, etc.), de concentrar metais e outras substâncias em solução por mecanismos físico-químicos, como adsorção ou troca iônica. A *bioissorção* é normalmente referida como uma coleção de processos extracelulares de fixação de compostos e íons, como adsorção pelas superfícies celulares (de carga negativa), ligação com polissacarídeos extracelulares e precipitação na superfície celular por ação enzimática. A *bioacumulação*, por sua vez, é compreendida como o processo intracelular, relacionado ao metabolismo, em que grandes quantidades de íons metálicos e outras espécies presentes no meio podem adentrar a célula e serem armazenados em organelas ou proteínas como reservas essenciais ao desenvolvimento bacteriano (“*acumulação luxuriante*”). Este mecanismo pode ser efetivo também para a acumulação de íons não necessários ao metabolismo, deslocando íons essenciais, acarretando prejuízo para as funções vitais do microorganismo (GADD, 1992, apud PINTO *et al.*, 2001). No processo global de acumulação de metais em biofilmes outros processos intervêm, como a complexação e quelação de íons metálicos na matéria orgânica humificada. O uso de lodo anaeróbio para remoção de metais foi testado por MORPER (1986) apud PINTO *et al.* (2001) em um reator de fluxo ascendente. O autor, utilizando

solução contendo prata, ouro, cobre, níquel, zinco e mercúrio obteve remoções superiores a 95% para todos os metais.

WU *et al.* (1988) utilizando um filtro anaeróbio de dois estágios com meio suporte sintético (96,5% de vazios e $141 \text{ m}^2/\text{m}^3$) para tratar lixiviado bruto proveniente de um aterro para resíduos domésticos e industriais reportaram eficiências de remoção de DQO de 91%, 89% e 83% utilizando taxas de aplicação superficiais de 2,0, 2,7, e 3,8 $\text{kgDQO}/(\text{m}^2.\text{d})$, respectivamente. As eficiências de remoção de DBO_5 foram superiores a 90%, e a remoção de metais pelo biofiltro foi muito efetiva. Os autores verificaram que o processo de remoção biológica de matéria orgânica deu-se quase que exclusivamente no primeiro reator e concluíram, através do estudo da cinética do processo que, para o lixiviado utilizado, a taxa ótima de utilização de substrato seria de 3,9 $\text{kgDQO}/(\text{m}^2.\text{d})$, indicando esse valor para projetos de filtros anaeróbios tratando lixiviados similares. Os mesmos autores citam resultados de CHIAN e DEWALLE (1977), que utilizando um filtro anaeróbio de mistura completa aplicaram uma mistura de lixiviado bruto e efluente recirculado com 20-30 gDQO/L a uma taxa de 3,8 $\text{kgDQO}/(\text{m}^2.\text{d})$ e obtiveram um efluente com 1,5 gDQO/L .

SCHAFER *et al.* (1986) apud QASIM e CHIANG (1994) utilizaram um filtro anaeróbio de fluxo ascendente com meio suporte com índice de vazios de 95% e $114,8 \text{ m}^2/\text{m}^3$ para tratamento de lixiviado com 38.500 mgDBO_5/L e 60.000 mgDQO/L . Utilizando TDH superiores a 4,9 d (média: 7,4 d) e carga aplicada de 7,1 $\text{kgDBO}_5/(\text{m}^3.\text{d})$ obtiveram remoções de DBO_5 e SST de 95% e elevados rebaixamentos nas concentrações de metais.

No Aterro Sanitário Extrema, em Porto Alegre, foi construído um colchão de brita nº 5 de 0,40 m de altura e 10.000 m^2 de área, na base sita mais a jusante dentro da área destinada a aterro de resíduos sólidos. Tal projeto pioneiro foi idealizado por técnicos do DMLU em parceria com uma empresa de projetos de engenharia contratada (REICHERT e COTRIM, 2000). Confinado por um dique de argila de jusante e sob camadas de resíduos sólidos que chegam a 20 m de altura, o colchão de brita recebe integralmente os volumes de lixiviados gerados no aterro, cuja vazão de projeto (geração estimada) é de 0,89 L/s. Suas funções são (1) constituir-se em um grande reservatório para armazenar os lixiviados gerados, especialmente em épocas de intensa precipitação; (2) constituir-se em um grande reator anaeróbio de crescimento aderido para efetuar pré-tratamento dos lixiviados. Ainda que não

disponha-se da caracterização do lixiviado afluyente a esse filtro de base, de modo a calcularem-se as suas reais eficiências de remoção, os fartos resultados relativos ao monitoramento do efluente do filtro atestam a sua excelente performance na remoção de matéria orgânica e metais, quando comparados com dados de concentrações médias em lixiviados brutos de aterros sanitários. A Tabela 3.13 apresenta resultados do monitoramento do efluente do filtro anaeróbio no período janeiro de 1998 (início da operação estável do filtro, então totalmente coberto por resíduos sólidos) a fevereiro de 2002, comparativamente aos limites para emissão de efluentes no estado do Rio Grande do Sul – Portaria SSMA 05/1989. Tais resultados sugerem a excelência da alternativa adotada para pré-tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários com programa de classificação e controle de resíduos sólidos aceitos, caso do Aterro Extrema (FLECK *et al.*, 1998), não só na redução de DQO e DBO₅, mas também na remoção de metais, sulfetos e coliformes fecais. Contudo, evidencia-se a insuficiência do tratamento anaeróbio para o condicionamento do lixiviado aos limites para emissão no tocante principalmente às suas concentrações de matéria orgânica e nutrientes.

Tabela 3.13 – Características do lixiviado efluente ao filtro anaeróbio de base do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre (janeiro/1998-fevereiro/2002) e seu comparativo com os limites para emissão

Característica Físico-Química, Química ou Microbiológica	N*	Resultados Obtidos	Média	Mediana	Limites Port. SSMA 05/1989**	PRC(%)***
Condutividade Elétrica (µmho/cm)	49	2700-45.000	21.757	22.000	-	-
pH	214	6,3-8,9	7,7	7,7	6,0-8,5	98,6
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	213	2124-22.920	11.227	11.840	-	-
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	213	584-12.500	8447	9340	-	-
Sólidos Totais Voláteis a 550°C (mg/L)	49	2030-14.920	9686	11.450	-	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	49	2030-14.930	9686	11.450	-	-
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	48	0-280.000	6869	33	3000	93,75
Contagem de Bactérias Heterotróficas (UFC/mL)	47	200-2.500.000	156.287	15.000	-	-

continua

Tabela 3.13 – Características do lixiviado efluente ao filtro anaeróbio de base do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre (janeiro/1998-fevereiro/2002) e seu comparativo com os limites para emissão (continuação)

Característica Físico-Química, Química ou Microbiológica	N*	Resultados Obtidos	Média	Mediana	Limites Port. SSMA 05/1989**	PRC(%)***
Demanda Bioquímica de Oxigênio - 5 dias (mgO ₂ /L)	213	167-5650	1405	1110	120	0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	214	496-16.400	2937	2560	360	0
Ácidos Graxos Voláteis (mg Ácido Acético/L)	48	60-3200	581	445	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	213	238-2840	1833	2100	10 mgN/L (soma de todas as formas de nitrogênio)	} 0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	213	0-644	99,5	86		
Nitrato Total (mgNO ₃ ⁻ /L)	213	0-144	17,36	11		
Nitrito Total (mgNO ₂ ⁻ /L)	212	0,1,4	0,117	0,07		
Fósforo Total (mgP/L)	49	5,1-22	12,08	11,1	1	0
Fosfato Total (mgPO ₄ ⁻³ /L)	213	39,72	6,4-98	38	-	-
Sulfatos (mgSO ₄ ⁻² /L)	49	0-1319	164,53	11	-	-
Sulfetos (mgH ₂ S/L)	49	0-40	1,06	0,19	1,063	93,88
Alumínio (mgAl/L)	49	0-5	0,88	0,6	10	100
Bário (mgBa/L)	29	0,3-1,99	0,81	0,75	5	100
Cádmio (mgCd/L)	49	0-0,05	0,022	0,02	0,1	100
Chumbo (mgPb/L)	49	0-0,73	0,152	0,14	0,5	97,96
Cobre (mgCu/L)	49	0-0,1,34	0,09	0,04	0,5	95,92
Cromo Total (mgCr/L)	49	0-0,82	0,21	0,17	0,5	97,96
Ferro Total (mgFe/L)	49	3,44-95	9,7	5,8	10	81,63
Manganês (mgMn/L)	49	0,08-31	1,63	0,24	2	85,71
Mercúrio (mgHg/L)	49	0-0,01	0,00097	0	0,01	100
Níquel (mgNi/L)	49	0,02-0,34	0,2	0,22	1	100
Zinco (mgZn/L)	49	0,08-2,3	0,6	0,5	1	89,8
Fenóis (mgC ₆ H ₅ OH/L)	48	0,05-4,56	0,81	0,3	0,1	8,33
Temperatura (°C)	202	14-38	25,5	25,5	40	100

*N: número de análises efetuadas;

** limites estabelecidos pela Portaria SSMA 05/1989 para vazão de lançamento inferior a 200 m³/d;

*** PRC: percentual de resultados obtidos que cumprem a Portaria SSMA 05/1989;

(Fonte: DMLU, 2002)

3.4.2 Teoria dos filtros aeróbios

Os filtros aeróbios, ao lado dos biodiscos rotativos, constituem-se nos mais importantes sistemas aeróbios de tratamento com crescimento biológico aderido, sendo utilizados para remoção de matéria orgânica e nitrificação de águas residuárias. Consistem em leitos dotados de meio suporte (pedra britada, areia, escória, unidades sintéticas, etc.) com grande área específica, onde filmes biológicos desenvolvem-se aderidos, e por espaços vazios por onde ocorre a passagem do líquido a tratar e do oxigênio necessário aos processos biológicos oxidativos. As condições aeróbias são mantidas (1) a partir da prática de trabalho em ciclos de operação e repouso ou (2) a partir de sistemática de funcionamento que permita aeração contínua do meio, para permitir o crescimento de biomassa aderida que promove o tratamento através da adsorção e metabolismo das cargas orgânica e nitrogenada. Processos de bioadsorção de metais e outros compostos refratários também são efetivos nessas unidades aeróbias. Os filtros possuem dreno de base que permite a coleta do efluente tratado e a passagem do fluxo de ar. A uniformidade na distribuição do afluente é uma qualidade fundamental para o bom funcionamento de um filtro aeróbio (PASTANA FILHO *et al.*, 1973), podendo ser obtida através de distribuidores tubulares perfurados do tipo fixo, para filtros retangulares, e rotativos, para filtros de seção circular.

Com o crescimento do filme bacteriano aderido, dois fenômenos consecutivos são observados no filtro: (1) o oxigênio difundido no filme é consumido antes de ingressar na região próxima à interface com o meio suporte, podendo aí gerar uma zona anaeróbia ou anóxica; (2) prosseguindo o crescimento, teremos a matéria orgânica adsorvida sendo integralmente metabolizada nas camadas superiores do filme: isto origina o estabelecimento de um processo endógeno na região mais interior do filme, devido à ausência de fonte carbonácea, que, por seu turno, estabelecerá a perda da capacidade adesiva da biomassa, culminando no desprendimento de todo o filme. Após o desprendimento, a continuidade da passagem de afluente pelo leito dará condições para o crescimento de um novo filme. O material desprendido poderá manter-se suspenso no leito, incrementando a eficiência do sistema. Uma configuração típica de um filme constituído de uma zona aeróbia, uma anaeróbia e uma endógena já em formação devido ao espessamento do filme é apresentada na Figura 3.8.

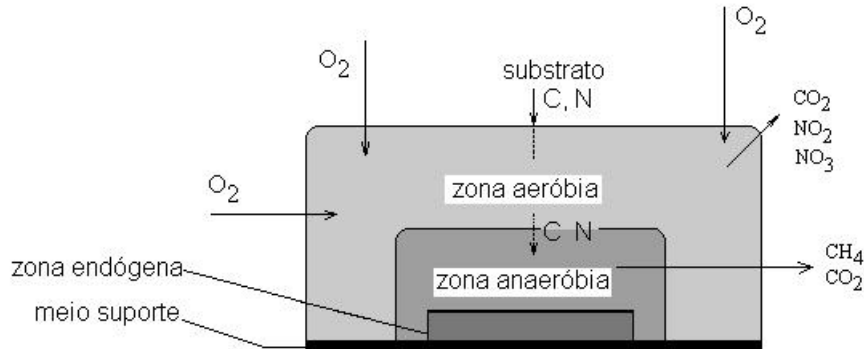


Figura 3.8 - Representação esquemática de biofilme aderido típico de um filtro aeróbio

Do ponto de vista físico-químico, os fenômenos que ocorrem em um biofiltro são fundamentalmente dependentes dos gradientes de concentrações entre o filme biológico e a lâmina de líquido (transferência de massa difusiva de Fick), da turbulência interna (transferência de massa por diluição) e da solubilidade do oxigênio no meio líquido na temperatura interna.

Segundo BISHOP *et al.* (1995), os biofilmes consistem em um aglomerado de células vivas e mortas associadas a uma matriz de polissacarídeo extracelular aderido a uma superfície. Tais filmes apresentam-se altamente estratificados, com densidade crescente e percentual de células viáveis decrescente a partir da superfície livre até a interface com o meio suporte. Como consequência, neste mesmo sentido, porosidade, raio médio de abertura dos poros e difusividade de oxigênio decrescem.

Os principais organismos constituintes da comunidade biológica do filme são as bactérias facultativas, portanto, os biofiltros aeróbios são na verdade dispositivos de caráter facultativo e não aeróbio estrito (PASTANA FILHO *et al.*, 1973). Além dos organismos facultativos, o *ecossistema filtro biológico* é composto por bactérias aeróbias e anaeróbias, fungos, protozoários, algas, vermes nematóides e larvas de insetos (METCALF e EDDY, 1991). Mesmo algas podem desenvolver-se junto à superfície livre do filtro, se houver insolação (PASTANA FILHO *et al.*, 1973). A *Psychoda alternata*, também chamada “*mosca do filtro*” faz-se invariavelmente presente junto aos filtros biológicos aeróbios, constituindo-se em um vetor que requer controle.

A nitrificação é obtida pela presença dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. WANNER e GUJER (1985) apud DAIGGER *et al.* (1994) salientam que em um filtro de fluxo descendente, a porção superior é constituída basicamente de bactérias heterotróficas, enquanto que as bactérias autotróficas nitrificantes somente se estabelecem nas porções inferiores, onde apresentam melhores condições de concorrer pelo oxigênio molecular devido à inferior DBO₅ solúvel remanescente apresentada pela água residuária quando flui por essas regiões do filtro.

COOK e KATZBERGER (1977) afirmam, a partir da observação de resultados de testes experimentais, que, para filtros aeróbios de baixa taxa, a eficiência de remoção de matéria orgânica é independente do tempo de residência da água residuária a tratar.

3.4.2.1 Desempenho dos filtros aeróbios

A modelagem matemática para o processo, estabelecida por Atkinson e apresentada por METCALF e EDDY (1991) conduz à seguinte equação:

$$S_e/S_o = e^{(-f \cdot h \cdot k_o \cdot w \cdot D/Q)} \quad (3-11)$$

S_e = concentração do efluente (mg/L);

S_o = concentração do afluente (mg/L);

f = fator de proporcionalidade (adimensional);

h = espessura do filme (m);

k_o = taxa máxima de reação (d^{-1});

w = largura da seção do filme (m);

D = profundidade do filme (m);

Q = vazão (m^3/d).

Devido à dificuldade de trabalhar-se com a equação acima, especialmente em tratando-se de leitos de pedras ou outras unidades irregulares, equações empíricas foram propostas para permitir o dimensionamento dos filtros aeróbios. PASTANA FILHO *et al.* (1973) destacam a equação proposta pelo *National Research Council* para o dimensionamento de filtros aeróbios de brita:

$$E1 = \frac{100}{1 + 0,443 \sqrt{\frac{W}{V.F}}} \quad 3-12$$

$E1$ = eficiência de remoção de DBO a 20°C, incluindo recirculação e sedimentação (%);

W = carga de DBO (kgDBO/d);

V = volume do meio filtrante (m³);

F = fator de recirculação, dado por:

$$F = \frac{1+r}{(1+0,10.r)^2} \quad (3-13)$$

r = Razão de recirculação, dada por: $r = Q_r/Q$;

Q_r = fluxo de recirculação (m³);

Q = fluxo de afluente bruto (m³).

.

Para o caso de filtros em série, a mesma fonte apresenta a equação seguinte para a eficiência do filtro secundário de brita:

$$E2 = \frac{100}{1 + \frac{0,443 \sqrt{\frac{W}{V.F}}}{1 - E1}} \quad (3-14)$$

$E2$ = eficiência de remoção de DBO a 20°C do filtro secundário, incluindo recirculação e sedimentação (%);

$E1$ = fração de DBO removida no filtro primário;

W' = carga de DBO aplicada ao filtro secundário (kg/d).

O efeito da variação da eficiência com a temperatura pode ser calculado pela expressão seguinte:

$$R_T = R_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3-15)$$

R_T = taxa de reação à temperatura T (°C);

R_{20} = taxa de reação a 20°C;

θ = coeficiente de temperatura (1,02-1,08 para filtros aeróbios);

T = temperatura (°C).

A Tabela 3.14 apresenta uma classificação dos filtros aeróbios estabelecida por METCALF e EDDY (1991).

Tabela 3.14 - Classificação dos filtros aeróbios e suas características básicas

Característica	Filtro de Baixa Taxa	Filtro de Taxa Intermediária	Filtro de Alta Taxa	Filtro de Super Alta Taxa	Filtro de meio suporte sintético	Filtro de Dois Estágios
Meio Filtrante	Pedra Escória	Pedra Escória	Pedra	Plástico	Plástico Madeira	Pedra Plástico
Carga Superficial Aplicada [m ³ /(m ² .d)]	1,17-3,52	3,52-9,38	9,5-37,5	11,7-70,5	47-188	9,38-37,5
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO/(m ³ .d)]	0,08-0,4	0,24-0,48	0,48-0,96	0,48-1,6	1,6-8	0,96-1,92
Profundidade (m)	1,8-2,5	1,8-2,5	0,9-1,8	3-12	4,5-12	1,8-2,5
Razão de Recirculação	0	0-1	1-2	1-2	1-4	0,5-2
Ocorrência de Moscas	Elevada	Média	Pequena	Pequena ou Inexistente	Pequena ou Inexistente	Pequena ou Inexistente
Alimentação	Intermitente	Intermitente	contínua	contínua	contínua	contínua
Eficiência de Remoção de DBO ₅ (%)	80-90	50-70	65-85	65-80	40-65	85-95
Característica do Efluente	Bem Nitrificado	Parcialmente Nitrificado	Pequena Nitrificação	Pequena Nitrificação	Não Nitrificado	Bem Nitrificado

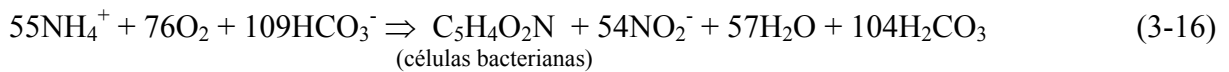
(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

3.4.2.2 O processo de nitrificação em filtros aeróbios

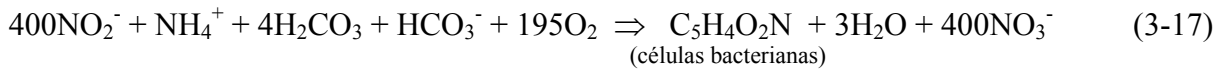
O conteúdo de nitrogênio dos esgotos e lixiviados brutos encontra-se basicamente nas formas (1) orgânica (proteínas, aminoácidos, uréia, etc.) e (2) amoniacal, proveniente das reações bioquímicas que as formas orgânicas sofrem em meio anaeróbio. A remoção biológica de nitrogênio das águas residuárias dá-se pelo processo combinado de nitrificação-desnitrificação, que produz como produto final o nitrogênio molecular (N₂), removido do meio como gás inerte.

A primeira etapa do processo combinado é a *nitrificação*, na qual a amônia é convertida, em condições aeróbias, a nitrato. Isoladamente a nitrificação não remove nitrogênio da água residuária, mas remove sua demanda de oxigênio. O processo ocorre em duas fases: (1) conversão de amônia a nitrito através da ação de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e (2) conversão do nitrito a nitrato por ação dos organismos do gênero *Nitrobacter*. As reações bioquímicas aproximadas que ocorrem nas duas fases são as seguintes (METCALF e EDDY, 1991):

1ª Fase: Conversão de amônia a nitrito (*Nitrosomonas*)



2ª Fase: Conversão de nitrito a nitrato (*Nitrobacter*)



As bactérias responsáveis pela nitrificação são autotróficas quimiossintetizantes: utilizam CO_2 para a manufatura do seu alimento e retiram energia, para o seu crescimento e manutenção, das reações acima, que são exotérmicas. As taxas de crescimento dos organismos autotróficos nitrificantes, sobretudo do gênero *Nitrosomonas*, são muitas vezes inferiores às taxas dos organismos heterotróficos (VON SPERLING, 1997) e sua susceptibilidade a inibição por espécies químicas é elevada. Das reações apresentadas, podemos observar que:

- Estequiometricamente são necessárias 4,3 miligramas de O_2 por miligrama de nitrogênio a ser oxidada (mas 4,57 mgO_2 por miligrama de nitrogênio são recomendadas para projetos);
- Haverá consumo de alcalinidade e conseqüente rebaixamento do pH [são necessárias 8,64 $\text{mgHCO}_3^-/(\text{mgN a ser oxidada})$];

A faixa ótima de pH para a nitrificação situa-se entre 7,5 e 8,6, embora em sistemas aclimatados a pH inferiores possa haver sucesso na nitrificação. VON SPERLING (1997) reporta ocorrência de nitrificação entre 5 e 50°C, identificando porém a faixa 25-36°C como ótima para o processo.

Em condições normais o afluente a nitrificar apresenta, além da concentração de nitrogênio total de Kjeldahl, alguma DBO_5 (demanda carbonácea de oxigênio). Nestas condições, a unidade aeróbia aclimatada ao afluente apresentará uma biomassa composta por frações relativas de organismos autotróficos e heterotróficos dependentes da razão entre as concentrações dos substratos. A Tabela 3.15, adaptada de U.S. EPA por METCALF e EDDY (1991) apresenta dados que correlacionam a fração de bactérias nitrificantes em um meio com a relação DBO_5/NTK .

Tabela 3.15 - Relação entre a razão DBO_5/NTK de uma água residuária e a fração de organismos nitrificantes presente em uma biomassa aclimatada a tal afluente

Razão DBO_5/NTK (mgO_2/mgN)	Fração de organismos nitrificantes na biomassa
0,5	0,35
1	0,21
2	0,12
3	0,083
4	0,064
5	0,054
6	0,043
7	0,037
8	0,033
9	0,029

(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

A performance da nitrificação obtida por filtros aeróbios pode ser estimada utilizando-se fatores de carga nos projetos. Usando-se pedras como meio suporte, a utilização de altas cargas carbonáceas rebaixará o grau de nitrificação obtido, devido à predominância de bactérias heterotróficas nos filmes, o que propõe o controle e utilização de baixas cargas de DBO_5 para otimizar a nitrificação. METCALF e EDDY (1991) reportam observações de eficiências em função da taxa de aplicação [$kgDBO_5/(m^3.d)$] que são reproduzidas na Tabela 3.16.

Tabela 3.16 - Taxas de aplicação para nitrificação em processos de crescimento aderido

% de Nitrificação	Taxa de aplicação [$kgDBO_5/(m^3.d)$]
75-85	0,16 – 0,096
85-95	0,096 – 0,048

(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

Condensando-se os parâmetros de projeto indicados por METCALF e EDDY (1991) das Tabelas 3.14 e 3.16, obtemos a Tabela 3.17 com os parâmetros indicados para a pesquisa da eficiência do filtro aeróbio operado para a maximização da nitrificação.

Tabela 3.17 – Parâmetros para operação de filtro aeróbio com nitrificação maximizada

Parâmetro/Característica	Valor/Definição
Meio Filtrante	Pedra
Carga Superficial Aplicada [$m^3/(m^2 \cdot d) = m/d$]	1,17-3,52
Carga Orgânica Aplicada [$kgDBO/(m^3 \cdot d)$]	0,096-0,048
Profundidade (m)	1,8-2,5
Razão de Recirculação	0
Alimentação	Intermitente

(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

O diâmetro das pedras constituintes do meio suporte afeta substancialmente a eficiência do filtro: diâmetros menores elevam a área total de biofilme ou interface líquido-ar, incrementando a demanda de oxigênio para estabilização dos substratos adsorvidos, ao mesmo tempo que dificultam a oxigenação; diâmetros maiores favorecem a aeração porém diminuem a área total de filme biológico com substrato adsorvido, de modo que é preciso balancear os efeitos para a otimização (PASTANA FILHO *et al.*, 1973). A Tabela 3.18, retirada de METCALF e EDDY (1991) apresenta as características médias das pedras de pequeno e elevado tamanho.

Tabela 3.18 – Propriedades físicas de meios de suporte para filtros aeróbios

Meio Suporte	Diâmetro Médio (cm)	Peso específico (kg/m^3)	Superfície Específica (m^2/m^3)	Volume relativo de vazios (%)
<i>Pedra rolada de pequeno diâmetro (Small river rock)</i>	2,54-6,35	1250-1442	56-69	40-50
<i>Pedra rolada de elevado diâmetro (Large river rock)</i>	10,16-12,70	801-993	40-164	50-60

(Fonte: METCALF e EDDY, 1991)

Quando o filtro é desprovido de sistema de aeração forçada (ventiladores) a aeração dá-se por convecção, devido à diferença de temperaturas entre o ar atmosférico e o interno ao filtro, que adquire temperatura próxima à do líquido a tratar, com o qual mantém íntimo contato. Se o afluente for alimentado pela seção superior do filtro, no inverno, quando o líquido tende a apresentar-se mais quente do que o ar haverá um fluxo convectivo de ar para cima, da abertura inferior para a superfície livre, ao contrário do que ocorre no verão. Iguais

temperaturas do afluente e do ar externo acarretam estagnação de ar saturado internamente, empobrecendo a oxigenação (PASTANA FILHO *et al.*, 1973).

METCALF e EDDY (1991), indicam a conveniência da inserção de drenos de ar verticais no leito ocupando 0,4% da seção para filtros tratando esgoto, para incrementar a troca de gases.

DAIGGER *et al.* (1994) reportam, a partir da observação de muitos dados experimentais provenientes de três filtros aeróbios, que a eficiência de nitrificação não é significativamente influenciada pela temperatura da água residuária a tratar.

3.4.3 Banhados Construídos

Banhados, terras úmidas, ou *wetlands* são sistemas terrestres em que o nível superior do lençol freático mantém-se próximo à superfície do terreno de modo a manter condições de solo saturado ao longo do ano todo, podendo apresentar lâminas d'água aflorantes tipicamente inferiores a 0,6 m, que suportam o crescimento de plantas emergentes (MARQUES, 1999; METCALF e EDDY, 1991). Tais plantas, (1) oferecem superfície para a fixação de bactérias autotróficas e heterotróficas através das raízes, rizomas e serapilheira, (2) proporcionam efeito de filtração e adsorção de poluentes, (3) transferem oxigênio molecular para a coluna d'água {5-45 gO₂/(m².d) segundo MARQUES (1999); DEBUSK *et al.* (1989) verificaram em laboratório, para algumas plantas, taxas de transferência de 4-112 mgO₂/[(g de raiz).d]}; (4) limitam o crescimento de algas pela restrição à penetração de luz solar, e (5) absorvem nutrientes para o seu crescimento. Devido a limitações ambientais e legais do uso de banhados naturais para a aplicação de águas residuárias, são utilizados mais comumente os chamados *banhados construídos*, unidades de tratamento em que os processos naturais depuradores são simbioticamente controlados pela ação humana, constituindo-se em unidades *ecotecnológicas* (MARQUES, 1999). Tais banhados podem ser considerados reatores biológicos de crescimento aderido, sendo de dois tipos:

- banhados de superfície líquida livre (FWS = *Free Water Surface*): são aqueles que apresentam uma lâmina d'água acima do meio poroso de areia ou pedregulho e plantas aquáticas flutuantes e com raízes fixas;

- banhados de fluxo sub-superficial (SFS = *Subsurface Flow Systems*): são bacias repletas de um meio poroso como areia, terra ou pedregulho no qual são plantadas macrófitas aquáticas sendo a água residuária a tratar escoada subsuperficialmente. A Figura 3.9 apresenta um típico banhado construído do tipo SFS.

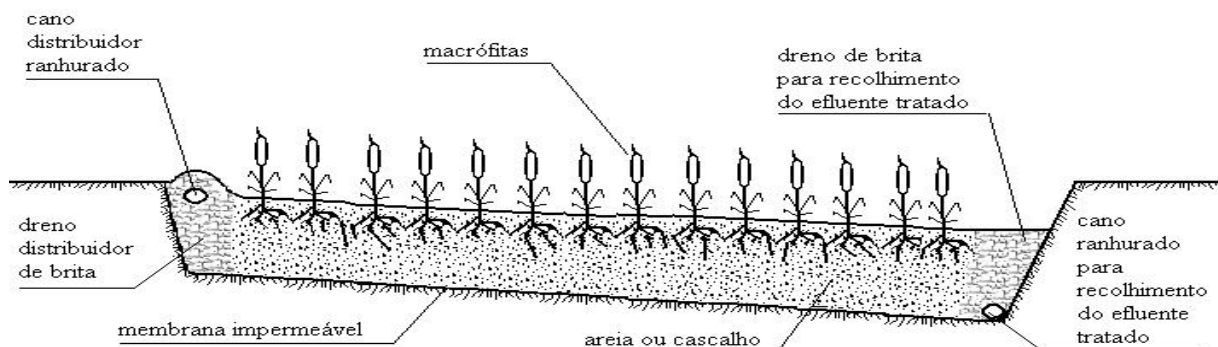


Figura 3.9 - Banhado de fluxo sub-superficial (*SFS Wetland*) típico

Os banhados construídos vêm sendo utilizados desde finais do Século XIX nos EUA para tratamento de esgotos de pequenas comunidades (METCALF e EDDY, 1991). A sua simplicidade conceitual e utilização de energia natural (solar) minimizam custos e serviços humanos (MARQUES, 1999).

Os tratamentos de águas residuárias em banhados são providos através de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no ecossistema água-plantasolo, apresentando de médios a elevados graus de eficiência na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, metais, traços de compostos orgânicos e microorganismos:

- Sólidos Suspensos: são removidos fisicamente por processos de sedimentação e filtragem no meio poroso e na própria vegetação.
- Matéria Orgânica: solúvel ou suspensa, é removida através de processos biológicos de degradação que podem ocorrer de forma aeróbia ou anaeróbia.

c. Nitrogênio:

c.1 Nitrogênio Orgânico: (1) quando associado aos sólidos suspensos é removido por efeitos de sedimentação e filtração; (2) quando em fase sólida poderá ser incorporado às moléculas complexas que formam o húmus do solo; (3) no meio ocorrerá sua hidrólise gerando aminoácidos solúveis, que, por sua vez, gerarão amônia.

c.2 Nitrogênio Amoniacal: nos sistemas naturais de tratamento como os banhados haverá (1) remoção por volatilização, especialmente se as condições de pH favorecerem [segundo METCALF e EDDY (1991) este processo está limitado a uma eficiência máxima de 10% de remoção]; (2) há um processo limitado de adsorção e troca iônica por partículas do solo e partículas orgânicas carregadas, ficando os conteúdos adsorvidos disponíveis para o crescimento dos vegetais e microorganismos; (3) em condições aeróbias haverá conversão da amônia a nitrato.

c.3 Nitratos: não são adsorvidos devido à sua carga negativa. Contudo, (1) podem ser utilizados pelos vegetais em períodos de crescimento, quando a água residuária em que concentram-se atravessa a região das raízes das plantas. METCALF e EDDY (1991) enfatizam a necessidade de corte e remoção periódica da vegetação para que esse processo seja efetivo. (2) O outro processo fundamental de remoção de nitrogênio na forma de nitratos é a desnitrificação, que ocorre por meio de bactérias facultativas, em sítios anóxicos (que podem mesmo ser adjacentes a zonas aeróbias). Este processo tem como produtos finais o óxido nitroso (N_2O) e o nitrogênio molecular (N_2), iniciando-se em regiões onde o potencial redox situa-se abaixo de +220 mV (GOOD e PATRICK, 1987). Como o nitrato exerce papel apenas de espécie oxidante no processo, é necessária uma concentração de matéria carbonácea que supra a necessidade dos organismos envolvidos.

d. Fósforo: a remoção de fósforo das águas residuárias é obtida por (1) absorção pelas plantas para crescimento, apesar do mecanismo ser pouco efetivo, (2) por precipitação na forma de fosfatos insolúveis, e (3) principalmente, por adsorção por minerais argilosos e constituintes orgânicos do solo. METCALF e EDDY (1991) citam que esse processo é efetivo, por períodos de tempo elevados, mesmo para solos arenosos. A saturação do solo em fósforo poderá ser observada a partir do monitoramento da sua eficiência de remoção, ou seja, da variação de suas concentrações solúveis no efluente do banhado. MARQUES

(1999) afirma que solos de textura fina apresentam superior performance na remoção de fósforo.

- e. Metais: são retidos nos banhados por (a) bioacumulação nas plantas, (2) adsorção ao substrato mineral, (3) oxidação mediada por microorganismos, (4) formação de sulfetos insolúveis, e (5) quelação pelo material orgânico e incorporação ao biofilme. Os três últimos processos são efetivos por tempos mais longos (STAUBITZ *et al.*, 1989).
- f. Elementos-Traço: são removidos por sorção (adsorção+precipitação).
- g. Microrganismos: embora não haja propriamente desinfecção, vários mecanismos combinados, como adsorção, predação e decaimento por radiação solar promovem significativo rebaixamento de patogênicos.

A Tabela 3.19 apresenta resumidamente os mecanismos depuratórios que ocorrem em banhados construídos.

Os sistemas de fluxo subsuperficial, além de proporcionarem uma zona aeróbia (porção superior do leito) oferecem menor potencial de disseminação de vetores e odores. O equacionamento e parâmetros de projeto para sistemas SFS apresentados a seguir são retirados de METCALF e EDDY (1991).

Tabela 3.19 – Mecanismos depuratórios promovidos por banhados construídos

Mecanismos	Contaminante/Poluente	Descrição
FÍSICOS		
Sedimentação	P: sólidos sedimentáveis; S: sólidos coloidais; I: DBO, nitrogênio, fósforo, metais pesados, orgânicos refratários, bactérias, vírus.	Remoção por gravidade.
Filtração	S: sólidos sedimentáveis, sólidos coloidais.	Retenção e sedimentação de partículas ocasionada pela passagem da água pelo substrato, raízes e peixes.
Adsorção	S: sólidos coloidais.	Forças atrativas de Van der Waals.

continua

Tabela 3.19 – Mecanismos depuratórios promovidos por banhados construídos (continuação)

Mecanismos	Contaminante/Poluente	Descrição
QUÍMICOS		
Precipitação	P: fósforo, metais pesados.	Co-precipitação com compostos insolúveis.
Adsorção	P: fósforo, metais pesados; S: orgânicos refratários.	Adsorção no substrato e superfície de plantas.
Decomposição	P: orgânicos refratários.	Decomposição ou alteração de compostos menos estáveis por radiação ultravioleta, oxidação e redução.
BIOLÓGICOS		
Metabolismo Microbiano	P: sólidos coloidais, DBO, nitrogênio, orgânicos refratários, metais pesados.	Remoção por metabolismo de bactérias suspensas, bênticas e epifíticas. Nitrificação/desnitrificação bacteriana. Oxidação de metais mediada por microorganismos.
Metabolismo de plantas (reações catabólicas e de síntese)	S: orgânicos refratários, bactérias, vírus.	Sob condições adequadas, quantidades significativas dos contaminantes serão tomadas pelas plantas.
Decaimento natural	P: bactérias e vírus.	Decaimento natural de bactérias e vírus em um ambiente desfavorável.

*P: efeito primário; S: efeito secundário; I: efeito incidental.
(Fonte: MARQUES, 1999)

3.4.3.1 Performance dos banhados construídos

A remoção de DBO_5 em banhados construídos é assumida como uma reação de 1ª ordem. Assim, temos:

$$C_e/C_o = e^{(-K_T \cdot t')} \quad (3-18)$$

C_e = DBO_5 do efluente;

C_o = DBO_5 do afluente;

K_T = constante de reação de 1ª ordem (d^{-1});

t' = tempo de detenção no meio poroso (d), dado por:

$$t' = (L.W.\alpha.d)/Q \quad (3-19)$$

L = comprimento do leito (m);

W = largura do leito (m);

α = porosidade do meio;

d = profundidade do leito (m);

Q = vazão (m³/d).

Contudo, o tempo de detenção real será uma função da condutividade hidráulica do meio poroso utilizado e da declividade do leito:

$$t = L/(k_s.S) \quad (3-20)$$

t = tempo de detenção hidráulica real ou tempo de percolação (d);

k_s = condutividade hidráulica do meio poroso [m³/(m².d)];

S = declividade da base (m/m).

A constante da taxa de reação K_T é dependente da temperatura, podendo ser equacionada da forma que segue:

$$K_T = K_{20} \cdot (1,1)^{(T-20)} \quad (3-21)$$

K_T = constante da taxa de reação a T °C;

K_{20} = constante da taxa de reação a 20°C;

T = temperatura (°C).

Algumas especificações de projeto deverão estar associadas aos objetivos do tratamento. Baixas profundidades de leito serão requeridas quando visar-se a otimização dos processos de adsorção pelas raízes das plantas, nitrificação e remoção aeróbia de matéria orgânica. Profundidades superiores poderão ser utilizadas quando forem requeridas zonas anaeróbias e/ou anóxicas, visando sobretudo obter-se significativa desnitrificação. É indicada uma velocidade máxima de escoamento através do meio poroso de 8,6 m/d para evitar-se a *lavagem* dos filmes e crescimentos suspensos intersticiais do leito. A declividade do terreno deve estar compreendida entre 0 e 3% e o comprimento dos leitos não deve ser inferior a 20 m.

Ainda que os meios suportes (substratos) mais utilizados para banhados artificiais sejam areia, cascalho e brita, macrófitas podem crescer em uma variedade de meios, incluindo cascas de árvores, palha de arroz, lodo, silte, argila e resíduos de mineração de carvão [MARQUES (1999)]. BURGOON *et al.* (1989) descrevem o crescimento de plantas aquáticas mesmo em substratos plásticos de elevada superfície específica. A Tabela 3.20 apresenta, para três meios de suporte, as porosidades, condutividades hidráulicas e estimativas da constante da taxa de reação a 20°C provindas de observações experimentais.

Tabela 3.20 - Características de meios suportes utilizados para sistemas *SFS*

Meio Poroso	Máximo diâmetro de partícula com 10% na composição (mm)	Porosidade (α)	Condutividade Hidráulica [$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]	K_{20} (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)

Outro efeito importantíssimo a considerar-se em projetos de banhados é a acentuada perda de água de sistemas densamente povoados por macrófitas, por

evapotranspiração. Conforme MARQUES (1999) a perda por evapotranspiração varia entre 1,3 e 3,5 vezes a perda por evaporação de uma superfície livre adjacente, o que implica na elevação da concentração dos poluentes no sistema. Evidentemente, nos banhados, como sistemas abertos, o efeito das precipitações será oposto.

Como em todos os sistemas, plantas que melhor aclimatam-se ao meio, incluindo resistência a poluentes específicos da água residuária e superior resposta às concentrações de nutrientes tendem a dominá-lo. MARQUES (1999) indica a excepcional aclimação dos gêneros *Typha* e *Scirpus* a elevadas concentrações de nutrientes.

No tocante à utilização dos banhados construídos para tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos, STAUBITZ *et al.* (1989) reportam a existência de estudos levados a cabo em diferentes institutos dos EUA, que visam basicamente verificar (1) a eficiência do tratamento em função do substrato utilizado, crescimento vegetal, qualidade dos lixiviados e sazonalidades climáticas; (2) os efeitos da aplicação de lixiviados e do crescimento das plantas nas características hidráulicas dos meios; (3) os efeitos dos lixiviados no crescimento das plantas; e (4) os processos físicos e químicos através dos quais os metais são *transformados* ou fixados.

TRAUTMANN *et al.* (1989) indicam a necessidade de um pré-tratamento para remover as altas concentrações de ferro e manganês do lixiviado, devido a problemas gerados por sua oxidação e precipitação nos leitos de substrato e conseqüente rebaixamento da condutividade hidráulica do meio.

WALDEMAR (2000) lista um conjunto de 26 espécies botânicas vasculares emergentes que desenvolvem-se nos marismas da Laguna dos Patos (RS), nas proximidades do Oceano Atlântico sob condições oligosalinas e hipersalinas (até 3,0% de salinidade), ressaltando sua potencialidade para utilização em banhados construídos para tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos:

- *AMARANTHACEAE* (*Althernantera philoxeroides*);
- *AMARYLLIDACEAE* (*Crinum americanum*);
- *ASTERACEAE* (*Aster squamatus*, *Cotula coronopifolia*, *Eclipta prostrata*, *Senecio bonariensis*, *Senecio weedi*, *Pluchea sagittalis*);

- *CHENOPODIACEAE* (*Salicornia gaudichadiana*);
- *CONVOLVULACEAE* (*Ipomoea cairica*);
- *CYPERACEAE* (*Cladium jamaicensis*, *Cyperus giganteus*, *Scirpus maritimus*, *Scirpus olneyi*);
- *GRAMINAE* (*Luziola peruviana*, *Paspalum vaginatum*, *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora*);
- *JUNCACEAE* (*Juncus acutus*, *Juncus effusus*, *Juncus ssp.*)
- *LEGUMINOSAE* (*Vigna luteola*)
- *MALVACEAE* (*Hibiscus cf. striatus*)
- *POLYGONACEAE* (*Rumex argentinus*)
- *PLUMBAGINACEAE* (*Limonium brasiliensis*)
- *TYPHACEAE* (*Typha dominguensis*)

O autor cita que na região de estudo foi constatada uma produção primária líquida subterrânea de *Scirpus maritimus* muito superior à produção aérea, variando de 3512 a 5252 g/(m².ano), demonstrando a importância que o sistema radicular possui na retenção de nutrientes nos sedimentos e no meio líquido. Propõe a utilização de ecossistemas compostos de espécies com períodos anuais de crescimento ativo diferenciados e poda nos respectivos períodos impróprios para o crescimento, com remoção do material cortado. Destaca, por fim, *Scirpus maritimus*, *Scirpus olneyi*, *Juncus effusus* e *Typha dominguensis*, além de algumas espécies de gramíneas provenientes da área de condições salinas e úmidas de Rio Grande (RS) como excelentes alternativas regionais de espécies resistentes às condições salinas dos lixiviados e com alta produtividade primária para a formação do ecossistema proposto. Recomenda a utilização de 1,0 m² de área por muda para o cultivo nos banhados construídos. Não aborda, porém, aspectos relativos à resistência das espécies à amônia livre (NH₃), um dos pontos críticos do uso de banhados construídos para o tratamento de lixiviados (COSSU *et al.*, 2000).

HAMMER (1992) indica que as espécies *Juncus* desenvolvem-se bem em solos orgânicos e em pH entre 5 e 8. As espécies *Typha*, por seu turno, desenvolvem-se bem em

solo orgânico ou argiloso, em pH entre 5 e 10. Contudo, em banhados artificiais a utilização de substratos com baixas permeabilidades não é indicada, pelo potencial de colmatção e rápida perda das capacidades adsorptivas (*envelhecimento* do substrato). MARQUES (1999) salienta a inexecutabilidade do tratamento de águas residuárias em banhados construídos não precedidos de unidade preliminar de tratamento, devido a problemas estéticos e de saúde pública e do *envelhecimento* do sistema.

Conforme METCALF e EDDY (1991), os tempos de detenção hidráulica típicos para banhados de fluxo subsuperficial tratando esgotos situam-se entre 4 e 15 dias.

BURGOON *et al.*(1989) utilizaram diferentes plantas aquáticas cultivadas em leitos de cascalho e material plástico para tratar esgoto proveniente de tratamento primário, com 120 mgDBO₅/L, 25,4 mgNTK/L e 5,1 mgP/L. Obtiveram remoções de 2,99 gNTK/(m².d), 0,54 gP/(m².d) em leitos com *Typha latifolia*. A remoção de DBO₅ obtida nos mesmos leitos foi superior a 90%. Não observaram diferenças significativas entre as eficiências obtidas pelo uso de substratos com diferentes superfícies específicas.

MILLER (1989) relata a bem-sucedida utilização de banhados de *Typha* para tratar esgotos no norte de Ontario, Canadá. Nos testes, o afluente aplicado a 19 mm/d apresentava concentrações médias de 21,7 mgDBO₅/L, 31,9mgSST/L e 1,53 mgP/L e as eficiências de remoção de DBO₅, SST e fósforo total foram de 80%, 66% e 57%. O autor menciona também significativas remoções de coliformes fecais obtidas pelo tratamento nos banhados. Conclui que em banhados bem estabelecidos, boa parte dos sólidos suspensos no efluente é constituída por fitoplâncton e zooplâncton, organismos normalmente não prejudiciais aos corpos receptores; conclui também que, devido à adaptabilidade biológica da *Typha*, aplicações de esgotos de até 100 mm/d são factíveis mesmo em temperaturas baixas.

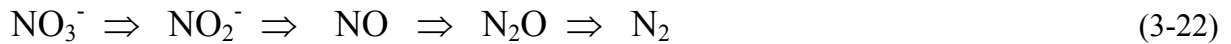
ALLEN *et al.* (1989) indicam que a água residuária a tratar somente deverá ser aplicada a um banhado construído após o completo estabelecimento das plantas, isto é, somente após superado o estresse do plantio terão os vegetais capacidade de adaptar-se ao novo estresse ocasionado pelo contato com o afluente a tratar. Aconselham também a aplicar inicialmente diluições crescentes da água residuária a tratar para favorecer o processo de aclimatação.

COSSU *et al.* (2000), além de efetuarem testes com plantas emergentes, testaram o uso de espécies de *Stenotaphrum secundatum* em banhados de fluxo subsuperficial no tratamento de lixiviados com concentrações de 7802-14.122 mgDQO/L, 2500-4000 mgDBO₅/L, 3545-4704 mgNTK/L e pH = 8,3-8,4. Operando com taxas entre 2 e 5 gDQO/(m².d) os autores obtiveram remoções de DQO entre 17% e 77%, e de NTK entre 62% e 86%, sem efeitos tóxicos às plantas. No entanto, utilizando lixiviado pré-tratado, com 1083 mgDQO/L, 486 mgDBO₅/L, 571 mgNTK/L e pH = 9,05 obtiveram eficiência média negativa na remoção de DQO e morte das plantas, ainda que a remoção média de NTK tenha situado-se em 62%.

KNIGHT *et al.* (1993) apud COSSU *et al.* (2000) conduziram estudos com banhados de fluxo subsuperficial tratando esgotos, que estabeleceram as taxas de aplicação de 8-361 mm/d, correspondendo a 0-13,7 gDBO₅/(m².d) e 0,7-3,3 gNH₄⁺-N/(m².d) como apropriadas para aplicação nos sistemas.

3.4.3.2 Desnitrificação

Em ambientes onde faz-se presente o oxigênio molecular (O₂), esta espécie química é utilizada pelos microrganismos como aceptor de elétrons em suas reações metabólicas para produção de energia. Esses ambientes são denominados óxicos ou aeróbios. Quando, porém, o oxigênio molecular faz-se ausente, os organismos aeróbios estritos são substituídos por cepas que possuem a habilidade de utilizar ânions inorgânicos como aceptores de elétrons. Quando o nitrogênio na forma *nitrito* está presente, em ausência de oxigênio molecular, o meio denomina-se *anóxico*. Se houver matéria carbonácea disponível para o seu crescimento, bactérias heterotróficas capazes de reduzir os nitratos desenvolvem-se no meio. Diversos gêneros de bactérias heterotróficas facultativas incluem-se nesta categoria: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*, entre outros (METCALF e EDDY, 1991). Aplicando-se águas residuárias dotadas de substrato carbonáceo e nitrogênio na forma de nitrito ao meio anóxico, teremos como resultado do metabolismo de tais organismos, por um lado a oxidação da matéria carbonácea, por outro, uma série de reações consecutivas de redução do nitrogênio, conforme segue:



As três últimas formas são gasosas e podem ser removidas do meio. A conversão gera alcalinidade e aumento de pH, maximizando-se na ausência total de oxigênio molecular, e anulando-se a 1,0 mgO₂/L (METCALF e EDDY, 1991). A desnitrificação ocorre em uma ampla faixa de temperaturas (0-50°C), sendo a faixa ótima 35-50°C (VON SPERLING, 1997). A faixa de pH própria para o processo encontra-se entre 7,0 e 8,0 (METCALF e EDDY, 1991), otimizando-se entre 7,0 e 7,5 (VON SPERLING, 1997). Ainda segundo METCALF e EDDY (1991) a desnitrificação completa requer razões COT:N superiores a 1:1, preferentemente próximas de 2:1.

3.4.3.3 *Typha latifolia*

A *Typha latifolia* é uma macrófita perene, uma das quinze espécies conhecidas do gênero *Typha* L. (reino *Plantae*, filo *Magnoliophyta*, classe *Liliopsida*, ordem *Typhales*, família *Typhaceae*), que cresce em todos os continentes, em quaisquer áreas em que o solo apresente-se saturado ou inundado durante sua estação de crescimento. Apresenta-se útil como alimento, no artesanato e mesmo na medicina. Cresce em locais diversos como pântanos com em até 60 cm de lâmina d'água, valetas e correntes de água de baixa velocidade, em muitos casos, com extrema rapidez, disseminando-se indefinidamente e tomando de forma invasiva os locais. Os caules podem alcançar 2 metros de altura e 20 mm de espessura, enquanto as folhas, planas e longas podem alcançar 3 metros de altura e 1,5 cm de largura. A parte feminina da planta consiste de *espigas* cilíndricas de coloração marrom, contendo sementes fortemente *empacotadas*. A porção masculina da planta, geralmente afastada não mais do que 2,5 cm da feminina, consiste de uma fina *cauda* marrom sita acima desta última, que desaparece no verão. O florescimento ocorre na primavera e no verão. A propagação de tais plantas ocorre através dos rizomas. Um corte em seção em uma folha de tais vegetais apresenta um sistema esponjoso, tubular, que conduz oxigênio até as raízes, proporcionando efeito de oxigenação da água em contato com o substrato no qual encontram-se fixadas. São plantas que adaptam-se a águas poluídas, podendo, com devida aclimação, desenvolverem-se em ambientes com elevada salinidade. Como outras espécies de macrófitas,

são úteis em projetos para tratamento de águas residuárias por oxigenarem o substrato em que são plantadas, por onde percola o afluente a tratar, promovem absorção de nutrientes do mesmo e efeitos de filtração e remoção de metais, além de participarem como coadjuvantes em vários outros fenômenos físicos, químicos e biológicos nas unidades de tratamento conhecidas como *banhados construídos*.

4. METODOLOGIA

A pesquisa foi dividida em três fases, cada qual relativa aos testes empreendidos utilizando uma das três metodologias de tratamento adotadas. A fase inicial – pesquisa com filtro anaeróbio de brita – utilizou lixiviado bruto como afluente; as fases subseqüentes utilizaram os efluentes das fases anteriores como seus afluentes [exceção feita aos *testes preliminares* (Subfase B.1)]. A Tabela 4.1 apresenta a divisão dos trabalhos.

Tabela 4.1 – Divisão dos trabalhos da pesquisa

Fase/(caráter da pesquisa)	Subfase	Afluente	Definição dos Tratamentos
Fase A – Pesquisa com filtro anaeróbio	A.1	Lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla, Gravataí (RS)	Tratamento em filtros anaeróbios de brita operados em sistema de semi-batelada, utilizando-se 4 diferentes tempos médios de detenção hidráulica;
	A.2	Lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla, Gravataí (RS)	Tratamento em filtro anaeróbio de brita operado em sistema de batelada, utilizando reatores de controle (1) sem meio suporte e (2) com meio suporte sem biofilme aderido aclimatado, e um reator de tratamento com meio suporte aclimatado;
	A.3	Lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla, Gravataí (RS)	Tratamento em filtros anaeróbios de brita de dois estágios, operados em sistema de semi-batelada, sob 2 diferentes tempos médios de detenção hidráulica;
Fase B – Pesquisa com filtro aeróbio de brita	B.1	Lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia, proveniente do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre (RS)	Testes preliminares – Tratamento em biofiltro aeróbio de brita sob 5 diferentes taxas de aplicação volumétrica e diversas cargas orgânicas aplicadas;
	B.2	Lixiviado tratado em filtro anaeróbio na Subfase A.3	Tratamento em biofiltro aeróbio de brita sob 3 diferentes taxas de aplicação volumétrica e cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas variáveis;
Fase C – Pesquisa com banhado construído	C	Lixiviado tratado em filtro anaeróbio (reatores da Subfase A.3) e, seqüencialmente, em biofiltro aeróbio	Tratamento em banhado construído em escala piloto (<i>microcosmos</i>) sob taxas superficiais e cargas aplicadas variáveis.

O afluente bruto utilizado na pesquisa proveio do Aterro Sanitário Santa Tecla, Gravataí, consistindo em lixiviado bruto coletado em um poço, ponta de drenagem do aterro. Sua utilização, especificamente na fase anaeróbia, deu-se em intervalos regulares de sete dias. Os volumes de lixiviado, coletados por moto-bomba, foram transportados por caminhão-tanque mensalmente até o Aterro Extrema e armazenados em tanque do tipo *container*, de 1 m³ de capacidade volumétrica. Foram executados alguns testes, previamente ao início dos trabalhos de pesquisa, nos quais monitorou-se, em dois a três intervalos regulares de tempo somando trinta dias, DBO₅ e DQO de lixiviado bruto (proveniente da fonte que serviria o experimento) estocado ao sol. Verificou-se que, mesmo sob elevadas temperaturas, o lixiviado manteve uma relativa estabilidade, com sua concentração original de matéria orgânica não diminuindo mais do que 20% ao longo do período de um mês. Optou-se, então, pela estocagem de lixiviado a ser utilizado durante 3-4 semanas, ao invés de proceder-se coleta semanal dos volumes necessários, o que, em função de fatores climatológicos, poderia ampliar severamente a variação semanal das características do afluente utilizado, podendo ocasionar choques severos aos sistemas biológicos.

A opção da instalação do sistema experimental no Aterro Extrema deu-se em função deste apresentar maior segurança aos aparatos, bem como por oferecer uma configuração de patamares apropriada para a sua instalação, embora não fornecesse afluente à pesquisa com as características desejadas, uma vez que todos os seus pontos de captação fornecem lixiviados com elevado grau de estabilidade anaeróbia. Assim, três patamares de diferentes cotas foram utilizados para a instalação dos aparatos. No patamar superior instalou-se um reservatório de 130 L utilizado para alimentação dos reatores das subfases A.1 e A.3; no patamar intermediário situaram-se os reatores anaeróbios utilizados na Fase A; no patamar inferior foi construído o filtro aeróbio em escala piloto. Um quarto patamar (inferior) foi selecionado para abrigar o banhado-piloto experimental, porém, devido à proximidade de um tanque de aeração do aterro, elevadas concentrações de amônia livre exaladas mantinham-se indispersas sobre a área, o que poderia ocasionar sérios prejuízos ao sistema biológico (macrófitas), pelo que o banhado-piloto foi definitivamente instalado no supra-referido patamar intermediário, lateralmente aos aparatos da Fase A.

Para registro de temperaturas ambientes nas proximidades das unidades experimentais, um termômetro de máxima e mínima foi instalado a aproximadamente 1,7 m

do solo em uma haste de madeira fixada no patamar intermediário, frontalmente ao alinhamento dos reatores anaeróbios, a 1,5 m deste.

A Tabela 4.2 apresenta a coleção de parâmetros analíticos, unidades de expressão de resultados e respectivas metodologias analíticas utilizados. As metodologias utilizadas correspondem aos métodos padronizados constantes no *Standard Methods for the*

Tabela 4.2 - Parâmetros analíticos, unidades e metodologias analíticas utilizados.

Parâmetro Analítico	Unidade	Metodologia Analítica
Ácidos Graxos Voláteis Totais	mgÁc.Acético/L	Titulometria de neutralização
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ /L	Titulometria de neutralização
Alumínio	mgAl/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Chumbo	mgPb/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Cianetos	mgCN ⁻ /L	Complexometria
Cobre	mgCu/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Coliformes Fecais	NMP/100 mL	Tubos Múltiplos
Condutividade Elétrica	µmho/cm	Condutometria Direta
Contagem de Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	Contagem em placas - Pour Plate
Cor	mgCoPt/L	Espectroscopia de Absorção Molecular
Cromo Total	mgCr/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 Dias*	mgO ₂ /L	Potenciometria com eletrodo de membrana
Demanda Química de Oxigênio*	mgO ₂ /L	Dicromatometria com refluxo aberto
Fenóis	mgC ₆ H ₅ OH/L	Espectroscopia de Absorção Molecular
Ferro Total	mgFe/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Fosfato Total	mgPO ₄ ⁻³ /L	Espectroscopia de Absorção Molecular
Fósforo Total	mgP/L	Espectroscopia de Absorção
Limiar de Odor	%	Diluição – CESB/DMAE
Manganês	mgMn/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Merúrio	mgHg/L	Espectrofotometria de Absorção Atômica
Nitrato Total	mgNO ₃ ⁻ /L	Espectroscopia de Absorção Molecular – Ácido Dissulfônico
Nitrito Total	mgNO ₂ ⁻ /L	Espectroscopia de Absorção Molecular - Sulfanilamida
Nitrogênio Amoniacal	mgN/L	Titulometria com destilação prévia
Nitrogênio Orgânico	mgN/L	Titulometria com destilação prévia
Nitrogênio Total de Kjeldahl	mgN/L	Titulometria com destilação prévia
pH	adimensional	Potenciometria Direta
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora	mL/L	Cone Imhoff
Sólidos Suspensos Totais a 105°C	mg/L	Gravimetria
Sólidos Suspensos Voláteis a 550°C	mg/L	Gravimetria
Sólidos Totais Fixos a 550°C	mg/L	Gravimetria
Sulfetos	mgH ₂ S/L	Espectroscopia de Absorção Molecular – Azul de Metileno
Surfactantes	mgABS/L	Espectroscopia de Absorção Molecular – Azul de Metileno
Temperatura	°C	Termometria
Turbidez	UNT	Turbidimetria

* Demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias foram determinadas em amostras com ou sem prévia filtração, correspondendo às denominadas demandas *solúvel* e *total* respectivamente.

Examination of Water and Wastewater – 19th Edition (1995). Todas as análises físico-químicas e microbiológicas foram executadas pelo Laboratório de Análises Químicas Laborquímica Ltda., sediado em Porto Alegre, contratado pelo DMLU.

Optou-se, no presente trabalho, por transcrever, para as tabelas de resultados dos anexos, os resultados relativos a todos os parâmetros analíticos monitorados, de modo a enriquecer a caracterização das amostras de afluentes e efluentes, ainda que muitos resultados não sejam alvo de comentários. Isto dá-se principalmente porque o acompanhamento das eficiências de remoção de algumas espécies químicas e de coliformes fecais, inicialmente adotado, mostrou-se pouco interessante em função de concentrações e contagens pouco expressivas nos afluentes, tendo sido abandonado.

4.1 Fase A - Pesquisa com Filtro Anaeróbio

A Fase A utilizou reatores de seção retangular de 0,35 x 0,50 m na porção central e seção circular de diâmetro 0,35m na base e no topo, com 0,85m de altura e 130 L de capacidade volumétrica. A Figura 4.1 apresenta um desses reatores.

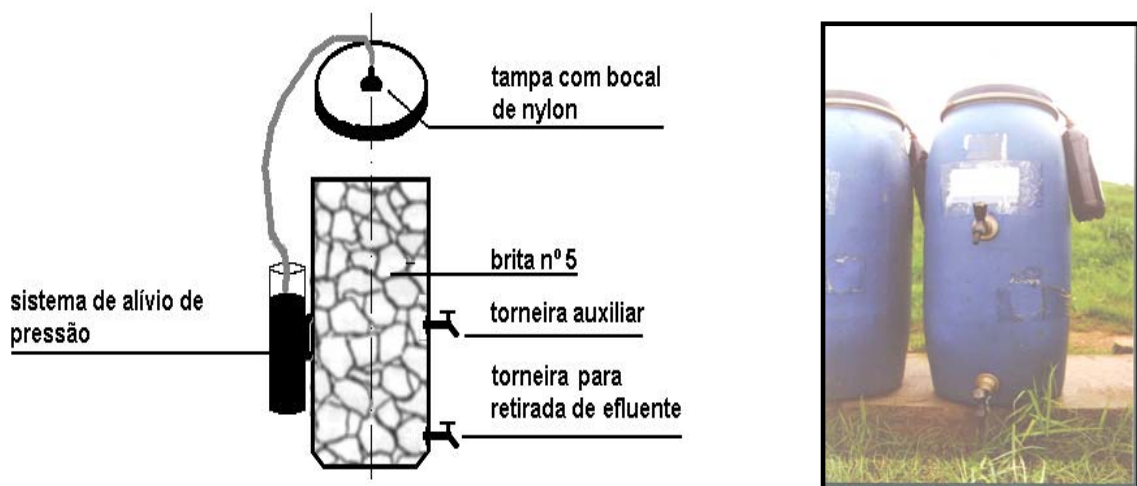


Figura 4.1 - Reator utilizado na Fase A (representação esquemática e registro fotográfico)

Foram utilizados 14 reatores plásticos idênticos nesta fase, aproveitando-se reatores utilizados na primeira para as demais subfases anaeróbias, em função de terem sido

conduzidas em diferentes períodos de tempo. Os reatores foram construídos a partir de bombonas de PEAD azul de parede espessa. Cada reator possuía duas torneiras, instaladas a aproximadamente 6 cm e 40 cm da base através de flanges solidarizados por rosqueamento às paredes da bombona, e uma tampa circular dotada de bocal de *nylon* e cinta metálica para garantia de vedação. Ao bocal de cada tampa foi adaptada uma mangueira de borracha de 0,5 m de comprimento, cuja extremidade oposta encontrava-se mergulhada em uma garrafa plástica contendo lixiviado, permitindo a equalização das pressões interna e externa. O meio suporte utilizado foi pedra britada disponível no Aterro Extrema, previamente selecionada como pedra britada nº 5 (diâmetro superior a 75 mm). As bombonas foram enchidas manualmente com as pedras do meio suporte até a sua seção superior. Agitações manuais foram promovidas ao longo do processo de enchimento de cada unidade, de modo a que o leito fosse sofrendo reacomodações, reduzindo-se o excesso de vazios. Após esse processo, todos os reatores sofreram vigorosa lavagem, utilizando-se água bombeada por moto-bomba para a remoção de sólidos finos. Os volumes totais de vazios de cada um dos reatores foram cuidadosamente medidos.

Os reatores foram dispostos lado-a-lado, sobre uma base de concreto nivelada de 10 cm de altura em relação ao solo, especialmente construída. Previamente ao início dos trabalhos experimentais todos os reatores foram limpos externamente, rotulados e testados quanto a estanqueidade. Suas torneiras plásticas foram revisadas quanto a desobstrução e vazamentos, os rosqueamentos dos flanges de PVC foram testados, bem como foram inseridas fitas de teflon[®] para perfeita vedação entre as torneiras e os flanges.

O trabalho de pesquisa com filtro anaeróbio tratando lixiviados foi conduzido em três subfases distintas, a saber:

- Subfase A.1 - Avaliação das eficiências de remoção de DQO e DBO₅ em função do tempo médio de detenção hidráulica (processo *dinâmico* em semi-batelada);
- Subfase A.2 - Avaliação das eficiências de remoção de DQO (total e solúvel), DBO₅ (total e solúvel) e sólidos suspensos voláteis ao longo do tempo em um reator aclimatado com carga fixa (processo *estático* em batelada) comparativamente a duas unidades de controle;

- Subfase A.3 – Avaliação das eficiências de remoção de DQO e DBO₅ em função do tempo médio de detenção hidráulica em sistemas de dois reatores anaeróbios seqüenciais (sistema anaeróbio de dois estágios) operados em regime de semi-batelada.

O termo *semi-batelada* foi empregado para caracterizar um sistema de alimentação descontínua do reator em que, em intervalos regulares de tempo, frações do volume presente no interior são retiradas, sendo substituídas por afluentes, de modo a manter-se um determinado *tempo de detenção hidráulica médio* constante de cada elemento de volume adicionado ao mesmo, que pode fazer-se variar em função das frações substituídas no mesmo intervalo de tempo.

4.1.1 Subfase A.1: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *dinâmico* em regime de semi-batelada)

O filtro anaeróbio de base do Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre, opera com um tempo de detenção médio projetado de 33 dias, sendo iguais volumes de efluente retirados pela base em iguais espaços de tempo. O sistema experimental da Subfase A.1 foi concebido de modo a simular, em escala piloto, o processo de tratamento de tal unidade, operando sob 4 diferentes tempos médios de detenção hidráulica:

- TDH = 14 dias, com remoção e reposição de 50% do volume a cada 7 dias com monitoramento de afluente e efluente; tempo total de aplicação e monitoramento: 210 dias. Número de reatores monitorados: 2.

- TDH = 28 dias, com remoção e reposição de 25% do volume a cada 7 dias com monitoramento de afluente e efluente; tempo total de aplicação e monitoramento: 140 dias. Número de reatores monitorados: 2.

- TDH = 56 dias, com remoção e reposição de 12,5% do volume a cada 7 dias com monitoramento de afluente e efluente; tempo total de aplicação e monitoramento: 168 dias. Número de reatores monitorados: 2; número de reatores não monitorados: 2.

- TDH = 91 dias, com remoção e reposição de 7,7% do volume a cada 7 dias com monitoramento de afluente e efluente; tempo total de aplicação e monitoramento: 203 dias. Número de reatores monitorados: 2; número de reatores não monitorados: 4.

A Figura 4.2 apresenta, esquematicamente, a Subfase A.1, contemplando denominação dos reatores utilizados, tempos de detenção hidráulica e taxas de aplicação volumétricas.

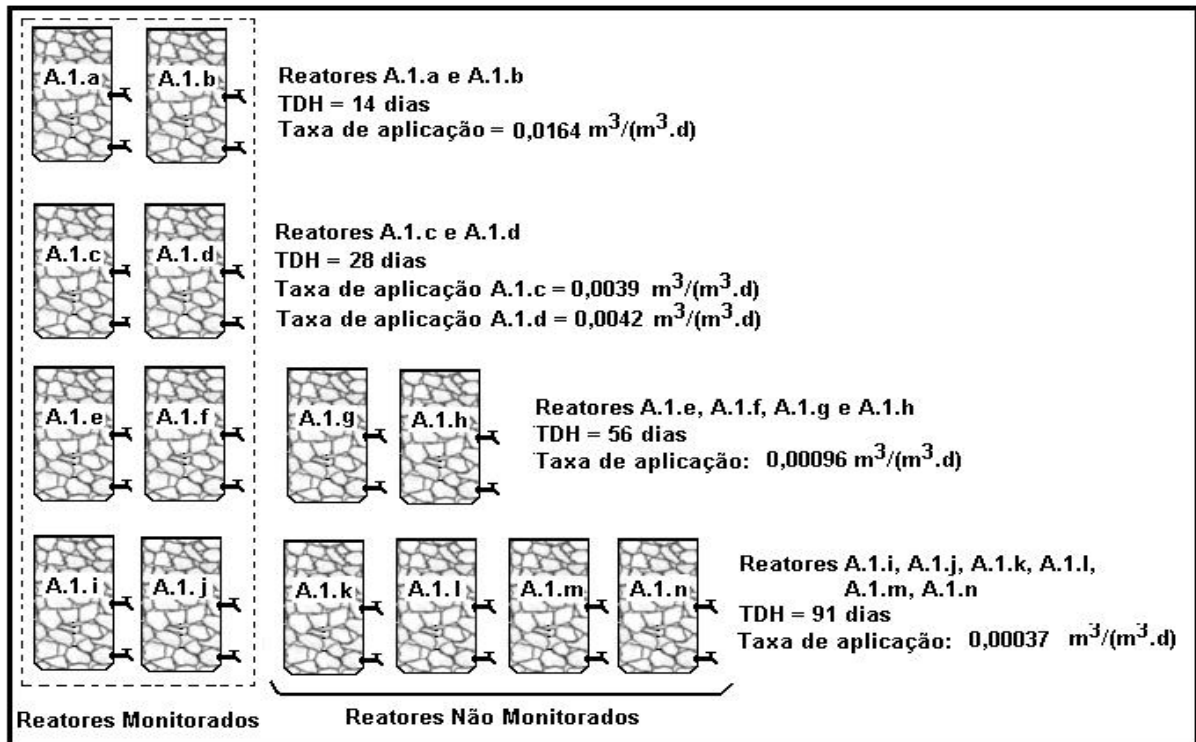


Figura 4.2 – Ilustração esquemática da Subfase A.1

O processo de formação de biofilme no meio suporte e aclimação dos 14 reatores foi executado em duas etapas: (1) durante 58 dias permaneceram hermeticamente fechados, repletos de lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Extrema, sendo (2) os conteúdos substituídos por lixiviado bruto proveniente do Aterro Sanitário Santa Tecla, permanecendo repletos desse durante os 54 dias que precederam a data de início do período de pesquisa propriamente dito. Observou-se, após a decorrido o período total de 112 dias, a formação de espessos filmes negros viscosos envolvendo as unidades de meio suporte.

Para cada tempo de detenção hidráulica foram utilizadas duas unidades experimentais, escolhidas ao acaso entre as confeccionadas, a serem monitoradas semanalmente. No sentido de prover volumes de lixiviado tratado anaerobicamente à Fase B

do experimento, duas unidades não monitoradas operaram com TDH = 56 d e outras quatro igualmente não monitoradas com TDH = 91 d. A escolha de tais unidades deu-se conjuntamente com a escolha das demais, inteiramente ao acaso. A Tabela A.1 apresenta a nomenclatura ordinal dos reatores e suas características volumétricas.

As unidades experimentais operaram sem controle de temperatura, sujeitas às variações climáticas e intempéries externas. Não foi realizado monitoramento das temperaturas operacionais, tão somente foram registradas as mínimas e máximas ambientes semanais através de termômetro apropriado fixado nas proximidades do aparato.

A inserção inicial de lixiviado aos reatores, que proveu os volumes integrais iniciais, foi conduzida utilizando-se um tanque de estocagem de 1000 L conectado a uma mangueira de DN ½" que drenava o aflente por gravidade a uma vazão não superior a 3 L/min. Uma moto-bomba operando em circuito fechado internamente ao tanque garantia a homogeneidade do líquido interior por turbilhonamento, especialmente por manter os sólidos sedimentáveis em suspensão no seio do líquido. A alimentação dos reatores foi feita em alíquotas alternadas mantendo-se a extremidade da mangueira por não mais do que 10 s apontada para o interior de cada reator, repetindo-se o ciclo até o completo enchimento de todas as unidades.

A metodologia utilizada ao longo da pesquisa para retiradas e aplicações com monitoramento de afluentes e efluentes foi a seguinte:

Às torneiras sitas próximas às bases dos reatores conectaram-se mangueiras plásticas de DN ½" que conduziam o lixiviado por gravidade até baldes e garrafas com graduações relativas aos volumes a retirar-se dos reatores (confeccionados com graduações que levam em conta os volumes retidos nas próprias mangueiras após fechadas as torneiras), sendo tais recipientes apoiados sobre uma bombona com tampa, fixada ao solo em nível, que servia de base nivelada, distando aproximados 8 metros em linha reta da base de suporte dos reatores anaeróbios. Os volumes retirados homogeneizavam-se por agitação e as amostras para envio a laboratório coletavam-se através de um coletor tubular de PVC de DN 1¼" e 1,40 m de comprimento, dotado de válvula de retenção na base, permitindo a extração de colunas líquidas.

O volume necessário de afluente para retro-alimentação de todos os reatores anaeróbios dispunha-se em uma bombona sita em cota mais elevada em relação ao sistema experimental. Alimentada a bombona e aguardado o transcorrer de um período apropriado para a sedimentação dos sólidos sedimentáveis (1-3 h) uma torneira sita próxima à base da mesma bombona de alimentação abria-se para retirada da fração inferior da coluna líquida de afluente, com elevada concentração de sólidos sedimentáveis, até que visualmente o líquido liberado pela torneira apresentasse-se com turbidez próxima a uma alíquota do líquido da superfície da bombona. Após intensa agitação do remanescente, uma amostra para análise era tomada através do coletor tubular previamente referido, e, em seguida, o afluente drenava através de uma mangueira de DN ½" conectada à torneira da bombona alimentadora até o sistema experimental a uma vazão não superior a 3 L/min. Os quatorze reatores recebiam alternadamente alíquotas de alimentação em pequenos intervalos de tempo (não superiores a 10 s) proporcionais ao volume total a receber, de modo que otimizava-se a homogeneidade na distribuição do afluente.

Os parâmetros monitorados em amostras dos efluentes dos reatores da Subfase A.1 foram pH, demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias. Os mesmos parâmetros foram utilizados no monitoramento do afluente, inserindo-se ainda outros parâmetros para caracterização quando da interface desta subfase com a Subfase A.3 (descrita em 4.1.3).

As cargas orgânicas aplicadas variaram em função das variações das concentrações dos afluentes aplicados semanalmente. Como o reservatório de estocagem de lixiviado bruto provinha volumes para aplicação durante aproximadamente um mês, sendo o lixiviado retirado por uma válvula sita em sua parte inferior, naturalmente os primeiros volumes retirados de um inventário para uso mensal continham concentrações superiores de sólidos suspensos voláteis. Há também de considerar-se o lento processo de estabilização que naturalmente ocorreu nos volumes do reservatório, em função dos organismos anaeróbios dispersos no lixiviado bruto. O somatório de tais efeitos, verificado na prática, consistiu em alíquotas com concentrações semanalmente decrescentes ao longo da utilização de cada volume mensal. Portanto, as concentrações dos afluentes constituíram-se em variáveis com reduzido grau de controle.

O período total de trabalho na Subfase A.1 foi dividido em semanas, iniciando-se a semana 1 no dia da alimentação inicial dos reatores, totalizando 30 semanas (as amostras relacionadas à “semana 31” correspondem ao último instante da “semana 30” ou primeiro instante da “semana 31”). Tendo-se previsto inicialmente o monitoramento de todos os reatores durante 16 semanas, os reatores A.1.c, A.1.d, A.1.e, A.1.i e A.1.j cumpriram tal previsão. Utilizados na subsequente subfase denominada A.3, os reatores A.1.a e A.1.b permaneceram operando sob as mesmas condições de contorno por mais 13 semanas, pelo que continuaram produzindo resultados úteis à Subfase A.1. O reator A.1.f apresentou vazamento em seu flange inferior na semana 22, com perda considerável de líquido e perda de biofilme nos 20 cm superiores do leito, pelo que foi então desativado.

4.1.2 Subfase A.2: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *estático* em batelada)

Na subfase A.2 objetivou-se verificar (1) as remoções de DBO₅ e DQO totais, bem como as conversões de DBO₅ e DQO suspensas em demandas solúveis e ainda a remoção de sólidos suspensos voláteis e elevação do pH em função do tempo de detenção hidráulica em um filtro anaeróbio aclimatado a um afluente aplicado (processo em batelada), bem como (2) comprovar a superior eficiência do sistema *filtro anaeróbio* comparativamente ao processo de estabilização natural sofrido pelo mesmo afluente tão somente pelos microorganismos suspensos no próprio líquido. O reator denominado A.1.e na Subfase A.1 foi adaptado, após encerramento daquela, para utilização como unidade de tratamento (denominada A.2.T) da Subfase A.2, uma vez que encontrava-se com meio suporte apresentando biofilme aclimatado ao lixiviado bruto a tratar. Os reatores A.1.c e A.1.d da Subfase A.1 foram adaptados para os trabalhos, primeiramente sofrendo retirada dos meios suportes, lavagem vigorosa e exposição ao sol durante 14 dias para remoção total dos filmes bacterianos aderidos às paredes internas. Ao reator A.1.c foi designada a nova denominação de A.2.C1 (*controle 1*) e não foi adicionado meio suporte. Ao reator A.1.d foi designada a nova denominação de A.2.C2 (*controle 2*), sendo ao mesmo adicionado o seu meio suporte original de pedra britada nº 5, já limpo e sem biofilme anaeróbio aderido. Os três reatores foram alimentados com o mesmo lixiviado, de maneira semelhante ao processo de retro-alimentação descrito na Subfase A.1, e monitorados durante 76 dias. O objetivo de constituir-

se o reator A.2.C2 foi (1) verificar-se a influência do meio suporte na retenção física de sólidos suspensos voláteis e (2) verificar-se a formação de biofilme anaeróbico ao longo do tempo e conseqüentes efeitos na remoção de matéria orgânica comparativamente ao reator de controle sem meio suporte. Por limitações financeiras e operacionais não houve repetição dos testes de maneira a consubstanciar estatisticamente a pesquisa. A Figura 4.3 apresenta esquematicamente os reatores da Subfase A.2.

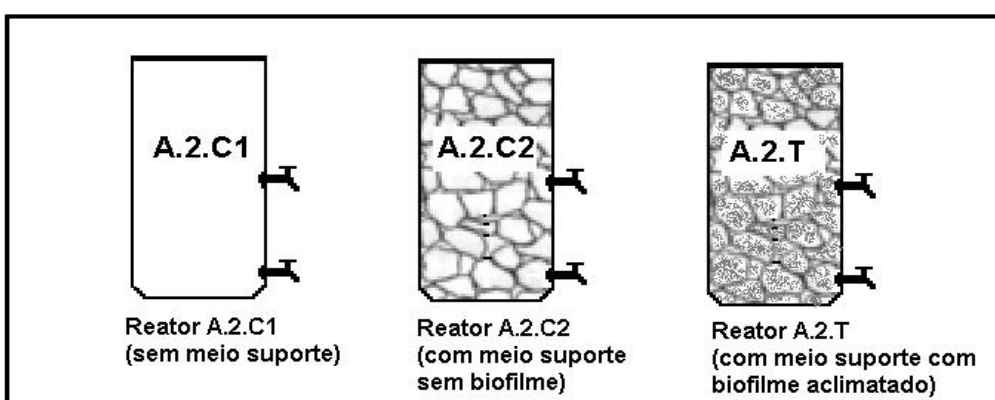


Figura 4.3 – Representação esquemática dos reatores da Subfase A.2

O procedimento de coleta de amostras deu-se pela retirada, em cada unidade, de 30% dos volumes interiores de líquido através da torneira inferior e de outra torneira adaptada na porção mediana da altura de cada reator (retirou-se 15% do volume interior a partir de cada torneira). Os volumes retirados de cada torneira eram homogeneizados, retirando-se alíquotas para análise. O remanescente era devolvido para a bombona. A metodologia alternativa de retirada e devolução dos volumes totais de lixiviados dos reatores não foi adotada em função do possível desprendimento e arraste de biofilme no caso do reator A.2.T (e, posteriormente, do reator A.2.C2), o que comprometeria as amostras para análise laboratorial. Estima-se que cada coleta reduziu 1,5 L de volume de líquido em cada reator.

4.1.3 Subfase A.3: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *dinâmico* em semi-batelada) em filtros anaeróbios operando em dois estágios

Tendo-se presente a idéia de que a elevação do tempo de residência do lixiviado a tratar em um sistema do tipo filtro anaeróbio operando em semi-batelada poderia ser otimizada a partir da divisão em dois estágios, cada qual apresentando filmes bacterianos aclimatados a concentrações diferentes de substrato, na Subfase A.3 foram utilizados dois pares de reatores, cada par constituído de um reator de primeiro estágio, recebendo lixiviado bruto, e um reator de segundo estágio, recebendo o efluente do anterior, ambos operando sob iguais tempos de detenção hidráulica. Desta maneira houve manutenção dos regimes de trabalho dos reatores A.1.a e A.1.b (Subfase A.1), que foram denominados nesta subfase A.3.a e A.3.b, respectivamente, (reatores de primeiro estágio); os reatores A.1.g e A.1.h (Subfase A.1) foram convertidos em A.3.c e A.3.d respectivamente, reatores de segundo estágio. Assim, formaram-se os pares conjugados A.3.a e A.3.c, e A.3.b e A.3.d. Os resultados do desempenho das unidades de primeiro estágio foram considerados em ambas subfases A.1 e A.3. A Figura 4.4 apresenta esquematicamente esses sistemas.

A idéia da divisão do TDH total em duas etapas visou ocasionar menor impacto pontual no momento da aplicação das cargas aos meios biológicos, que em um reator único, dentro dos períodos entre aplicações consecutivas, progressivamente aclimatar-se-ia a menores concentrações de matéria orgânica, recebendo, no início de cada novo ciclo, impacto de um lixiviado mais concentrado aplicado.

Havendo participado da Subfase A.1, os reatores A.1.g e A.1.h encontravam-se aclimatados ao afluente a tratar. Os trabalhos foram conduzidos utilizando-se dois tempos de detenção hidráulica:

- $TDH_{total} = 28$ dias, operando-se cada sistema com 14 dias de detenção hidráulica por estágio. Os sistemas operaram durante 70 dias, sendo as taxas de aplicação volumétrica de $0,0164 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [=0,014 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] para os reatores de 1º estágio e $0,0154 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [=0,013 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] para os reatores de 2º estágio (funções dos respectivos volumes de vazios dos reatores);

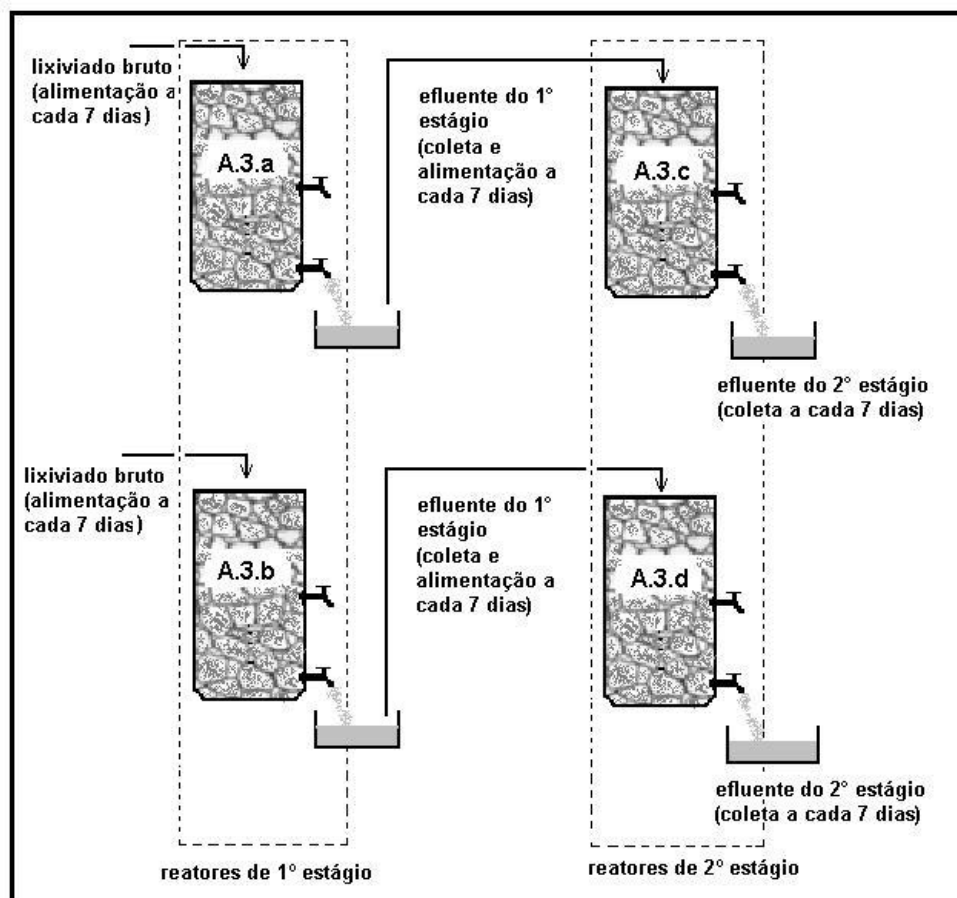


Figura 4.4 – Representação esquemática dos sistemas da Subfase A.3

- $TDH_{total} = 42$ dias, operando-se cada sistema com 21 dias de retenção hidráulica por estágio. Os sistemas operaram durante 49 dias, sendo as taxas de aplicação volumétrica de $0,0073 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [$=0,0062 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] para os reatores de 1º estágio e $0,0068 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [$=0,0058 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] para os reatores de 2º estágio (funções dos respectivos volumes de vazios dos reatores).

Os trabalhos de retiradas de efluentes e aplicação de afluentes foram conduzidos de maneira idêntica à descrita em 4.1.1.

O lixiviado aflrente aos sistemas anaeróbios foi monitorado semanalmente utilizando-se os parâmetros pH, demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias, demanda química de oxigênio, ácidos graxos voláteis, fósforo total, nitrogênio (orgânico e amoniacal, ou, alternativamente, total de Kjeldahl) e cromo total. Eventualmente foram determinados sólidos sedimentáveis em 1 hora, sólidos suspensos totais a 105°C e coliformes fecais.

Os efluentes dos reatores desta subfase foram monitorados semanalmente utilizando-se os parâmetros pH, demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias, demanda química de oxigênio, ácidos graxos voláteis, e cromo total. Outras determinações eventuais foram alcalinidade total, fósforo total, coliformes fecais, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrogênio total de Kjeldahl, sólidos sedimentáveis em 1 hora, e sólidos suspensos totais a 105°C.

Foram executadas, também dentro dos trabalhos da Fase A, análises de amostras de biofilme anaeróbio aderido nas pedras do leito suporte. A metodologia empregada para tal constituiu-se em (1) coleta de algumas unidades do meio suporte que encontravam-se mergulhadas em lixiviado, dentro de reatores, (2) acondicionamento das unidades coletadas em recipientes plásticos de 5 L de capacidade preenchidos com o próprio lixiviado que as circundava no reator; (3) a amostra assim constituída era transportada ao laboratório, onde (4) executava-se uma raspagem das pedras para remoção de biofilme anaeróbio, sendo (5) a tal material adicionado um volume previamente medido de água deionizada e (6) a suspensão assim obtida fortemente agitada. A solução/suspensão assim obtida (7) era dividida em alíquotas que (8) eram submetidas às determinações de demanda química e bioquímica de oxigênio, bem como ao *pour-plate method* para contagem de bactérias heterotróficas, e às análises espectrofotométricas para determinação das concentrações de sete espécies metálicas. Os resultados analíticos obtidos foram convertidos para a base original, ou seja, concentrações, demandas e contagens por unidade de massa de biofilme (base úmida). Uma vez que os biofilmes coletados são, em elevada proporção, constituídos por água, pode-se assumir sua massa específica como 1 kg/L, e os resultados originais, expressos em miligramas por grama (ou contagem por grama) podem ser, com pequeno erro, diretamente lidos como miligramas por litro (ou contagem por mL).

4.2 Fase B - Pesquisa com Filtro Aeróbio de Baixa Taxa

O filtro aeróbio experimental foi construído sobre uma base de solo nivelada utilizando-se bombonas de polietileno de 0,55 m de diâmetro superpostas, firmemente solidarizadas entre si, constituindo uma torre de 1,92 m de altura. O material utilizado como

meio suporte foi a pedra britada nº 3. O reator foi construído com um fundo falso, sito 0,30 m acima do fundo verdadeiro, confeccionado em polietileno com furos ligeiramente menores do que o diâmetro da pedra britada, suportado por hastes de concreto verticais paralelas solidarizadas ao fundo verdadeiro, também de concreto. O efluente do filtro, recolhido ao fundo verdadeiro permitia-se escoar por um orifício sito na parte central, sendo conduzido para fora da torre por cano de PVC DN 1¼" e 2,0 m de comprimento a um balde coletor. Para permitir o fluxo de ar foram executadas seis aberturas laterais circulares de 65 mm de diâmetro na porção inferior lateral da torre. Para a melhoria da aeração foram utilizados dois tubos plásticos corrugados perfurados de 65 mm de diâmetro interno (aproximadamente 0,0033 m² de seção), inseridos verticalmente no leito, com extremidades abertas para a superfície e para o dreno de base. A distribuição do afluente executava-se através de um sistema com seis canos distribuidores de PVC DN ¾" perfurados a cada 5-7 cm de extensão, que o recebiam por gravidade a partir de um balde graduado de 20 L de volume total com torneira inferior conectada a uma mangueira transparente de DN ½" e 15 m de comprimento (vide Figura F.29). Foi construída uma cobertura do tipo *chapéu chinês*, solidarizada ao corpo do reator por hastes metálicas 0,8 m acima do leito de brita, para evitar a entrada de águas de precipitação no reator.

O biofiltro experimental, construído com as dimensões supra-mencionadas apresentou 0,237 m² de área superficial e 1,62 m de altura de leito. O volume total do leito de pedra britada correspondeu, portanto, a aproximadamente 0,385 m³. A seção aberta total para fluxo de ar, constituída pelos tubos corrugados inseridos no leito totalizou 0,0066 m², correspondendo a pouco menos de 2,33% da área superficial total. Essa relação é quase 6 vezes superior à indicada em 3.4.2 para filtros tratando esgotos.

O índice de vazios da pedra britada nº 3 é de aproximadamente 50%. Assim temos um volume total de vazios de 0,19m³ disponível para a passagem do lixiviado a tratar. Estimamos, com base na Tabela 3.16 - *Propriedades físicas de meios de suporte para filtros aeróbios*, uma superfície específica para o crescimento aderido superior a 40 m², e uma massa total de leito de pedras de aproximadamente 500 kg. A Figura 4.5 apresenta esquematicamente um corte longitudinal do filtro aeróbio experimental e um registro fotográfico do mesmo.

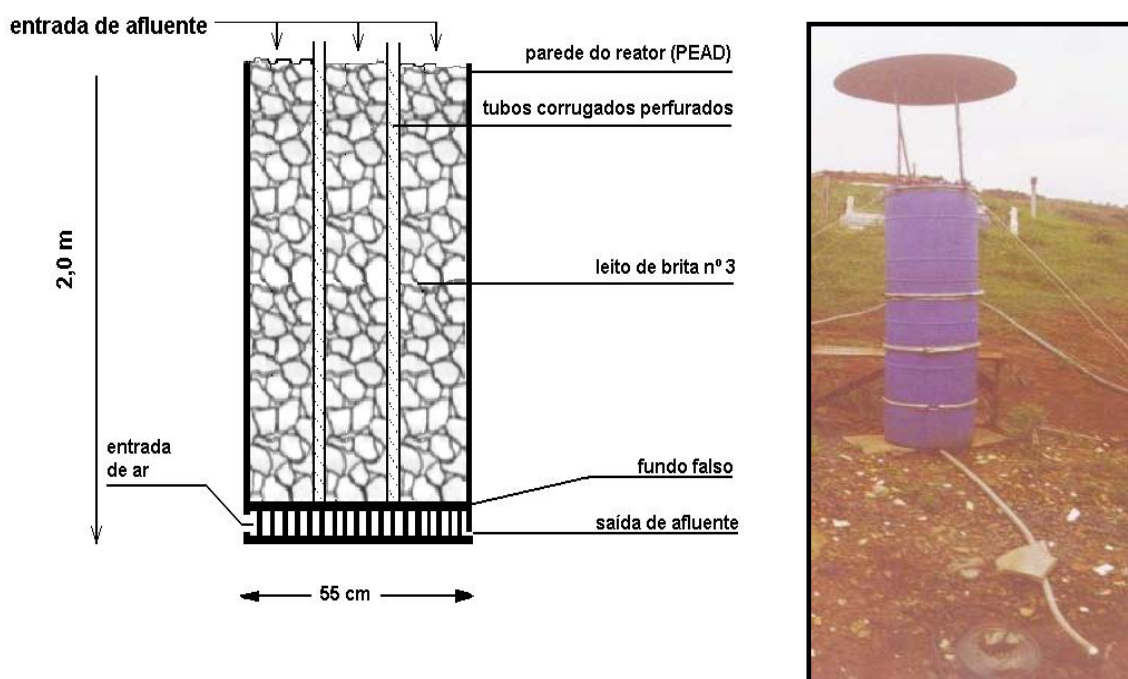


Figura 4.5 - Filtro aeróbio experimental (representação em corte e registro fotográfico)

Foram utilizados cabos de aço tramado de 3 mm de espessura presos em uma extremidade a aros soldados às cintas envolventes dos reatores, em outra extremidade a barras de ferro de 1,0 m cravadas no solo para manter o reator estaticamente na vertical, resistindo aos esforços exercidos por ventos, e prevenir deslocamentos ocasionados por erosão do solo em contato com a base do mesmo.

A aclimação do biofiltro aeróbio foi executada em duas etapas: (1) durante 67 dias utilizando gotejamento contínuo (24 h/d), a reduzida vazão (<60 L/d), de lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia, proveniente de um poço de captação de lixiviado do Aterro Sanitário Extrema, distante 60 m dos aparatos da pesquisa. A alimentação contínua era possibilitada através de uma mangueira sifonada de 0,5" com uma extremidade dotada de válvula de retenção mergulhada no líquido do poço e outra conectada ao sistema de distribuição através de uma torneira que permitia a regulagem da vazão; (2) durante 27 dias com aplicação de 60 L/d por gotejamento de lixiviado da mesma fonte durante cerca de 10 min.

Os parâmetros utilizados para o monitoramento de afluentes e efluentes nesta fase foram escolhidos visando determinar-se a eficiência na remoção de matéria orgânica, a

conversão do NTK em formas oxidadas de nitrogênio (nitratos, nitritos), bem como sua remoção do lixiviado por desnitrificação e *stripping* de amônia, bem como verificar-se variação de parâmetros de controle do processo.

4.2.1 Subfase B.1: Testes preliminares: Observação da variação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em relação às taxas volumétricas de aplicação e às cargas orgânicas aplicadas utilizando lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia

Levando-se em consideração os intervalos preconizados pela literatura (METCALF e EDDY, 1991) para carga superficial aplicada em filtros de baixa taxa [$1,17-3,52 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$] e carga orgânica aplicada para filtros com nitrificação maximizada [$0,048-0,096 \text{ kgDBO}/(\text{m}^3.\text{d})$], e a incompatibilidade de conciliação entre ambas devido às elevadas concentrações de matéria orgânica dos lixiviados, contrastando com os esgotos, para o tratamento dos quais tais taxas foram estabelecidas, optou-se por realizar ensaios preliminares, utilizando-se cinco diferentes taxas superficiais de aplicação, escolhidas de modo a não elevar excessivamente as cargas orgânicas aplicadas, para verificar a performance da unidade de tratamento principalmente na remoção de nitrogênio total de Kjeldahl e matéria orgânica (DBO_5 e DQO). Enquanto que as taxas superficiais utilizadas apresentaram-se em uma faixa efetivamente inferior à mínima preconizada na bibliografia, as cargas orgânicas aplicadas, em sua maioria, propositadamente excederam o limite superior indicado. Embora os volumes de lixiviados utilizados durante a subfase procedessem da mesma fonte, um poço de captação de lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia sito no Aterro Extrema, verificaram-se importantes variações na composição de tal afluente ao longo do período, o que resultou em diferentes cargas orgânicas aplicadas em períodos de utilização de uma mesma taxa superficial. A Tabela 4.3 relaciona os trabalhos executados e taxas utilizadas nesta subfase. Para cada modificação de taxa superficial utilizada o monitoramento de afluentes e efluentes era precedido por alguns dias de aclimatação do filtro aeróbio à nova taxa, através de aplicações diárias não monitoradas.

Tabela 4.3 – Resumo dos trabalhos executados na Subfase B.1

Volume diário de lixiviado aplicado ao filtro aeróbio (L)	Taxa de aplicação superficial (m ³ /(m ² .d))	Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	Número de aplicações com monitoramento de afluente e efluente	Número de dias de aplicação
30	0,127	0,064-0,227	3	10
40	0,169	0,076-0,274	3	17
50	0,211	0,129-0,425	3	10
64	0,270	0,071-0,477	3	7
144	0,608	0,172-0,531	2	6

As vazões utilizadas para aplicação de lixiviado ao filtro aeróbio foram mantidas entre aproximadamente 0,3 e 0,5 L/min. Desta maneira os tempos totais de aplicação variaram entre 1,6 h e 5 h. Após encerrada cada aplicação, coletavam-se os volumes efluentes durante aproximadamente 2,5 h, quando a vazão instantânea de saída era virtualmente inferior a 100 mL/h, considerando-se o volume recuperado como qualitativamente representativo de todo o volume efluente até a vazão de saída nula. Considera-se desprezível o erro decorrente de tal procedimento.

4.2.2 Subfase B.2: Observação da variação das eficiências de remoção utilizando-se cargas orgânicas aplicadas variáveis dentro de três diferentes taxas volumétricas de aplicação

A Subfase B.2 utilizou, como afluentes, lixiviados provenientes do tratamento anaeróbio dos reatores da Subfase A.3 (reatores A.3.c e A.3.d), bem como lixiviados tratados anaerobicamente em três pares de reatores *auxiliares*, operando identicamente aos sistemas A.3.a + A.3.c e A.3.b + A.3.d, produzindo efluentes finais de qualidades semelhantes às obtidas por esses. Tendo em vista os resultados obtidos na Subfase B.1 e as concentrações médias de matéria orgânica biologicamente estabilizáveis aerobicamente em cinco dias (DBO₅) dos lixiviados efluentes dos reatores anaeróbios da Subfase A.3, três taxas volumétricas de aplicação, 0,042, 0,063 e 0,084 m³/(m².d), foram testadas na Subfase B.2, buscando-se não exceder carga orgânica aplicada de 0,1 kgDBO₅/(m³.d), o que na prática foi obtido. A partir do final dos testes da Subfase B.1 foi adotada a aplicação diária de 10 L de lixiviados tratados pelos reatores anaeróbios ao filtro aeróbio, visando a manutenção da alimentação dos biofilmes e de condições adequadas de umidade, bem como aclimatação do

sistema à primeira taxa volumétrica de aplicação a ser adotada nesta subfase. Os trabalhos da Subfase B.2 foram conduzidos de maneira semelhante aos da subfase que a antecedeu. Contudo o número de dias de aplicação de lixiviados segundo as três taxas superficiais foram superiores, bem como manteve-se em seis o número de aplicações com monitoramento de afluente e efluente, produzindo resultados à pesquisa. A Tabela 4.4 apresenta esquematicamente os trabalhos da Subfase B.2

Tabela 4.4 – Resumo dos trabalhos executados na Subfase B.2

Volume diário de lixiviado aplicado ao filtro aeróbio (L)	Taxa de aplicação superficial ($m^3/(m^2.d)$)	Carga orgânica aplicada [$kgDBO_5/(m^3.d)$]	Número de aplicações com monitoramento de afluente e efluente	Número de dias de aplicação
10	0,042	0,028-0,051	6	42
15	0,063	0,028-0,088	6	42
20	0,084	0,018-0,064	6	32

Dentro de uma determinada taxa de aplicação superficial as cargas orgânicas aplicadas variaram em função das concentrações dos afluentes utilizados, ou seja, das eficiências dos reatores anaeróbios que forneceram o lixiviado utilizado na aplicação ao filtro aeróbio, e, logicamente, das próprias composições dos lixiviados brutos afluentes a esses últimos. Os trabalhos da Subfase B.2 evoluíram com a elevação das taxas de aplicação superficiais, do patamar inferior à maior taxa. Cada uma das aplicações iniciais monitoradas para cada taxa superficial de aplicação foi precedida de seis aplicações não monitoradas utilizando a mesma taxa superficial e carga orgânica aplicada, de modo a previamente aclimatar o filtro, evitando-se produzir resultados relacionados a períodos transientes de aclimação. Durante o decorrer dos trabalhos em uma mesma taxa superficial, anteriormente a cada aplicação monitorada, o filtro recebia durante alguns dias, em geral seis, aplicações prévias do mesmo lixiviado que seria utilizado para a aplicação monitorada. Executada tal, recolhia-se e armazenava-se um volume de lixiviado tratado anaerobicamente suficiente para novas aplicações (em geral sete), a última das quais monitorada. Desta maneira, considera-se as características de cada efluente analisado como representativas não somente de uma aplicação, mas de um período.

Observaram-se nas Subfases B.1 e B.2 retenção, no meio suporte, de volumes entre 2,8 e 5,5 L do afluente aplicado (diferença entre volumes aplicado e resgatado como efluente), o que considera-se como restituição da umidade do leito, variável em função da umidade relativa e temperatura externas.

4.3 Fase C - Pesquisa com banhado construído de fluxo subsuperficial

Esta fase utilizou um reator-piloto constituído por um tanque de PEAD, com 1,15 m de comprimento e 0,93 m de largura, que foi cortado à altura de 0,68 m de sua base. Ao tanque, dotado de um bocal de 2" com válvula, para saída de líquido foram inseridos dois sistemas flange-torneira laterais auxiliares, sitos às alturas de 7 e 16 cm a partir da base. Uma coluna de pedra britada nº 0 de 5 cm de largura foi acomodada junto à parede em que encontravam-se fixadas as torneiras e junto ao bocal de saída inferior do aparato. Um esqueleto original de alumínio sustentava as paredes laterais do tanque. À válvula inferior foi adaptado um redutor com bocal de ½" ao qual conectava-se uma mangueira que dividia-se em dois ramais: (1) um ramal de mangueira destinado a retirada de líquido que possibilitava esvaziamento e/ou coleta de amostras da base e (2) um ramal preso à estrutura de sustentação lateral do tanque, solidarizado a uma régua de madeira graduada em milímetros, servindo como piezômetro para leitura da altura da coluna líquida interna. As Figuras 4,6 e 4.7 apresentam ilustração esquemática do banhado-piloto e registro fotográfico do mesmo, respectivamente.

Utilizou-se como substrato (meio poroso de suporte) areia grossa proveniente da praia lacustre de Ipanema, Porto Alegre. A altura total do substrato no tanque foi de 0,28 m. A utilização de areia como substrato poroso objetiva diversos propósitos: (1) uma vez que na terceira etapa desejou-se obtenção de um grau satisfatório de desnitrificação do afluente nitrificado, a redução da fração de vazios favorece o estabelecimento de sítios anóxicos; (2) fenômenos de filtração, adsorção e complexação são potencializados por meios particulados finos como a areia (isto é particularmente interessante para a remoção de fósforo); (3) a utilização de um meio com pequeno diâmetro de partícula em banhado em escala real promove superior tempo de percolação, elevando o tempo de residência do afluente a tratar

em unidades de tratamento em escala real; (d) finalmente, a areia é um material abundante e relativamente barato o que incorpora o espírito de tratamento a baixo custo que norteia o trabalho de pesquisa.

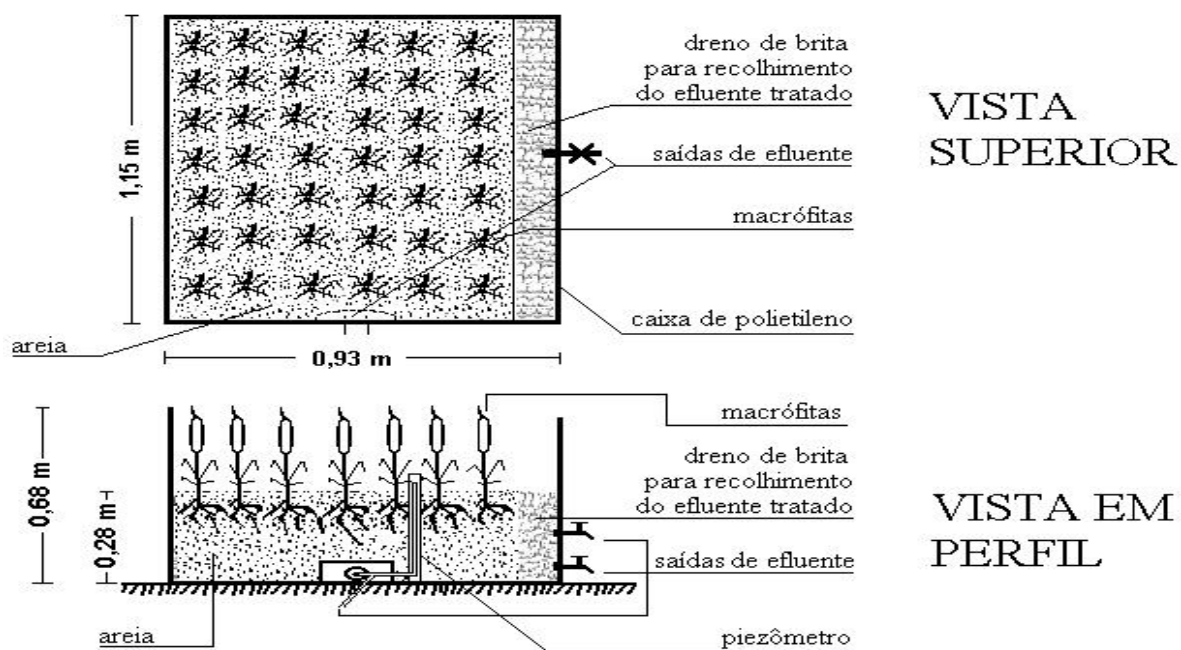


Figura 4.6 – Ilustração esquemática do banhado-piloto



Figura 4.7 – Registro fotográfico do banhado-piloto

Inicialmente foram plantadas doze mudas de *Typha latifolia* e inserido lixiviado com elevado grau de estabilização anaeróbia proveniente do Aterro Extrema até 10 cm abaixo da superfície do substrato, para aclimação das macrófitas e formação de filmes bacterianos no substrato. O lixiviado permaneceu por 37 dias no banhado-piloto, havendo-se iniciado, no dia seguinte, o processo de retirada de volumes de efluente e aplicação de afluente a cada 7 dias, com monitoramento, produzindo-se resultados ao experimento.

O primeiro ciclo de trabalhos experimentais com o banhado-piloto durou 21 dias, interrompendo-se então o processo. Durante esse período o aparato experimental operou sem cobertura, ficando exposto diretamente às condições ambientais (sol, chuvas, ventos). Optou-se, então, por construir um sistema de cobertura, especialmente para minimizar a entrada de águas de chuva no sistema. O sistema construído consistiu de um tapume superior em que utilizou-se uma membrana de polietileno com 1,70 x 2,70 m, fixada a um estrado de madeira, por sua vez sustentado por quatro mourões de madeira. Observou-se que a temperatura do ar sob o tapume mantinha-se igual à temperatura ambiente exterior. Sucederam-se, então, quatro novos ciclos de trabalho com o banhado-piloto, dois dos quais encerrados por morte das plantas, um por problemas operacionais e outro por esgotamento do tempo destinado à pesquisa, tendo sido bem-sucedido.

A Tabela 4.5 apresenta o resumo dos ciclos de trabalho com o banhado experimental.

A aplicação de lixiviados ao banhado deu-se por simples distribuição à superfície do substrato. Durante o ciclo de trabalho em que o banhado operou sem cobertura as amostras para encaminhamento ao laboratório eram compostas por alíquotas de iguais volumes das três saídas. A partir da construção da cobertura as remoções de líquido, incluindo coletas de amostras efetivaram-se apenas através da saída inferior, considerando-se que a alta porosidade do substrato e o elevado tempo decorrido entre duas intervenções sucessivas no banhado – 7 dias – favoreciam os processos difusivos, no sentido de que o líquido apresentar-se-ia com homogeneidade de concentrações por todo o volume do meio. A cobertura, por um lado impedia o ingresso de águas de precipitação, excetuando-se o caso de chuvas acompanhadas de fortes ventos, por outro lado, permitia a passagem de raios solares, favorecendo os processos de fotossíntese, evaporação e evapotranspiração.

Tabela 4.5 – Resumo dos ciclos de trabalho com o banhado-piloto

Ciclo	Duração	Cobertura	Plantios	Afluente utilizado	Motivo da Finalização
1	21 dias	Não	Início dos trabalhos com plantas aclimatadas há 37 dias com lixiviado tratado anaerobicamente; novo plantio no dia 16	Lixiviados efluentes dos sistemas anaeróbios e aeróbio da pesquisa, sem diluição	Plantas apresentando-se bastante ressecadas
2	28 dias	Sim	Início dos trabalhos após 28 dias de aclimação das plantas do ciclo anterior com diluições decrescentes de lixiviado tratado anaerobicamente	Lixiviados efluentes dos sistemas anaeróbios e aeróbio da pesquisa, sem diluição	Plantas não aclimataram-se ao meio, ressecando-se e não crescendo
3	10 dias	Sim	Início dos trabalhos a partir do plantio de novas macrófitas	Lixiviados efluentes do sistema aeróbio da pesquisa, sem diluição	Plantas não aclimataram-se ao meio, ressecando-se e não crescendo
4	14 dias	Sim	Início dos trabalhos com as plantas do ciclo anterior	Lixiviados efluentes do sistema aeróbio da pesquisa, com e sem diluição	Vazamento no aparato
5	42 dias	Sim	Início dos trabalhos a partir do plantio de novas macrófitas	Diluições de lixiviados tratados primeiramente anaerobicamente e, após, aerobicamente	Esgotamento do tempo previsto para a pesquisa

Como considerações finais de ordem metodológica, os estudos com o sistema experimental anaeróbio foram conduzidos trabalhando-se com pares de unidades experimentais e repetições de modo a produzir uma coleção de resultados com considerável representatividade estatística. No que tange à pesquisa com biofiltro aeróbio, o trabalho limitou-se a aplicações em uma única unidade-piloto. Embora executadas poucas repetições, o sistema foi mantido sob condições estáveis por razoáveis períodos de tempo, do modo a produzir resultados para consubstanciar uma avaliação preliminar bastante razoável. Analogamente, no que refere-se aos estudos utilizando banhado construído, trabalhou-se com apenas uma unidade experimental, visando-se obter resultados para consubstanciar uma avaliação preliminar da conveniência da adoção do sistema de banhado construído de fluxo subsuperficial como unidade de polimento subsequente aos filtros anaeróbio e aeróbio, não sendo conduzidos estudos para avaliação dos efeitos das variantes climáticas, hidráulicas e de natureza e granulometria do substrato, matéria para estudos mais aprofundados.

Evidentemente o trabalho em regime de semi-batelada é uma abstração experimental da realidade, que mostrou-se apropriada às possibilidades do condutor do experimento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fase A - Pesquisa com Filtro Anaeróbio

5.1.1 Subfase A.1: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *dinâmico* em semi-batelada)

Conforme já exposto, as unidades experimentais da Subfase A.1 trabalharam com taxas volumétricas e superficiais de aplicação constantes ao longo do tempo e idênticas para cada par com mesmo TDH, exceção feita ao par com TDH = 28 d, reatores A.1.c e A.1.d, por apresentarem diferenças em seus volumes internos de vazios. A Tabela 5.1 apresenta as taxas volumétricas e superficiais de aplicação utilizadas para os reatores.

Tabela 5.1 – Taxas volumétricas e superficiais de aplicação utilizadas na Subfase A.1

Reatores	Taxa de aplicação volumétrica [$\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d}) = \text{d}^{-1}$]	Taxa de aplicação superficial [$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d}) = \text{m/d}$]
A.1.a e A.1.b (TDH=14 d)	0,0164	0,0139
A.1.c (TDH=28 d)	0,0039	0,0033
A.1.d (TDH=28 d)	0,0042	0,0036
A.1.e e A.1.f (TDH=56 d)	0,00096	0,0008
A.1.i e A.1.j (TDH=91 d)	0,00037	0,0003

* Os reatores A.1.g, A.1.h, A.1.k, A.1.l, A.1.m, A.1.n operaram com as mesmas taxas de aplicação volumétrica daqueles com seus respectivos TDH, sendo aqui desconsiderados por não serem monitorados e, portanto, não produzirem resultados para a Subfase A.1;

** Devido ao fato de os reatores não possuírem seção constante ao longo do eixo central, adotou-se o conceito de seção média = volume/altura = $(0,13 \text{ m}^3)/(0,85 \text{ m}) = 0,153 \text{ m}^2$.

Tendo-se em vista a homogeneidade do afluente aplicado aos reatores, aqueles que operaram com idêntico TDH, por receberem iguais volumes a cada aplicação receberam também iguais cargas orgânicas (para os reatores com TDH = 28 d com volumes internos de vazios um pouco diferentes, as cargas aplicadas foram muito próximas, não idênticas). Desta forma, a única variável que determinou as diferenças nas cargas aplicadas semanalmente a cada reator foi a concentração de matéria orgânica do afluente, variável. As tabelas C.1, C.2,

C.3 e C.4 apresentam as cargas orgânicas aplicadas a cada reator durante a subfase como $\text{kgDBO}_5/(\text{m}^3.\text{d})$, $\text{kgDBO}_5/(\text{m}^2.\text{d})$, $\text{kgDQO}/(\text{m}^3.\text{d})$ e $\text{kgDQO}/(\text{m}^2.\text{d})$, respectivamente. Os dados são apresentados como resumos das médias nas tabelas E.2-E.9 [excluídas dos cálculos as cargas aplicadas na semana 1, período considerado como de *instabilidade* dos sistemas e semanas sem aplicações (carga aplicada = 0)]. Verificamos que, para o conjunto dos reatores, o coeficiente de variação da carga orgânica aplicada variou entre 30,83% e 35,12%, quando expressa como $\text{kgDBO}_5/(\text{m}^3.\text{d})$ e entre 20,64% e 26,30% quando expressa como $\text{kgDQO}/(\text{m}^3.\text{d})$. Embora tais traduzam variabilidades razoavelmente pouco elevadas entre as cargas orgânicas aplicadas, e, em última análise, entre características do afluente, podemos observar, em algumas aplicações consecutivas, variações marcantes nas cargas orgânicas aplicadas, o que é sabido poder ocasionar problemas aos reatores (perdas de eficiência devido a cargas de choque).

A aplicação inicial, referenciada como “semana 1” utilizou lixiviado com $\text{pH} = 8,2$, $7300 \text{ mgDBO}_5/\text{L}$ e $13.180 \text{ mgDQO}/\text{L}$, havendo cada reator permanecido com tal volume no interior durante tempo identicamente igual ao seu TDH. Decorrido tal período as aplicações de frações volumétricas calculadas deram-se semanalmente. As tabelas B.1.a e B.1.b apresentam as características do afluente utilizado na subfase, monitorado semanalmente, anteriormente a cada aplicação. As tabelas B.2 – B.9 apresentam as características dos efluentes produzidos e removidos de cada reator na mesma subfase. As tabelas B.10.a e B.10.b apresentam as temperaturas mínima e máxima medidas no intervalo entre cada seqüência de dois eventos de coletas de efluente e aplicação de afluente sucessivos (7 dias), bem como a diferença entre ambas (variação de temperaturas no intervalo de tempo de 1 semana). A Tabela E.10 resume tais dados de temperatura. Uma observação importante referente à compreensão das tabelas dos anexos referentes à Subfase A.1 é a de que os resultados referentes a uma dada *semana i* não traduzem-se como características referentes ao intervalo de uma semana, mas sim à condição do lixiviado no momento de sua coleta, definido como instante inicial daquela *semana i*. Mesmo destinando-se a Subfase A.1 à análise de remoção de DBO_5 e DQO e variação de pH , as tabelas apresentam para o afluente e para os reatores A.1.a e A.1.b outros resultados analíticos disponíveis, que, apesar de não serem aqui avaliados, não foram suprimidos, no intuito de prover subsídios adicionais para a caracterização de tais lixiviados.

Observou-se que o afluente apresentou-se com uma variabilidade pequena relativamente ao pH (8,0-8,8), traduzida pelo coeficiente de variação = 3,32% (ainda que uma variação unitária desse parâmetro corresponda a uma variação de dez vezes a concentração do íon hidrônio). Essa faixa de pH é típica de lixiviados em estabilidade metanogênica, porém, a relação DBO_5/DQO do mesmo afluente apresentou média 0,53, com desvio padrão próximo a 0,1, registrando-se inclusive pH = 8,7 para um afluente com relação $DBO_5/DQO = 0,71$. Essa é uma combinação de características muito pouco provável para lixiviados, contrariando a observação prática fartamente relatada pela literatura de que esgotos, lixiviados e outros efluentes típicos somente alcançam a predominância da fase metanogênica, com pH superior à faixa neutra, quando a relação DBO_5/DQO alcança valores inferiores a 0,4. Tal inconsistência pode estar relacionada ao fato de que o aterro que forneceu o afluente de trabalho para esta fase do experimento serviu por vários anos como depósito de resíduos industriais, o que pode haver agregado ao seu seio quantidades consideráveis de compostos e borras industriais alcalinos. Se verdadeira essa hipótese, isso não é expresso pela alcalinidade total do afluente, determinada em uma oportunidade durante a Subfase A.1 e duas durante a Subfase A.2.

Eficiências Globais de Remoção

Através do controle das cargas orgânicas aplicadas e retiradas dos reatores puderam-se calcular as eficiências globais de remoção de DBO_5 e DQO de cada reator. Para efeitos do que sucedeu-se durante a Subfase A.1, isto é, todos os reatores operaram sob as mesmas condições de contorno (temperatura, afluente) durante as 19 primeiras semanas (semanas 1 a 20), após tal período algumas unidades foram desativadas permanecendo outras em operação até a semana 31, foram calculadas as remoções globais de DBO_5 e DQO nos períodos semanas 1-31 e semanas 1-20, sendo os resultados apresentados nas tabelas C.8 e C.9.

Os reatores operando sob TDH de 14 dias apresentaram eficiências globais de remoção de DBO_5 e de DQO muito próximas entre si, tanto no intervalo semanas 1-20 quanto no intervalo semanas 1-31, sendo as médias dos dois reatores de 64,97% de remoção de DBO_5 e 60,81% de remoção de DQO (semanas 1-31) e 64,15% de remoção de DBO_5 e 63,92% de DQO (semanas 1-20).

Por seu turno, os reatores A.1.c e A.1.d, que operaram sob TDH de 28 dias apresentaram razoáveis diferenças relativas às eficiências globais de remoção de DBO_5 , enquanto que as remoções de DQO pouco diferiram entre os reatores. No intervalo total de operação dos reatores (semanas 1-21) o reator A.1.c removeu 70,35% de DBO_5 e 70,76% de DQO, enquanto que o reator A.1.d removeu 81,01% de DBO_5 e 73,10% de DQO. No intervalo semanas 1-20 as remoções dos reatores A.1.c e A.1.d foram de 73,59% e 79,22% de DBO_5 e de 71,22% e 72,20% de DQO, respectivamente. Portanto as médias de remoção para TDH = 28 d foram 75,68 de DBO_5 e 71,93% de DQO no intervalo semanas 1-21 e 76,40% de DBO_5 e 71,71% de DQO no intervalo semanas 1-20.

Os reatores com TDH = 56 d diferiram dos outros pares no sentido que, devido à perda do reator A.1.f, na semana 20, apenas a unidade A.1.e cumpriu as 16 semanas de operação previstas, acrescentando, portanto 5 conjuntos de resultados analíticos semanais a mais do que o seu par. As eficiências obtidas pelos reatores no período semanas 1-20 são próximas, porém com diferenças não desprezíveis. No período, o reator A.1.e apresentou eficiência global de remoção de DBO_5 de 78,89% e de DQO de 77,05%, enquanto que o reator A.1.f, mais eficiente, apresentou remoção de DBO_5 de 85,97% e de DQO de 78,35%. No período semanas 1-25, total de sua operação, o reator A.1.e apresentou eficiências globais de remoção de DBO_5 e DQO de 77,72% e 72,83%, respectivamente. Portanto as médias de remoção para TDH = 56 d foram 81,84% de DBO_5 e 75,59% de DQO no intervalo semanas 1-25 e 82,43% de DBO_5 e 77,70% de DQO no intervalo semanas 1-20.

Finalmente, os reatores com TDH = 91 d apresentaram eficiências próximas, porém diferenças não desprezíveis. No período semanas 1-30 o reator A.1.i apresentou eficiências globais de remoção de DBO_5 de 79,07% e de DQO de 70,67%, enquanto seu par A.1.j apresentou eficiências globais de remoção de DBO_5 de 83,24% e de DQO de 75,21%. No período semanas 1-20 o reator A.1.i apresentou eficiências globais de remoção de DBO_5 de 83,85% e de DQO de 72,84%, enquanto seu par A.1.j apresentou eficiências globais de remoção de DBO_5 de 80,97% e de DQO de 80,82%. Portanto as médias de remoção de DBO_5 e DQO dos pares para o período semanas 1-30 foram 81,15% e 72,94%, e para o período semanas 1-20 foram 82,16% e 76,83%.

A Tabela 5.2 apresenta as médias das remoções globais de DBO_5 e DQO para reatores de mesmos TDH, relativas aos períodos *semanas 1-20* e *semanas 1-final*.

Tabela 5.2 – Médias das eficiências globais de remoção de DBO₅ e DQO referentes aos pares de reatores da Subfase A.1 com iguais TDH

TDH (reatores)	Semanas 1-final*		Semanas 1-20	
	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO
TDH=14 d (Média A.1.a, A.1.b)	64,97	60,81	64,15	63,92
TDH=28 d (Média A.1.c; A.1.d)	75,68	71,93	76,40	71,71
TDH=56 d (Média A.1.e; A.1.f)**	81,84	75,59	82,43	77,70
TDH=91 d (Média A.1.i; A.1.j)	81,15	72,94	82,16	76,83

* última semana de trabalho dos reatores com igual TDH;

** dos reatores com TDH=56 d apenas A.1.e operou após a semana 20.

As Figuras 5.1 e 5.2 apresentam plotagens de tempo de detenção hidráulica *versus* remoção global de DBO₅ e DQO, respectivamente. As remoções plotadas referem-se à terceira e à quarta colunas da Tabela 5.2, ou seja, às médias calculadas para as semanas 1-20 do experimento. Adicionalmente plotaram-se eficiências nulas para TDH=0, o que é lógico. As figuras 5.3 e 5.4 apresentam plotagens análogas às das duas figuras antecedentes, porém, referem-se às médias das remoções globais de DBO₅ e DQO dos reatores de iguais TDH durante os períodos totais de operação de cada par. Igualmente, a origem foi plotada adotando-se a lógica de remoções nulas para um reator fictício com TDH nulo.

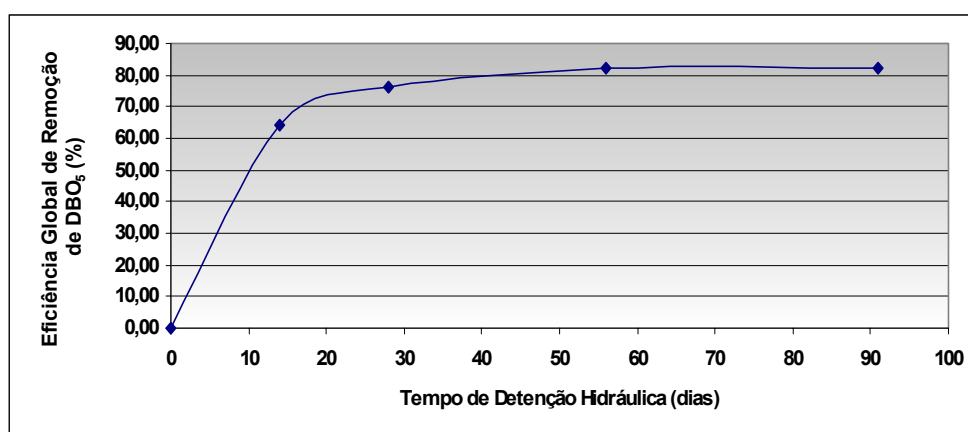


Figura 5.1 – Plotagem de TDH *versus* eficiência global de remoção de DBO₅ utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH entre semanas 1 e 20

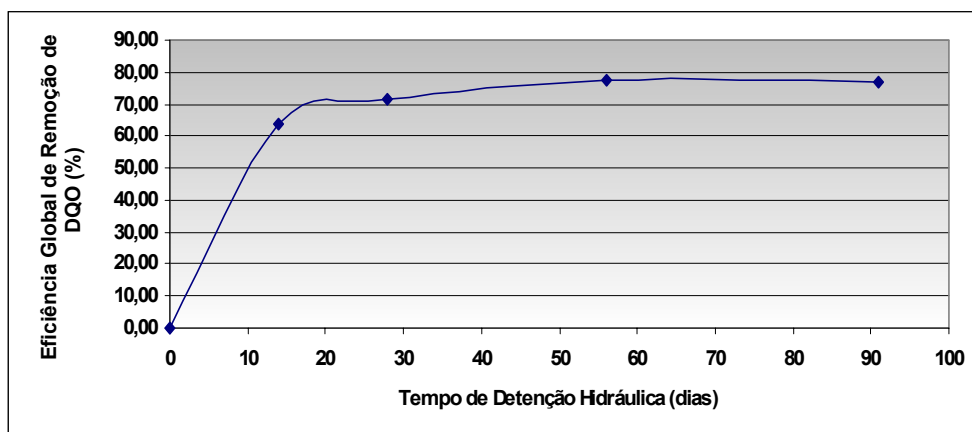


Figura 5.2 – Plotagem de TDH *versus* eficiência global de remoção de DQO utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH entre semanas 1 e 20

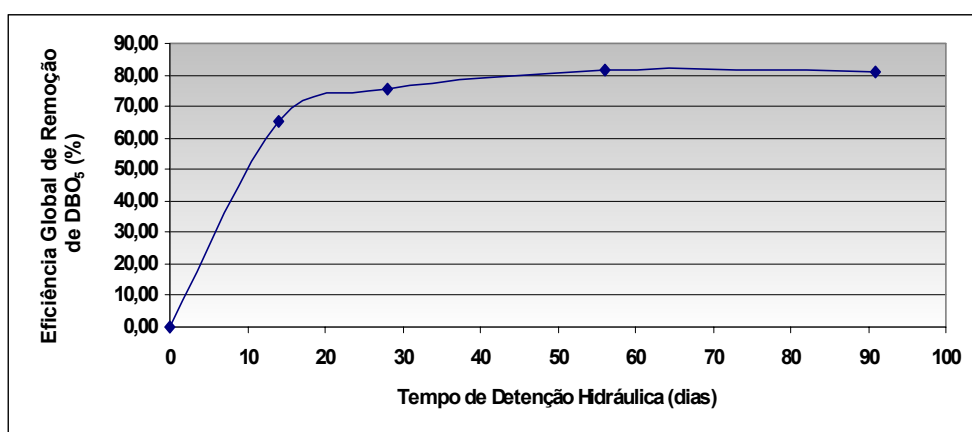


Figura 5.3 – Plotagem de TDH *versus* eficiência global de remoção de DBO₅ utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH nos respectivos períodos totais de operação

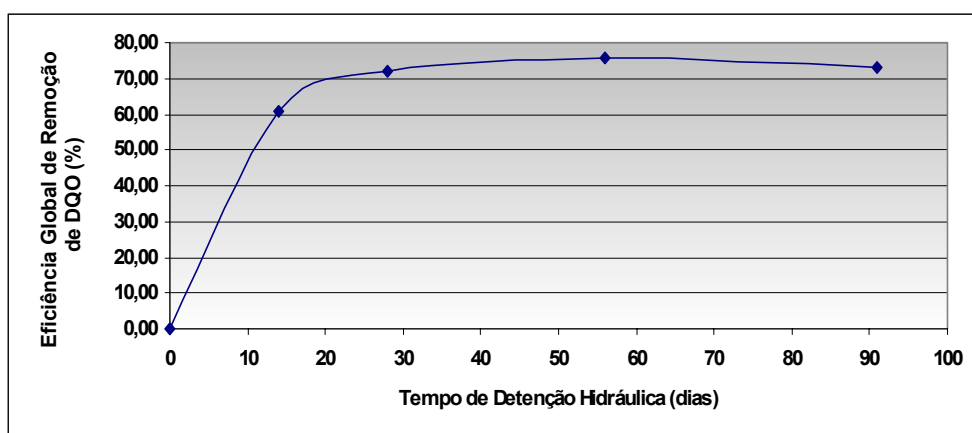


Figura 5.4 – Plotagem de TDH *versus* eficiência global de remoção de DQO utilizando as médias dos desempenhos dos reatores de iguais TDH nos respectivos períodos totais de operação

As curvas traçadas nas figuras 5.1–5.4 aproximam-se muito da forma da curva apresentada na Figura 3.7, que representa a equação proposta por Young (1991) para previsão do desempenho de filtros anaeróbios com $Sk = 1,0$ e $m = 0,40$. Verifica-se que no caso do afluente utilizado os resultados aproximam-se muito dos que podem ser calculados pela Equação 5.1.

$$E = 100 \cdot \left[1 - \left(\frac{TDH}{24} \right)^{-0,4} \right] \quad \text{para } TDH \geq 24 \quad (5-1)$$

E = Eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema (%);

TDH = Tempo de detenção hidráulica (h);

Um fato extremamente importante a ser destacado é o de que as remoções médias para $TDH = 91$ d foram inferiores às médias para $TDH = 56$ d. Teoricamente, pela extrapolação da equação de Young para $TDH \rightarrow +\infty$ a eficiência de remoção tenderia a 100%. Porém, considerado o fato de que, em geral, parte da carga orgânica dos afluentes (incluindo o lixiviado de aterros) são refratárias ao tratamento anaeróbio, pode-se prever que após decorrido um certo tempo de detenção crítico necessário e suficiente para o consumo da matéria orgânica anaerobicamente não refratária, haverá o início de um processo endógeno ocasionado pela ausência de substrato, que levará à perda do meio biológico aderido do filtro anaeróbio, motivo pelo qual a adoção de um TDH superior será indesejável. Se houver desprendimento de biofilmes para a fase líquida, além de biomassa bacteriana, compostos refratários à metabolização anaeróbia nela adsorvidos passarão para a fase líquida, incrementando DQO e DBO_5 (teste executado em condições aeróbias) desta. Nas condições em que realizou-se a Subfase A.1 do experimento, e em relação às características do afluente utilizado, podemos prever que o TDH crítico seja não superior a 56 dias.

Estabilidade dos Reatores

Para o acompanhamento das eficiências obtidas entre duas aplicações sucessivas aos reatores, e portanto, da estabilidade de tais unidades de tratamento, definiu-se o parâmetro *eficiência semanal de remoção de DQO*:

$$ES(i) = \frac{[DQO_{ef}(i-1).X_{ef}(i-1) + DQO_{af}(i-1).X_{af}(i-1)] - DQO_{ef}(i)}{DQO_{ef}(i-1).X_{ef}(i-1) + DQO_{af}(i-1).X_{af}(i-1)} \quad (5-2)$$

ES(i) = Eficiência de remoção de DQO acumulada nos últimos 7 dias (registrada como eficiência da semana i);

DQO_{ef}(i-1) = DQO do efluente coletado no início da semana i-1;

X_{ef}(i-1) = fração remanescente de lixiviado após a coleta do início da semana i-1 em relação ao volume livre do reator;

DQO_{af}(i-1) = DQO do afluente adicionado no início da semana i-1;

X_{af}(i-1) = fração ocupada pelo volume de afluente adicionado no início da semana i-1 em relação ao volume livre do reator;

DQO_{ef}(i) = DQO do efluente coletado no início da semana i.

Analogamente a tal definição definiu-se o parâmetro *eficiência semanal de remoção de DBO₅*. As Tabelas C.5 – C.6 apresentam as eficiências semanais calculadas para as semanas 4-31 da Subfase A.1. A particular ocorrência de eficiência negativa indica que a demanda de oxigênio determinada no efluente coletado no início da semana i é superior à demanda da composição após a inserção de afluente no início da semana i-1, ou seja, *agregou-se* matéria orgânica ao lixiviado no espaço de uma semana, efeito anteriormente mencionado, que será adiante melhor detalhado.

O confronto direto entre as características dos efluentes dos reatores da Subfase A.1 (DBO₅, DQO, relação DBO₅/DQO, pH) via análise de variância é inexecutável, dada a dependência dos resultados analíticos referentes aos efluentes em relação às características variáveis do afluente e a própria relação de dependência entre um resultado analítico e o

histórico dos resultados para um mesmo reator, uma vez que o sistema de trabalho adotado é operação em regime de semi-batelada. Desta forma, por exemplo, a DQO de um efluente será função, além do próprio desempenho do reator, das frações volumétricas de lixiviado remanescente e afluente bruto que constituíram o volume a tratar, e, portanto, de suas características originais, o que altera sensivelmente a variância interna dos resultados de um mesmo tratamento. Todavia, assumida a degradação da matéria orgânica como um processo de 1ª ordem, as eficiências de remoção de carga orgânica a cada ciclo de 7 dias terão mais representatividade do ponto de vista estatístico para exercer-se o confronto, ainda que dentro de uma análise rigorosa, provavelmente não cumpram os pré-requisitos para a validade de uma análise via Tabela ANOVA. Os resultados expressos nas tabelas C.5 e C.6 são apresentados como resumos de posição e dispersão nas tabelas E.11 e E.12, respectivamente. As médias para reatores de mesmo TDH são confrontadas via Tabela *one-way* ANOVA, mediante formulação de hipóteses simplificadoras dos modelos experimentais. Tais hipóteses e os confrontos são apresentados resumidamente na Tabela E.28 (confrontos 1-4, 11-14). Uma vez que as médias das eficiências de remoção tanto de DBO₅ quanto de DQO para reatores com mesmo TDH não diferiram a nível de significância de 5%, os dados foram reunidos por TDH e foram estabelecidos confrontos entre as médias de eficiências dos pares de diferentes TDH, o que é apresentado na Tabela E.28 (confrontos 5-10, 15-20). A Tabela 5.3 resume os resultados desses últimos confrontos.

Tabela 5.3 – Resumo dos confrontos entre médias dos resultados de eficiências semanais de remoção de DBO₅ e DQO agrupados por TDH

	TDH = 28 d	TDH = 56 d	TDH = 91 d
TDH = 14 d	DBO ₅ : (5%) DQO: (0,1%)	DBO ₅ : (1%) DQO: (0,1%)	DBO ₅ : (0,1%) DQO: (0,1%)
TDH = 28 d		DBO ₅ : (NS) DQO: (5%)	DBO ₅ : (NS) DQO: (0,1%)
TDH = 56 d			DBO ₅ : (NS) DQO: (NS)

* (N%): diferença significativa a nível de N%;

** (NS): diferença não significativa a nível de significância de 5%.

As médias das eficiências semanais de remoção de DQO apresentaram-se decrescentes em função do aumento do TDH, o mesmo acontecendo com as eficiências semanais de remoção de DBO_5 , excetuando-se o caso particular relativo ao reator A.1.f (média: 7,06%), que ficou abaixo das médias dos reatores de $\text{TDH} = 91$ d. Verifica-se que, baseando-se na dispersão das eficiências semanais em torno das médias, os reatores que operaram com TDH de 14 d apresentaram superior estabilidade sobre os demais; os reatores que operaram com $\text{TDH} = 28$ d foram mais estáveis do que os que operaram com 91 d de TDH , e os reatores com TDH de 56 d foram os mais instáveis, sobretudo em vista de apresentarem as eficiências semanais negativas de mais elevada ordem. Os erros padrões e coeficientes de variação relativos às eficiências de remoção de DBO_5 dos reatores com TDH de 56 e 91 dias são de tal modo elevados que comprometem a significância das médias, ao passo que, no que se refere às eficiências de remoção de DQO, verifica-se um cenário de superior estabilidade, sendo o erro padrão realmente elevado em relação à média para o reator A.1.e, e, em menor grau, para os reatores A.1.f, A.1.i e A.1.j.

As análises de variância demonstram que os reatores com $\text{TDH} = 14$ d realmente apresentaram taxas de conversão de substrato orgânico superiores aos demais, que aqueles com $\text{TDH} = 28$ d apresentaram taxas superiores aos reatores de superiores TDH efetivamente na remoção de demanda química de oxigênio apenas, e que as diferenças apontadas entre os pares de $\text{TDH} = 56$ d e 91 d não apresentam significância a nível de 5%.

Os comportamentos apresentados pelo reatores da Subfase A.1 são plenamente previsíveis, e as explicações para tais são simples e bem estabelecidas:

- Dado o regime de trabalho dos reatores, as cargas aplicadas de substrato afluyente foram inversamente proporcionais aos TDH . Como a degradação da matéria orgânica é um processo que responde a uma cinética de primeira ordem, as taxas de bioconversão de DBO_5 e DQO são diretamente proporcionais à concentração de substrato disponível;
- Uma vez que os sistemas operaram com remoções de parte do volume tratado em 7 dias (efluente) e adições de afluyente pontuais (uma vez por semana), as diferenças entre as concentrações do afluyente e do lixiviado interno aos reatores foram tanto maiores quanto maiores os TDH , o que pode ter

ocasionado inibição por cargas de choque especialmente nas porções superiores dos reatores de maior TDH, por isso diminuição das eficiências e liberação de biofilme com elevada DBO_5 , ocasionando elevação das concentrações de matéria orgânica no seio do líquido.

- Nos reatores com superiores TDH, devido à escassez de substrato prontamente utilizável pelos organismos anaeróbios, podem ter ocorrido, em diversos momentos, processos endógenos, com depreciação dos filmes biológicos ativos e perda da capacidade depuradora dos reatores.

Efeito da Temperatura

O monitoramento da temperatura dos reatores da Subfase A.1 (bem como em todo o experimento) foi pouco efetivo. Devido às condições climáticas características da região na qual situou-se o aparato físico da pesquisa, caracteristicamente marcadas por variações bruscas de temperatura, que podem atingir mesmo diferenças superiores a vinte graus Celsius em poucas horas (por exemplo, durante as semanas 4-31 da Subfase A.1, apenas em dois períodos semanais a variação das temperaturas ambientes foi menor do que 15°C , sendo que na semana 30 essa variação foi de $26,5^{\circ}\text{C}$; a média das diferenças semanais entre máxima e mínima do período foi de $17,8^{\circ}\text{C}$), um monitoramento efetivo teria que dar-se com medições efetuadas em intervalos de poucas horas, o que não viabilizou-se na prática, sendo anotadas apenas as temperaturas máxima e mínima semanais (referentes ao intervalo entre duas intervenções sucessivas nos reatores).

Das observações de campo, digna de registro, quando da abertura dos reatores no início da semana 13, foi a verificação de *descolamentos* dos biofilmes nas porções superiores dos reatores A.1.a, A.1.b, A.1.c, A.1.e e A.1.f, poucas horas após a temperatura ambiente ter bruscamente caído das faixa dos 35°C para a faixa dos 15°C . O efeito de tal ocorrência foi traduzido nas eficiências semanais de remoção de DBO_5 e DQO da semana 13 (dados colhidos no início da semana 14): as eficiências de todos os reatores foram rebaixadas em relação às eficiências da semana 12 (dados colhidos no início da semana 13), sendo que dos seis reatores que encontravam-se em operação naquele período, quatro registraram eficiências negativas (no caso do reator A.1.f a eficiência de remoção de DBO_5 chegou a $-193,26\%$, o

que supõe grande carga orgânica deslocada dos biofilmes para o seio do líquido). As figuras D.1 – D.6 apresentam plotagens das eficiências semanais de remoção de DBO_5 e DQO dos reatores *versus* temperaturas mínima e máxima semanais e variação semanal de temperatura.

Para cada reator da Subfase A.1 foram agrupadas eficiências semanais de remoção relativas a semanas com mínimas inferiores e superiores a 15°C , efetuando-se confronto das médias de tais grupos (Tabela 28, confrontos 21-36). Verificou-se diferenças significativas entre as médias (5%) somente para grupos de remoções de DQO relativas aos reatores A.1.a, A.1.b e A.1.i com mínimas semanais abaixo e acima de 15°C

Outra observação digna de registro: nas paredes internas das garrafas plásticas transparentes interligadas aos reatores da Fase A (sistemas de alívio de pressão) assim como nas paredes internas do *container* de estocagem de lixiviado bruto (paredes translúcidas) formaram-se filmes contínuos de cor castanho-avermelhada. Esses filmes em nada pareciam-se com os filmes biológicos anaeróbios, de cor negra, que formaram-se e mantiveram-se nos reatores anaeróbios da Fase A, tampouco pareciam-se com típicos biofilmes aeróbios de coloração marrom, que certamente não formar-se-iam no interior do citado *container*, uma vez que praticamente não havia oxigênio em seu interior, tampouco nas garrafas que continham lixiviado (freqüentemente repostos), nas quais dificilmente haveriam condições para constituição de um meio com oxigênio dissolvido disponível.

As relações DBO_5/DQO relativas aos efluentes da subfase são apresentadas na Tabela C.7, sendo seus resumos apresentados na Tabela E.13. Não há uma relação perceptível entre a estabilidade das relações para os efluentes em função do TDH. Os coeficientes de variação para a mesma relação variaram entre 31,29% e 57,66%. As médias das relações DBO_5/DQO , bem como as características médias do afluente e dos efluentes obtidos nos tratamentos da Subfase A.1 calculadas por TDH são apresentadas na Tabela 5.4.

Observando-se as médias apresentadas na Tabela 5.4, verificamos que o tratamento oferecido pelas unidades experimentais que operaram com TDH de 56 d foi superior, embora a experiência demonstre que para lixiviados, via de regra, a estabilização via anaeróbia costuma dar-se a valores da relação DBO_5/DQO inferiores a 0,4.

Tabela 5.4 – Médias das características do afluente e dos efluentes da Subfase A.1 por TDH

TDH	DBO₅ (mgO₂/L)	DQO (mgO₂/L)	pH*	DBO₅/DQO
AFLUENTE	4976	9379	8,3	0,53
14 dias	1717	3628	8,3	0,47
28 dias	1321	2765	8,4	0,47
56 dias	1053	2599	8,3	0,40
91 dias	1319	3031	8,2	0,45

* aqui, como em todas as médias de resultados para o parâmetro pH calculadas no presente trabalho, adotou-se o cálculo de somatório dos resultados dividido pelo número de parcelas, o que a rigor seria errôneo, considerando que o pH representa o co-logaritmo de uma concentração.

Análise de biofilme anaeróbio

Dezessete dias após a última alimentação do reator A.1.c, algumas unidades do meio suporte que encontravam-se mergulhadas no lixiviado remanescente foram coletadas e procedeu-se a rotina descrita em 4.1 para preparação de amostra e análise de biofilme anaeróbio aderido. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela B.28. De uma maneira conservadora podemos assumir as características do lixiviado do reator A.1.c no dia da coleta dos biofilmes como iguais àquelas de 17 dias antes, quando da última aplicação de lixiviado. A Tabela 5.5 apresenta esse paralelo.

Tabela 5.5 – Paralelo entre concentrações de matéria orgânica no biofilme anaeróbio e no lixiviado em contato com o mesmo

Parâmetro Analítico	Lixiviado interno ao reator A.1.c	Biofilme Anaeróbio
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	1730	36.800
DQO (mgO ₂ /L)	3120	48.720

Os quocientes entre as demandas do biofilme e do lixiviado resultam em 21,3 (DBO₅) e 15,6 (DQO), o que nos sugere o grau de concentração de matéria orgânica adsorvida no biofilme. Embora as concentrações de cromo total não tenham sido monitoradas durante a Subfase A.1, sua média durante a subfase A.2 foi de 0,31 mgCr/L, apresentando um máximo de 0,42 mgCr/L. A concentração de 8,1 mg/L verificada no biofilme pode indicar

elevado grau de concentração desse metal adsorvido no meio biológico (biossorvido). As concentrações de alumínio, ferro, cobre, chumbo, e manganês no biofilme são extremamente elevadas, jamais tendo sido verificadas nessas ordens de grandeza em lixiviados provenientes do Aterro Santa Tecla, fonte do afluente utilizado na pesquisa, ou em qualquer outro lixiviado monitorado nos aterros do DMLU (DMLU, 2002), tampouco na bibliografia especializada. No que refere-se à contagem de bactérias heterotróficas de $8,7 \times 10^7$ UFC/g, este número é superior à contagem de coliformes fecais por grama de matéria fecal produzida por vários animais domésticos (MENDONÇA, 1990). Outro dado que serve para comparativo é a média de bactérias heterotróficas encontradas no lixiviado efluente do filtro anaeróbio do Aterro Sanitário Extrema entre 1997 e 2002 (61 amostras analisadas), $1,34 \times 10^5$ UFC/mL (máximo no período: $2,5 \times 10^6$ UFC/mL) (DMLU, 2002). Portanto, (1) podemos considerar o filme analisado um meio rico em organismos heterotróficos anaeróbios, proporcionando (1) adsorção de matéria orgânica, metais, e muito provavelmente diversos outros compostos naturais e sintéticos e (2) estabilização do material orgânico assimilável anaerobicamente adsorvido, operando o *sistema biofilme* com taxas de adsorção e degradação que promovam a obtenção de um efluente com estabilidade de características quando as características do afluente também forem estáveis. Contudo no que refere-se a metais e compostos não degradáveis, haverá limites para sua remoção do meio líquido e adsorção/bioacumulação nos filmes biológicos.

Aproximadamente 150 dias após a última intervenção no reator A.3.b foram recolhidas do seu interior amostras do lixiviado e de meio suporte que ainda permanecia com biofilme aderido, havendo-se procedido como anteriormente relatado para a execução do preparo de amostra para análise de biofilme. O lixiviado apresentava-se límpido e de coloração alaranjada. A Tabela B.29 apresenta os resultados analíticos obtidos para ambas as amostras. Observa-se que, inversamente aos resultados previamente discutidos, DBO₅ e DQO da fase líquida apresentaram-se superiores às concentrações no biofilme, o que indica escassez de matéria orgânica anaerobicamente metabolizável no lixiviado. Provavelmente a reduzida matéria orgânica determinada nos testes aplicados ao biofilme relacione-se ao próprio material celular em respiração endógena. Se comparada ao resultado apresentado na Tabela B.28, a contagem de organismos heterotróficos expressa na Tabela B.29 representa 0,25% daquele. Os resultados indicam concentrações de alumínio, cromo e ferro,

respectivamente 3433, 440 e 14.535 vezes superiores no biofilme em relação à fase líquida (considerando-se iguais as densidades das fases líquida e *biológica*). Tais resultados fornecem um indicativo da elevada resistência dos filmes de microrganismos anaeróbios à escassez de substrato, que conseguem manter por elevado período de tempo um relativamente elevado número de organismos viáveis, sem liberação de espécies sorvidas ou complexadas para o meio líquido.

Tendo em vista o processo de concentração de matéria orgânica pelo biofilme bacteriano verificado através da primeira análise de biofilme previamente relatada, qualquer evento inibitório ou endógeno que leve ao seu *descolamento* do meio suporte e inserção no meio líquido introduzirá neste último notável carga orgânica, elevando drasticamente sua demanda de oxigênio, bem como as concentrações de metais e outras espécies não degradáveis sujeitas à sorção biológica. Eis o mecanismo de produção de eficiências semanais de remoção negativas e de rebaixamentos da eficiência de remoção em função do TDH a partir de um certo TDH crítico.

5.1.2 Subfase A.2: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *estático* em batelada)

Os reatores da Subfase A.2 operaram durante 76 dias com cargas fixas, tendo sido os lixiviados em tratamento monitorados nos dias 0 (início), 1 (24 horas após o início), 6, 13, 20, 34, 48, 62 e 76. Os resultados obtidos, constantes nas tabelas B.11 – B.13 dão uma estimativa da evolução dos processos anaeróbios nas três diferentes condições de teste (reatores sem meio suporte, com meio suporte sem biofilme, com meio suporte com biofilme estável). A Tabela B.14 apresenta as temperaturas mínimas e máximas e variações relativos aos períodos entre amostragens consecutivas. As figuras 5.5 e 5.6 apresentam as eficiências acumuladas de remoção de DBO₅ e DQO relativas aos lixiviados inseridos nos três reatores, em função do tempo decorrido a partir de sua aplicação. As Figuras D.7, D.8 e D.9 apresentam as evoluções da DBO₅, DQO e pH dos três reatores ao longo dos 76 dias da subfase.

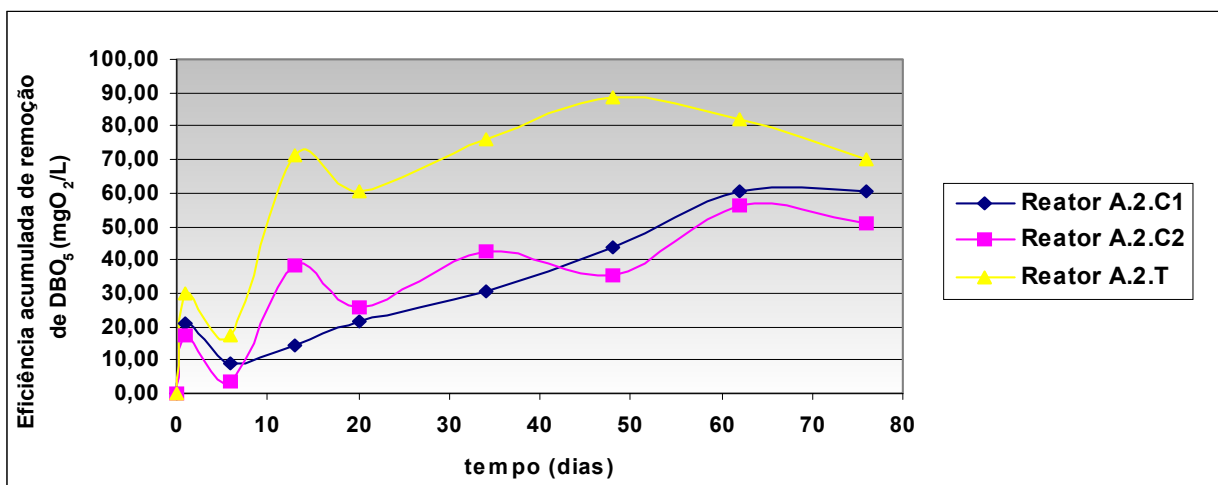


Figura 5.5 – Eficiências acumuladas de remoção de DBO₅ dos lixiviados aplicados aos reatores da Subfase A.2 em função do tempo decorrido desde sua aplicação

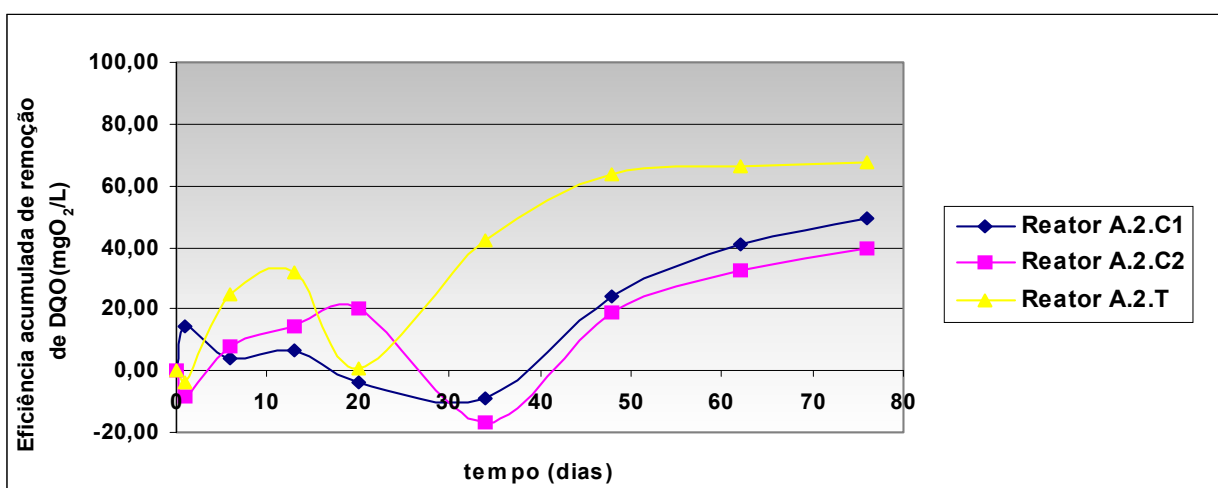


Figura 5.6 – Eficiências acumuladas de remoção de DQO dos lixiviados aplicados aos reatores da Subfase A.2 em função do tempo decorrido desde sua aplicação

Verifica-se que, no caso do reator de tratamento, abstraindo-se o comportamento errático de alguns pontos obtidos até o dia 20, possivelmente relacionados ao erro incorporado ao processo adotado para amostragem do lixiviado, as curvas apresentadas, especialmente à relativa à remoção de DQO, comportam-se de modo razoavelmente semelhante à curva representativa da Equação de Young (1991), ainda que com discrepâncias de forma bem mais sensíveis do que as curvas obtidas na Subfase A.1, o que em parte pode ser atribuído, no plano experimental, à ausência de repetições. Observando-se os comportamentos apresentados nas figuras 5.5 e 5.6, verifica-se que o processo de estabilização do lixiviado ocorre mais

rapidamente no reator de tratamento do que nos reatores de controle. Alguns erros inerentes ao método de coleta de amostras utilizada, bem como aos processos analíticos laboratoriais utilizados nos testes de DBO_5 e DQO produziram distorções observáveis nos resultados, o que culminou em uma eficiência de remoção acumulada negativa e variações negativas de eficiências acumuladas em função do tempo. Embora tenha-se observado início de formação de biofilmes no reator A.2.C2 já no dia 13, as evoluções das eficiências acumuladas de remoção de DBO_5 e DQO em ambos os reatores de controle ao longo dos 76 dias da subfase foram muito próximas [comportamento análogo ao observado por FLECK (2000) testando remoção de matéria orgânica ao longo de um processo de formação de biofilme anaeróbio em leitos de brita]. A Figura 5.7 apresenta as concentrações de SSV nas amostras provenientes dos reatores da Subfase A.2 ao longo dos dias de amostragem. Verifica-se que a plotagem dos resultados analíticos não expressa uma tendência, apresentando comportamentos erráticos, o que reflete problemas na representatividade das amostras coletadas em relação ao parâmetro sólidos suspensos. A partir do dia 20 as amostras provindas do reator A.2.T apresentavam-se límpidas, de coloração amarelada. Os resultados analíticos indicaram que as amostras coletadas a partir de tal data não mais apresentaram SSV. A maioria das amostras dos reatores de controle apresentaram SSV até o final do experimento, permanecendo com coloração preta intensa e aspecto turvo. As Figuras F.26 e F.27 apresentam registros fotográficos de amostras dos três reatores.

Os valores de pH apresentaram comportamentos (não monotonicamente) crescentes ao longo do período de 76 dias, o que é previsível. Devido à evolução mais rápida do processo anaeróbio no reator de tratamento, o que já foi demonstrado e pode também ser verificado pela observação da Figura D.10, que apresenta a evolução da relação DBO_5/DQO nos três reatores, poder-se-ia esperar incrementos superiores do pH do lixiviado interno ao reator A.2.T ao longo do tempo em relação aos reatores de controle, porém verificou-se que o pH desse reator manteve-se superior apenas ao reator sem meio suporte na maior parte do intervalo de tempo, havendo o reator A.2.C2 apresentado ao longo de todo o experimento valores de pH iguais ou superiores ao do reator de tratamento, o que não era previsível

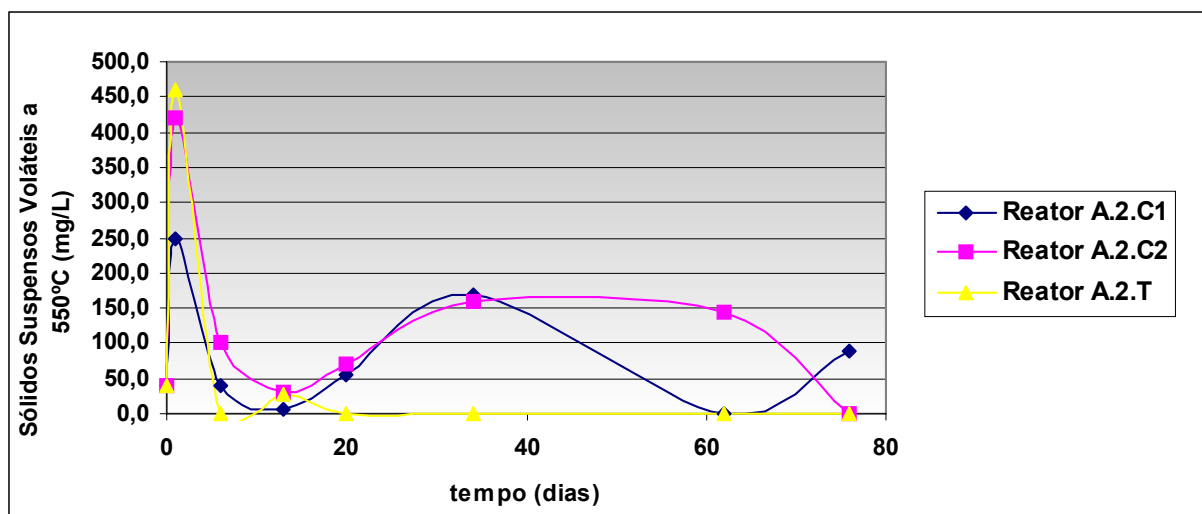


Figura 5.7 – Concentrações de sólidos suspensos voláteis nas amostras de lixiviados provenientes dos reatores da Subfase A.2

Verificou-se que o lixiviado interno ao reator de tratamento registrou um máximo de eficiência acumulada de remoção de DBO_5 no dia 48 (88,64%), havendo progressivamente registrado queda a partir de tal data. A eficiência acumulada de remoção de DQO no mesmo dia havia alcançado 63,45%, mantendo-se praticamente estável, com crescimento de apenas 3,97 pontos percentuais no período de 28 dias que sucedeu o dia 48. A relação DBO_5/DQO alcançou um mínimo de 0,19 no mesmo dia, vindo a crescer vigorosamente a partir daí até 0,58 no dia 76. As amostras provindas do mesmo reator apresentaram-se escurecidas e menos translúcidas nos dias 62 e 76. Neste último dia, a abertura dos reatores com meio suporte permitiu verificar-se o *descolamento* dos filmes bacterianos das unidades do meio suporte. Diagnosticou-se, portanto, que a partir de um momento próximo ao dia 48 os filmes biológicos tornaram-se endógenos nas interfaces com o meio suporte, devido à escassez de substrato facilmente assimilável anaerobicamente, havendo o desprendimento de biofilme e inserção, no meio líquido, de matéria orgânica adsorvida nas camadas superficiais dos filmes.

O lixiviado utilizado na alimentação dos três reatores, proveniente da mesma fonte do utilizado na Subfase A.1, apresentou $\text{pH} = 8,1$, $3300 \text{ mgDBO}_5/\text{L}$ e $5280 \text{ mgDQO}/\text{L}$ (relação $\text{DBO}_5/\text{DQO} = 0,63$). Observando-se as características do lixiviado bruto utilizado na Subfase A.1 [pH (médio) = 8,3; pH (mediano) = 8,2; DBO_5 (médio) = $4976 \text{ mgO}_2/\text{L}$; DBO_5 (mediano) = $4570 \text{ mgO}_2/\text{L}$; DQO (médio) = $9379 \text{ mgO}_2/\text{L}$; DQO (mediano) = $8710 \text{ mgO}_2/\text{L}$; relação DBO_5/DQO (média) = DBO_5/DQO (mediana) = 0,53], o comparativo direto indica

que o lixiviado utilizado na Subfase A.2 encontrava-se com um grau de diluição 50% a 60% superior ao “*lixiviado bruto médio*” utilizado na Subfase A.1. Todavia, o comparativo das relações DBO_5/DQO indica que este último encontrava-se num *estágio médio de degradação anaeróbia* mais avançado do que o utilizado na Subfase A.2.

Enquanto que a Subfase A.1 indicou que um TDH superior a 56 d não é vantajoso tanto operacional quanto economicamente para filtros anaeróbios tratando lixiviados com as características do utilizado naquela subfase, a Subfase A.2 indica, para o lixiviado utilizado, mesmo que com limitada validade do ponto de vista estatístico pela ausência de repetição, que esse TDH ótimo seria provavelmente não superior a 48 dias. As figuras 5.8 e 5.9 apresentam as plotagens conjuntas dos resultados da Subfase A.1 resumidos por médias por TDH e dos resultados referentes ao reator A.2.T. Nas figuras 5.8 e 5.9, os traçados não devem ser compreendidos como curvas reais, mas têm papel apenas ilustrativo. Verifica-se que os pontos (TDH, remoção de DBO_5) referentes a ambas as subfases aproximam-se bastante. No caso das remoções de DQO *versus* TDH não há tal proximidade, contudo, verifica-se que ambos os patamares de estabilidade relativa apresentam-se logo após TDH de 48 d, o que é um fato de significado expressivo.

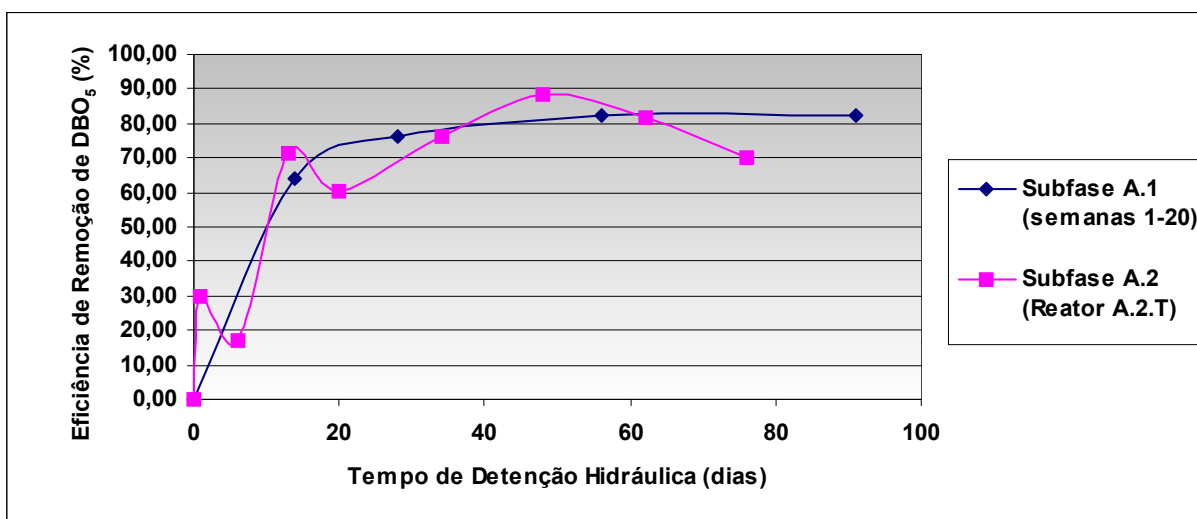


Figura 5.8 – Plotagem conjunta de eficiências de remoção de DBO_5 relativas às médias por TDH da Subfase A.1 (semanas 1-20) e performance do reator A.2.T

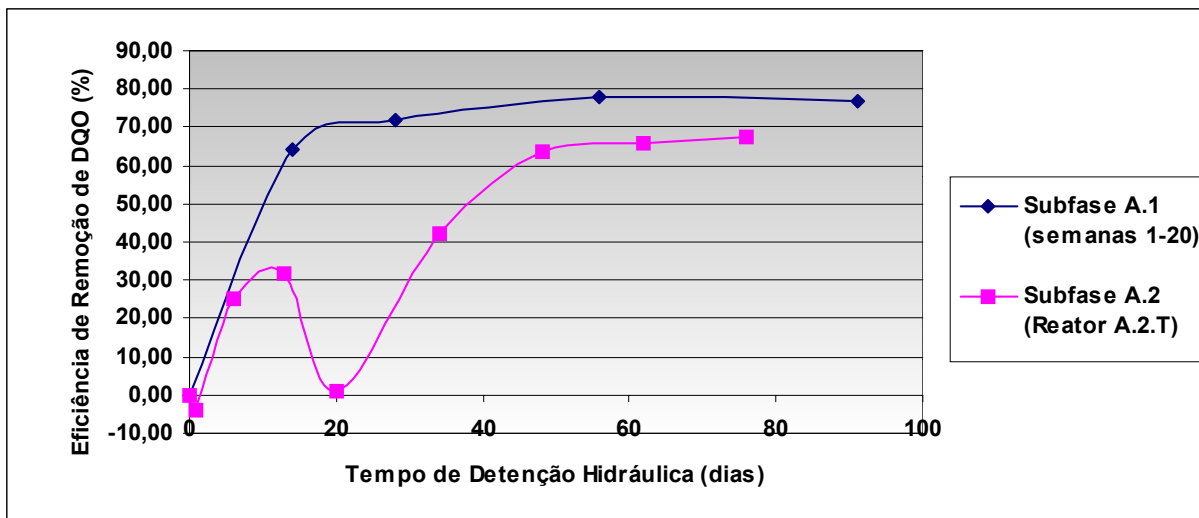


Figura 5.9 – Plotagem conjunta deficiências de remoção de DQO relativas às médias por TDH da Subfase A.1 (semanas 1-20) e performance do reator A.2.T

As Figuras D.11 e D.12 apresentam as variações das frações solúveis das demandas bioquímica e química de oxigênio nos lixiviados interiores aos reatores da subfase A.2. Visto que tais frações já eram elevadas no afluente bruto, as variações apresentadas representam, muito mais, efeitos de representatividade das amostras analisadas do que alguma variação real, que seria esperada como elevação das frações solúveis até 100% em função do tempo.

5.1.3 Subfase A.3: Eficiência *versus* tempo de detenção hidráulica (processo *dinâmico* em semi-batelada) em filtros anaeróbios operando em dois estágios

As características do afluente utilizado na Subfase A.3, bem como dos efluentes dos reatores e as temperaturas ambientes máximas e mínimas semanais são apresentados nas tabelas B.15 – B.20. As cargas orgânicas aplicadas semanalmente aos reatores são apresentadas nas tabelas C.10 a C.13. Todos os dados são apresentados como resumos das respectivas médias e dispersões nas tabelas E.14 – E.19.

As taxas volumétricas aplicadas aos reatores, funções dos TDH e dos volumes de vazios internos dos reatores, foram, para TDH = 14 d, de 0,0163 e 0,0164 $\text{m}^3/(\text{m}^3.\text{d})$ [correspondendo à taxa superficial de 0,0139 $\text{m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$] para os reatores A.3.a e A.3.b,

respectivamente, e de $0,0154 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [correspondendo à taxa superficial de $0,0131 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] para os reatores A.3.c e A.3.d. Essas taxas foram modificadas para $0,0073 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [correspondendo à taxa superficial de $0,0062 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] e $0,0068 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ [correspondendo à taxa superficial de $0,0058 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$], para reatores de primeiro e segundo estágios respectivamente, com a elevação do TDH para 21 d.

As relações DBO_5/DQO relativas ao afluente e aos efluentes são apresentadas na Tabela C.14 e resumidas na Tabela E.20

A Subfase A.3 agregou, além dos parâmetros monitorados na Subfase A.1, também o monitoramento de cromo total (metal que não forma sulfetos estáveis em meio anaeróbio, dificultando sua remoção natural do seio do líquido), ácidos graxos voláteis totais e sólidos suspensos totais, no sentido de prover-se informações adicionais sobre a conveniência do tratamento de lixiviados em filtros anaeróbios. As tabelas C.15 – C.20 apresentam as eficiências globais de remoção de DBO_5 , DQO, ácidos graxos voláteis totais, cromo total e sólidos suspensos totais obtidas em cada reator, operando sob ambos os TDH utilizados, e conjuntamente, como eficiências de sistema de dois estágios. Sendo E_1 e E_2 as eficiências globais de remoção de dois estágios, 1 e 2, demonstra-se que a eficiência de remoção total em dois estágios pode ser calculada como $E_{\text{TOTAL}} = E_1 + E_2 - E_1 \times E_2$. Quando efetuado um paralelo entre reatores de mesmo estágio, operando sob mesmo TDH, e sistemas conjugados de dois estágios, também operando sob mesmo TDH, as eficiências obtidas são bastante próximas, induzindo a aceitar-se as médias calculadas como representativas, exceção feita à discrepância das eficiências globais de remoção de DBO_5 relativas aos reatores A.3.c e A.3.d operando sob $\text{TDH} = 14 \text{ d}$, o mesmo não ocorrendo quando o TDH foi incrementado a 21 d. As Tabelas 5.6 e 5.7 apresentam o resumo das eficiências por reator, por sistema de dois estágios e as médias dos sistemas análogos para os dois TDH.

Tabela 5.6 – Resumo de eficiências obtidas na Subfase A.3 para $TDH_{total} = 28$ d

Reator	DBO ₅	DQO	AGV	Cr	SST
• A.3.a (TDH = 14 d)	62,34%	51,96%	60,03%	40,89%	77,96%
• A.3.b (TDH = 14 d)	58,17%	54,09%	67,42%	36,06%	75,26%
• A.3.c (TDH = 14 d)	12,31%	18,92%	27,22%	30,17%	45,55%
• A.3.d (TDH = 14 d)	42,90%	18,32%	19,15%	29,53%	37,76%
• A.3.a + A.3.c (reator de 2 estágios com TDH = 28 d)	66,98%	61,05%	70,91%	58,72%	88,00%
• A.3.b + A.3.d (reator de 2 estágios com TDH = 28 d)	76,11%	62,50%	73,66%	54,94%	84,60%
• Média p/ reatores de 1º estágio com TDH = 14 d	60,25%	53,02%	62,72%	38,48%	76,61%
• Média p/ reatores de 2º estágio com TDH = 14 d	27,61%	18,62%	23,19%	29,85%	41,66%
• Média dos sistemas de 2 estágios	71,55%	61,77%	72,28%	56,83%	86,30%

Tabela 5.7 – Resumo de eficiências obtidas na Subfase A.3 para $TDH_{total} = 42$ d

Reator	DBO ₅	DQO	AGV	Cr	SST
• A.3.a (TDH = 21 d)	69,00%	64,32%	70,92%	-2,53%	87,52%
• A.3.b (TDH = 21 d)	66,35%	64,81%	71,83%	-1,22%	86,71%
• A.3.c (TDH = 21 d)	46,23%	37,56%	42,44%	-36,94%	85,68%
• A.3.d (TDH = 21 d)	39,31%	36,94%	44,10%	-24,19%	86,70%
• A.3.a + A.3.c (reator de 2 estágios com TDH = 42 d)	83,33%	77,72%	83,26%	-40,40%	98,21%
• A.3.b + A.3.d (reator de 2 estágios com TDH = 42 d)	79,58%	77,81%	84,25%	-25,71%	98,23%
• Média p/ reatores de 1º estágio com TDH = 28 d	67,68%	64,56%	71,38%	-1,88%	87,12%
• Média p/ reatores de 2º estágio com TDH = 28 d	42,77%	37,25%	43,27%	-30,57%	86,19%
• Média dos sistemas de 2 estágios	81,46%	77,76%	83,76%	-33,06%	98,22%

Remoções de demanda química e bioquímica de oxigênio

Os reatores de primeiro estágio, operando com $TDH = 14$ d, obtiveram as performances correspondentes às relatadas entre as semanas 23 e 31 da Subfase A.1, com eficiências globais de remoção de DBO₅ de 62,34% e 58,17% (média: 60,25%) e DQO de 51,96% e 54,09% (média: 53,02%), respectivamente. As médias foram algo inferiores àquelas relativas ao período total de operação dos mesmos reatores (então denominados A.1.a e A.1.b,

respectivamente) na Subfase A.1 (semanas 1-31), 64,97% para DBO₅ e 60,81% para DQO, provavelmente pelo fato da operação entre as semanas 23-31 da Subfase A.1 (correspondente às semanas 1-9 da Subfase A.3) ter-se dado durante o inverno, com temperaturas mais baixas.

Quando operando sob TDH de 21 d, os reatores A.3.a e A.3.b apresentaram eficiências globais de remoção de DBO₅ de 69,00% e 66,35% (média: 67,68%) e de DQO de 64,32% e 64,81% (média: 64,56%), respectivamente, verificando-se, portanto, incrementos próximos a 10 pontos percentuais em relação às eficiências médias obtidas com TDH = 14 d.

As eficiências globais de remoção referentes aos reatores de segundo estágio devem ser compreendidas como complementares em relação às obtidas pelos reatores de primeiro estágio. Uma vez que, como foi verificado, percentuais superiores a 50% da matéria orgânica original do afluente foram abatidas no primeiro estágio, pode-se esperar eficiências de remoção inferiores no segundo estágio, vista a redução de substrato utilizável anaerobicamente. Para o TDH = 14 d os reatores A.3.c e A.3.d apresentaram eficiências globais de remoção de DBO₅ de 12,31% e 42,90% (média: 27,61%) e DQO de 18,92% e 18,32% (média: 18,62%), respectivamente. Elevando-se o TDH a 21 d os mesmos reatores apresentaram eficiências globais de remoção de DBO₅ de 46,23% e 39,31% (média: 42,77%) e DQO de 37,56% e 36,94% (média: 37,25%), respectivamente, portanto bastante superiores àquelas obtidas com TDH = 14 d.

A Tabela 5.8 apresenta o comparativo direto entre as médias das eficiências globais de remoção dos reatores com TDH = 28 d da Subfase A.1 (A.1.c e A.1.d, período: semanas 1-20) e as médias das eficiências obtidas com os sistemas de dois estágios com tempo de detenção hidráulica total de 28 d da Subfase A.3. Verifica-se que a média das eficiências globais de remoção de DBO₅ desempenhadas pelos reatores da Subfase A.1 supera à correspondente aos sistemas de dois estágios da Subfase A.3 em apenas 4,85 pontos percentuais, principalmente devido ao fraco desempenho do reator A.1.c, contudo a diferença dos desempenhos na remoção de DQO entre os reatores de ambas as subfases é mais expressiva, alcançando a diferença média de dez pontos percentuais. Verificaram-se características médias muito próximas dos afluentes utilizados durante as semanas 1-20 da Subfase A.1 em relação aqueles utilizados na Subfase A.3, durante o período de testes com sistema de dois estágios com TDH total de 28 d. Os reatores da Subfase A.1 operaram, entre semanas 1 e 20, durante estações quente e moderada (temperaturas registradas entre 12°C e

42°C), entre janeiro e maio, enquanto que os reatores da Subfase A.3 em TDH = 28 d operaram em junho e julho (temperaturas registradas: entre 4,5°C e 32°C), portanto durante o inverno. O diferencial entre temperaturas médias relativas aos períodos pode ser responsável pelas diferenças nas eficiências obtidas. Se este é um diferencial, porém, por outro lado, as observações nos levam a concluir que não foi verificada evidência de desempenho superior dos reatores de dois estágios sobre os de estágio único para iguais TDH.

Tabela 5.8 – Comparativo entre as eficiências globais de remoção de matéria orgânica referentes aos reatores da Subfase A.1 com TDH = 28 d (semanas 1-20) e dos reatores da Subfase A.3 operando com TDH total de 28 d

Reatores	DBO ₅	DQO
Reator A.1.c	73,59%	71,22%
Reator A.1.d	79,22%	72,20%
Média reatores A.1.c e A.1.d	76,40%	71,71%
Sistema (A.3.a + A.3.c) a TDH = 28 d	66,98%	61,05%
Sistema (A.3.b + A.3.d) a TDH = 28 d	76,11%	62,50%
Média sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) a TDH = 28 d	71,55%	61,77%

O trabalho com TDH total de 42 dias deu-se num período total de apenas 5 semanas (agosto e início de setembro, temperaturas registradas variáveis entre 5°C e 35°C). As eficiências globais de remoção dos sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) foram, respectivamente de 83,33% e 79,58% (média: 81,46%, diferença: 3,75 pontos percentuais) para DBO₅ e 77,72% e 77,81% (média: 77,76%, diferença: 0,09 pontos percentuais) para DQO. Esses resultados são expressivamente superiores aos obtidos utilizando TDH = 28 d, ainda que essa comparação não leve em conta o fator *temperatura*.

As figuras 5.10 e 5.11 apresentam, conjuntamente aos resultados das subfases A.1 e A.2, a plotagem das médias de remoção global de DBO₅ e DQO para TDH de 14, 21, 28 e 42 dias, resultados provenientes da operação dos reatores de 1º estágio e dos sistemas conjugados da Subfase A.3.

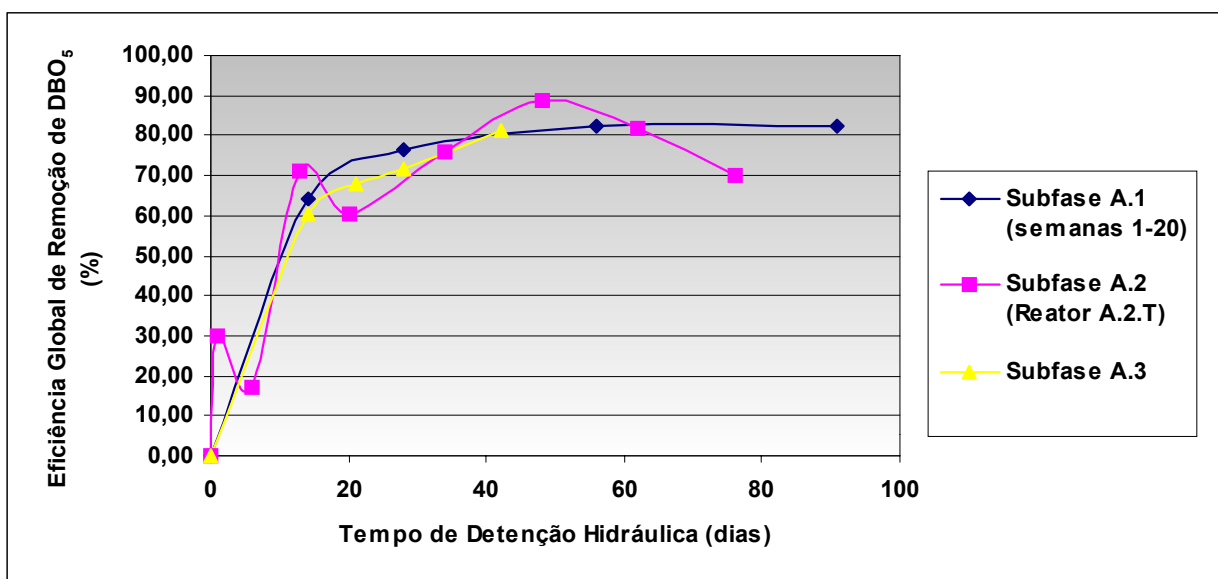


Figura 5.10 – Plotagem conjunta das médias de eficiências globais de remoção de DBO_5 dos reatores de iguais TDH que operaram nas subfases A.1, A.2 e A.3

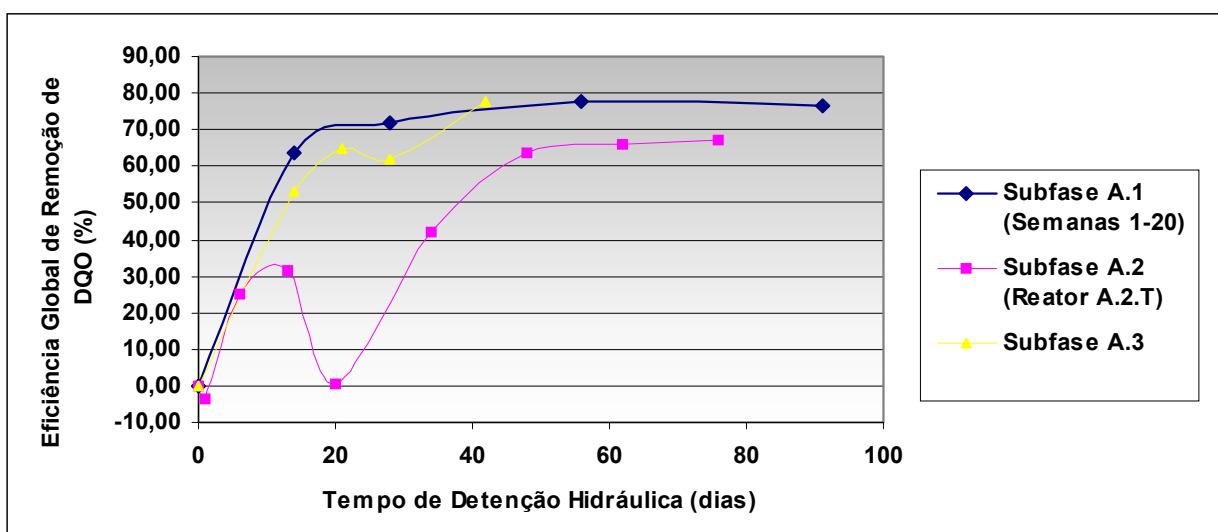


Figura 5.11 – Plotagem conjunta das médias de eficiências globais de remoção de DQO dos reatores de iguais TDH que operaram nas subfases A.1, A.2 e A.3

A plotagem conjunta dos resultados dos três subfases que compõem a Fase A demonstra proximidade de comportamento entre as “curvas” de remoção, sobretudo relativas às subfases A.1 e A.3, excetuando-se o comportamento obtido na Subfase A.2 para remoção global de DQO.

Remoção de ácidos graxos voláteis

Grande parcela da matéria carbonácea dos lixiviados encontra-se na forma de ácidos graxos voláteis, portanto a remoção de AGV de um lixiviado deve encontrar-se fortemente relacionada com a remoção de demanda de oxigênio. As figuras D.13 e D.14 apresentam as plotagens, para os reatores operando individualmente com TDH = 14 d e 21 d, respectivamente, dos pares (remoção global de AGV, remoção global de DBO₅) e (remoção global de AGV, remoção global de DQO), utilizando-se resultados referentes aos desempenhos individuais e conjugados dos reatores de 1º e 2º estágio. Pode-se observar a forte correlação entre a remoção de matéria orgânica e de AGV, de modo que a relação entre a eficiência de remoção de AGV e o TDH pode ser aproximada por uma equação análoga à proposta por Young (3-9).

Os reatores de 1º estágio removeram percentuais superiores a 60% de AGV trabalhando sob TDH de 14 d, e superiores a 70% trabalhando sob TDH de 21 d. Das concentrações de AGV remanescentes dos primeiros estágios, os reatores de segundo estágio removeram 19,15% a 27,22% e 42,44 a 44,10%, para, respectivamente, TDH = 14 d e 21 d. Os sistemas conjugados de dois estágios apresentaram remoções globais de AGV de 70,91% - 73,66% para TDH = 28 d e 83,26% - 84,25% para TDH = 42 d.

Remoção de cromo total

O monitoramento das concentrações de cromo total (somatório das concentrações de cromo em todos os estados de valência) foi conduzido de modo a verificar-se a sua remoção dos lixiviados promovida pelo processo de biossorção/bioacumulação nos biofilmes. Quando do início da Subfase A.3, todos os reatores dessa subfase haviam operado durante 147 dias na Subfase A.1, havendo anteriormente sido aclimatados com lixiviado durante 112 dias, o que soma 259 dias em contato com lixiviados contendo metais, período em que, supõe-se os filmes microbianos biossorveram e acumularam certas massas de tais espécies químicas. Tendo sido escolhido por constituir-se no único metal pesado normalmente referido como não formador de sulfetos estáveis para sua remoção do seio do lixiviado em tratamento, o cromo apresentou eficiências positivas de remoção em todos os reatores da Subfase A.3 operando com TDH = 14 d. Os reatores de 1º estágio, operando sob TDH de 14 d, apresentaram remoções globais próximas (média: 38,48%), enquanto que a proximidade das eficiências dos

reatores de 2º estágio foi ainda maior (média: 29,85%). As eficiências globais dos sistemas de dois estágios diferiram em menos de quatro pontos percentuais (média: 56,83%). A operação dos reatores utilizando TDH = 21 d ocasionou a inversão do efeito líquido de bioissorção observado anteriormente: os balanços de massa para cromo aplicados aos reatores indicaram superiores retiradas de massa de cromo com os efluentes em relação às entradas com os afluentes. As eficiências globais relativas ao período foram de -2,53% e -1,22% para os reatores de 1º estágio, A.3.a e A.3.b, respectivamente, e de -36,94% e -24,19% para os reatores de 2º estágio, A.3.c e A.3.d, respectivamente. Não há uma avaliação precisa para o ocorrido, até mesmo porque o período de trabalho com tal TDH não ultrapassou 42 dias. Observa-se, porém, que a partir da semana 8 da subfase, com os reatores operando sob TDH = 14 d, as diferenças entre as concentrações de cromo afluentes e efluentes tornaram-se diminutas. Portanto, nesse período já registra-se o final do processo ativo de bioissorção, que foi marcante nas primeiras oito semanas da subfase. Teoricamente pode-se estabelecer que a capacidade de bioissorção de um elemento de biofilme, considerada como a somatória de todos os fenômenos que resultam na concentração de uma espécie química no mesmo elemento, vá diminuindo a partir do momento em que a taxa líquida de crescimento do meio biológico anule-se. Devido à crescente saturação do metal nos sítios do biofilme estabilizado, haverá um momento em que cessará o processo de bioissorção. Efeitos deletérios da excessiva bioacumulação de certas espécies metálicas nas células podem levar a problemas metabólicos e morte. O desprendimento de células saturadas no metal na interface filme-líquido poderá reconcentrar a espécie na fase líquida. Tal fenômeno pode, no caso em pauta, ter ocasionado o efeito verificado na utilização da segunda taxa de aplicação da Subfase A.3, ainda que com os dados disponíveis, tal afirmativa consista em mera especulação. Prevê-se, porém, que em filtros anaeróbios, a remoção de metais por bioissorção seja um efeito transiente, não perene, desde que não haja algum processo de dessorção associado (o que torna-se praticamente impossível em filtros de base de aterro).

Remoção de sólidos suspensos totais

Pode-se prever três mecanismos de remoção de SST de lixiviados tratados em filtro anaeróbio: (1) remoção de SSF por sedimentação no fundo do reator e sobre o meio suporte, (2) remoção de SSF por efeito de filtração nos interstícios do meio suporte ocupados

pelo meio biológico retido e (3) remoção biológica de SSV por mecanismos de solubilização, adsorção em filme biológico e metabolismo anaeróbio. Somente o efeito conjunto desses mecanismos, ou seja, a remoção de SST foi monitorado. As médias das remoções globais de SST dos sistemas de dois estágios foram de 86,30% para TDH = 28 d e 98,22% para TDH = 42 d. Os reatores de primeiro estágio foram responsáveis por mais de 75% e 85%, respectivamente, dessas remoções. O sistema operando com TDH = 42 d obteve remoção praticamente total dos SST presentes no afluente. Este resultado é muito importante por prever que um filtro anaeróbio convenientemente dimensionado produzirá um efluente praticamente livre de sólidos fixos que possam ocasionar depósitos indesejáveis em unidades subseqüentes e corpos receptores, bem como praticamente toda a matéria orgânica remanescente apresentar-se-á na forma solúvel, o que influenciará marcadamente o projeto das unidades de pós-tratamento. Outra conclusão importante é a de que o projetista deverá, de modo conservador, prever que todo conteúdo de SSF afluente será depositado no fundo do filtro, ali permanecendo, progressivamente colmatando-o, pelo que, se o filtro projetado for de base de aterro, a projeção da camada colmatada durante a vida útil do aterro indicará a altura em relação à base em que deverão situar-se os drenos de retirada de efluente, sob pena de formar-se uma bacia fechada, elevando progressivamente o seu nível piezométrico, comprometendo a estabilidade do maciço.

A Tabela 5.9 apresenta as características médias do afluente utilizado na Subfase A.3 conjuntamente com as concentrações, pH e valores da relação DBO_5/DQO relativos aos efluentes obtidos na mesma subfase, utilizando-se os TDH de 28 d e 42 d.

Verifica-se que o afluente médio utilizado durante o período em que o TDH dos reatores individuais foi elevado a 21 d apresenta características de superior estabilização em relação ao previamente utilizado na mesma subfase. Esta conclusão encontra-se relacionada não propriamente às demandas de oxigênio, inferiores no afluente da segunda etapa, mas, principalmente aos valores do pH e da relação DBO_5/DQO . Embora tal, verifica-se, portanto, que a elevação do TDH exerceu papel mais relevante do que as concentrações de substrato nas eficiências de remoção de matéria carbonácea, conforme resultados previamente apresentados. A variabilidade das características dos lixiviados brutos utilizados nas três subfases da Fase A do experimento, tanto no que diz respeito às concentrações de matéria orgânica (a cujas taxas de estabilização há uma relação de proporcionalidade direta, conforme

cinética de primeira ordem) quanto às frações destas degradáveis anaerobicamente (comumente relacionadas com o parâmetro DBO₅/DQO) certamente compromete, a rigor, as conclusões obtidas a partir de comparativos de resultados referentes a diferentes condições de contorno. Assim, embora resultados provenientes de diferentes tratamentos tenham sido apresentados conjuntamente nas figuras 5.10 e 5.11, há que observar-se os limites de validade dessa apresentação, que rigorosamente somente seria validada se todas as condições de contorno, sobretudo temperatura e qualidade do afluente fossem idênticas para todos os sistemas. Esta última condição, dada a natureza do lixiviado de aterros sanitários, possivelmente somente seria cumprida se ao longo do tempo de pesquisa fosse utilizado lixiviado proveniente de um mesmo lote inicialmente equalizado e esterilizado para resguardo de suas características originais com o passar do tempo, o que seria de prática deveras difícil em um experimento realizado em escala piloto.

Tabela 5.9 – Características médias do afluente utilizado e dos efluentes gerados na Subfase A.3

	DBO₅ (mgO₂/L)	DQO (mgO₂/L)	pH*	DBO₅/DQO
Afluente TDH = 28 d	5440,0	10284,4	8,1	0,53
Efluentes TDH = 28 dias	1215,0	2945,6	8,1	0,41
Afluente TDH = 42 d	2618,0	5824,0	8,1	0,46
Efluentes TDH = 42 dias	840,0	2469,0	8,2	0,35

* aqui, como em todas as médias de resultados para o parâmetro pH calculadas no presente trabalho, adotou-se o cálculo de somatório dos resultados dividido pelo número de parcelas, o que a rigor seria errôneo, considerando que o pH representa o co-logaritmo de uma concentração.

5.2 Fase B - Pesquisa com Filtro Aeróbio de Baixa Taxa

5.2.1 Subfase B.1: Testes preliminares: Observação da variação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em relação às taxas volumétricas de aplicação e às cargas orgânicas aplicadas utilizando lixiviado proveniente do Aterro Extrema

A Subfase B.1 destinou-se a determinar, grosseiramente, os limites superiores de carga orgânica e taxa superficial de aplicação passíveis de produzirem resultados positivos quando aplicados ao biofiltro aeróbio. O lixiviado utilizado nesta subfase, fartamente disponível no Aterro Extrema, nas proximidades dos aparatos de pesquisa, mostrou-se adequado aos testes, visto encontrar-se com elevado grau de estabilização anaeróbia. Foram utilizadas 5 taxas superficiais de aplicação [0,608, 0,270, 0,211, 0,169 e 0,127 m³/(m².d)], para cada qual foram realizadas três aplicações monitoradas [excetuando-se a taxa de 0,608 m³/(m².d), para a qual foram conduzidas apenas duas aplicações]. Inclusa nesta fase apresenta-se também uma aplicação de 0,084 m³/(m².d), sem repetição. As cargas orgânicas aplicadas, referenciadas em termos de kgDBO₅/(m³.d) e kgDQO/(m³.d) variaram marcadamente para cada taxa superficial utilizada, em função das variações diárias de concentração do lixiviado utilizado. O pH dos afluentes variou entre 7,9 e 8,5; a DBO₅, muito variável, apresentou mínima de 430 mgO₂/L e máxima de 3270 mgO₂/L (média: 1682 mgO₂/L); a DQO, menos variável apresentou mínima de 2010 mgO₂/L e máxima de 6480 mgO₂/L (média: 5002 mgO₂/L). Muito mais constantes foram as concentrações de NTK do afluente (1880-2900 mgN/L, média: 2612 mgN/L), e, portanto, as cargas nitrogenadas aplicadas dentro de uma mesma taxa volumétrica. A variabilidade do afluente afetou de forma negativa os testes, visto que a eficiência de um filtro aeróbio é função, além de outras variáveis de contorno, das cargas orgânicas e taxas superficiais aplicadas, bem como da relação DBO₅/NTK do afluente. Todavia, como já mencionado, os testes preliminares foram conduzidos para obter-se uma avaliação grosseira da eficiência do filtro, destinando-se a Subfase B.2 para testes mais acurados, com aclimações prévias do biofiltro às taxas superficiais selecionadas e longos períodos de aplicação das mesmas.

A Tabela B.21 apresenta os resultados analíticos referentes a amostras do afluente e do efluente de cada aplicação na subfase. As tabelas C.21.a e C.21.b apresentam as cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas e as eficiências de remoção para cada aplicação da subfase. As figuras D.15 – D.20 apresentam as plotagens das taxas de aplicação superficial *versus* remoções de DBO₅, DQO e NTK e ainda cargas orgânicas e nitrogenadas *versus* remoções obtidas, para cada taxa superficial utilizada. Em todos os gráficos foram inseridas linhas de tendência lineares calculadas via regressão pelo método dos mínimos quadrados utilizando-se como ferramenta o aplicativo computacional MS EXCEL[®]. Quando desconsiderado o efeito da variação das cargas aplicadas, as correlações entre as eficiências obtidas e as taxas superficiais mostraram-se muito pobres. A segregação dos resultados obtidos em grupos por taxas superficiais, plotados *versus* cargas aplicadas demonstrou correlações lineares bastante mais consistentes entre cargas orgânicas e nitrogenadas e eficiências de remoção, o que era esperado.

Referentemente a DBO₅ e nitrogênio total de Kjeldahl, verificaram-se tendências a reduções das eficiências de remoção com o aumento das taxas superficiais de aplicação. O contrário foi observado para a eficiência de remoção de DQO, que elevou-se em função da taxa superficial. Verificou-se que para todas as taxas superficiais utilizadas houve acréscimo da eficiência de remoção em função da elevação da carga de DBO₅ aplicada, o que sugere que o principal efeito observado tenha sido o de transporte de matéria orgânica entre os biofilmes e o afluente ou *lavagem* do filtro. Relativamente à DQO, igualmente, dentro de uma mesma taxa, o aumento da concentração do afluente (elevação da carga de DQO aplicada) induziu superiores remoções de DQO [exceção feita para a taxa de 0,127 m³/(m².d), em que tal comportamento inverteu-se]. Relativamente ao NTK, sua remoção foi positiva para todas as taxas superficiais e cargas nitrogenadas utilizadas, havendo-se registrado aumento da eficiência de remoção com as reduções da taxa superficial aplicada e, em três das cinco taxas utilizadas com número de aplicações superior a uma, elevação da mesma eficiência com o aumento da carga nitrogenada aplicada. O fato de que o resultado líquido de várias aplicações de afluente ao biofiltro tenha sido agregar matéria orgânica ao líquido comprova a idéia de que o reator operou durante a fase preliminar em condição transiente. Devido ao fato de os testes terem realizado-se com poucas repetições e com pouco tempo de aclimação do filtro às taxas aplicadas, as interpretações devem manter um caráter mais generalista e menos

restritivo. Reduzidas parcelas do NTK removido apresentaram-se nos efluentes como formas inorgânicas de nitrogênio, ainda que a geração de nitritos tenha sido relativamente elevada nesta subfase. Possivelmente os mecanismos preponderantes de remoção de NTK tenham sido *stripping* de amônia e bioissorção nos filmes biológicos, embora não hajam evidências de que o processo combinado nitrificação-desnitrificação não tenha ocorrido. Tendo-se em vista a intenção primordial da operação com biofiltro aeróbio, de remoção de demanda de oxigênio nitrogenada, optou-se, a partir dos resultados da Subfase B.1, em trabalhar-se com taxas de aplicação superficial não superiores a $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, de modo a preverem-se remoções de NTK superiores a 40% e não elevarem-se excessivamente as cargas orgânicas aplicadas, obtendo-se algum grau de remoção de matéria orgânica combinada com a remoção de NTK. Foram eleitas na subfase seguinte a própria taxa de $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, a taxa correspondente à metade dessa [$0,042 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$] e a taxa média entre ambas [$0,063 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$].

5.2.2 Subfase B.2: Observação da variação das eficiências de remoção utilizando-se cargas orgânicas aplicadas variáveis dentro de três diferentes taxas superficiais de aplicação

A Subfase B.2 foi concebida de modo a trabalhar-se com taxas de aplicação superficial e cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas que possibilitassem elevadas eficiências de remoção de NTK e, ao mesmo tempo, alguma redução da matéria orgânica residual do tratamento anaeróbio. O lixiviado utilizado para as aplicações ao biofiltro aeróbio proveio dos efluentes da Subfase A.3 do experimento, conduzida simultaneamente. Foram escolhidas três taxas de aplicação superficial, $0,042$, $0,063$ e $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, mantendo-se aplicações diárias durante 42 d, 42 d e 32 d, respectivamente. Tendo-se em vista aspectos financeiros e operacionais da pesquisa, embora os tempos totais de aplicação tenham superado 30 dias para cada taxa superficial aplicada, foram monitoradas apenas seis aplicações por taxa. Os volumes de efluente gerados semanalmente pela Subfase A.3 apresentaram-se suficientes para manter as características do afluente aplicado ao biofiltro constantes durante períodos de sete dias. Instituiu-se o procedimento de aplicar lixiviado de um mesmo volume reservado equalizado durante seis dias sem monitoramento e, após, com monitoramento de afluente e efluente no sétimo dia. Após o fechamento de cada ciclo semanal, constituía-se novo inventário de efluente da Subfase A.3 para utilização como afluente do biofiltro durante

os sete dias seguintes. Desta maneira o filtro aeróbio mantinha-se aclimatado à taxa superficial durante várias semanas, e à carga orgânica aplicada por vários dias (usualmente seis) antes da aplicação monitorada. Desta maneira, embora a subfase deva ser encarada apenas como um *estudo preliminar*, consideram-se os resultados obtidos como altamente representativos, atribuindo-se as variabilidades dentro de uma mesma taxa superficial às cargas orgânica e nitrogenada variáveis aplicadas, ou, em outros termos, à variabilidade das características dos afluentes utilizados. Evidentemente, a temperatura exerce marcante influência nos processos de transporte de massa entre os biofilmes e a fase líquida, nas taxas de bioconversão dos substratos e no próprio processo de *stripping* de amônia. As temperaturas de trabalho mantiveram-se na faixa de 11°C a 35°C.

A Tabela B.22 apresenta os resultados analíticos referentes às amostras dos afluentes e efluentes das dezoito aplicações monitoradas da Subfase B.2. As cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas e as eficiências de remoção são apresentadas, reunidas por taxas de aplicação superficial, nas tabelas C.22.a, C.22.b e C.22.c. Os resultados constantes nas referidas tabelas são apresentados como resumos das médias e dispersões nas tabelas E.21 – E.26.

1ª taxa de aplicação superficial: 0,042 m³/(m².d)

Dentro do intervalo de 42 dias em que o biofiltro recebeu aplicação diária de 10 L de lixiviado, o correspondente a 0,042 m³/(m².d), as aplicações com monitoramento de afluente e efluente deram-se nos dias 7, 14, 21, 28, 35 e 42. Cada aplicação monitorada deu-se após 6 dias de utilização do mesmo afluente selecionado, portanto, com aclimatação prévia do reator às cargas orgânica e nitrogenada aplicadas. Tais cargas mantiveram-se dentro os limites de 0,028-0,051 kgDBO₅/(m³.d), 0,071-0,089 kgDQO/(m³.d), 0,051-0,054 kgNH₄⁺-N/(m³.d), 0,004-0,007 kgN(orgânico)/(m³.d) e 0,055-0,059 kgNTK/(m³.d), portanto com razoável variabilidade em função da DBO₅ do afluente, mas com elevada estabilidade em função de DQO e concentrações de nitrogênio do mesmo. O pH do afluente manteve-se entre 8,2 e 8,4 e a alcalinidade entre 11.790 e 12.200 mgCaCO₃/L, portanto, também muito estáveis. Igualmente, as temperaturas ambientes e do afluente mantiveram-se muito próximas e com pouca variabilidade.

A relação DBO_5/NTK do afluente aplicado variou entre 0,50 e 0,92 (média: 0,65, mediana: 0,62). As remoções obtidas para DBO_5 variaram entre 16,95% e 62,73% (média: 42,73%, mediana: 39,77%). Estranhamente as aplicações acarretaram elevações nas demandas químicas de oxigênio dos afluentes, em média de 6,33%, exceto por uma eficiência positiva registrada (10,17%, na quinta aplicação monitorada). Foram registradas remoções de AGV entre 6,19% e 82,65% (média das eficiências positivas: 27,56%), embora um resultado aponte acréscimo de AGV de 57,98% em relação ao afluente. O consumo de alcalinidade, previsto para processos que contemplem nitrificação e desnitrificação, ocorreu em todas as aplicações. As eficiências de remoção de alcalinidade obtidas variaram entre 23,01% e 44,90%. Paradoxalmente, as variações de pH registradas foram nula, em um caso, e negativas nas cinco outras aplicações, isto é, os pH dos efluentes apresentaram-se superiores aos dos respectivos afluentes. SPENGLER e DZOMBAK (1991) operando com biodiscos rotativos (aeróbios) obtiveram o mesmo efeito, que justificam pela transferência de parte do dióxido de carbono dissolvido existente no lixiviado para a atmosfera, onde o mesmo apresenta-se em inferior pressão parcial. Em um sistema de fluxo turbulento como o filtro aeróbio experimental podem-se esperar perdas substanciais da acidez presente no lixiviado na forma de CO_2 por processo de *stripping*. Todos os resultados registram elevação das concentrações de fósforo nos efluentes em relação às concentrações originais dos afluentes (elevação média de 109,15%). O biofiltro operou progressivamente durante 144 dias, durante os processos de geração de biofilmes, aclimatação e Subfase B.1, fases em que as taxas de aplicação eram muito superiores a $0,042 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Pode-se conjecturar que durante esse período o meio biológico tenha absorvido grandes concentrações de fósforo, por processos de biossorção e complexação. Tais processos podem ter saturado os filmes em fósforo, havendo parcial dessorção a partir do momento de início de utilização de taxas menos elevadas, o que pode explicar o efeito observado de agregar fósforo aos afluentes aplicados segundo a taxa de $0,042 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. O mesmo efeito foi observado em relação ao cromo total. Quatro dos seis resultados apontaram para a transferência do metal do leito biológico para o lixiviado em tratamento (média: 16,07%).

Relativamente às remoções de nitrogênio, principal objetivo desta fase aeróbia, puderam ser verificadas dentro de um período em que as cargas aplicadas de nitrogênio nas formas amoniacal e orgânica mantiveram-se muito estáveis, dada a estabilidade das

concentrações das formas nitrogenadas nos afluentes utilizados, que apresentaram médias de 1997 mgNH₄⁺-N/L e 177 mgN(orgânico)/L. As remoções de amônia variaram entre 43,83% e 53,65% (média: 49,90%, mediana: 51,90%). No tocante ao nitrogênio orgânico, ocorreram tanto remoções quanto elevações de concentrações em relação ao afluente. A média dos resultados foi de 27,85% de remoção (mediana: 22,54%). O processo em biofilmes deve ser compreendido como conjugado de duas etapas: (1) passagem de substrato do seio do líquido para os biofilmes por gradiente de concentração e outros efeitos; (2) conversão biológica do substrato a produtos finais, rebaixando sua concentração nos filmes. A passagem de substrato do leito biológico para o líquido, em geral, relaciona-se à sua superior concentração no leito em relação ao líquido (não sendo tal condição suficiente, como já verificado no caso dos filmes anaeróbios). No caso específico do nitrogênio orgânico pode-se esperar que o processo preponderante dê-se nos sítios anaeróbios do biofiltro, em que há sua conversão à forma amoniacal.

A elevação das concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio (nitrato, nitrito) nos efluentes indica ocorrência de nitrificação no biofiltro. De fato, verificou-se no conjunto das seis aplicações, utilizando a presente taxa superficial, conversão de 6,25% do NTK original em formas inorgânicas de nitrogênio. A remoção global de NTK, assumida como resultante dos efeitos de (1) conversão biológica a formas inorgânicas de nitrogênio e (2) *stripping* de amônia registrou média de 48,61% e mediana de 50,85%. A remoção real de nitrogênio (somatório de todas as formas) dos afluentes obteve média de 42,28% (mediana: 42,88%)

As concentrações de sólidos suspensos totais também foram monitoradas nos afluentes e efluentes, havendo-se verificado efeito de agregar SST ao lixiviado em tratamento, sobretudo em função do desprendimento de sólidos biológicos, efeito já observado desde a fase de aclimação do biofiltro. A média da elevação de SST das seis aplicações utilizando a presente taxa superficial foi de 150,77%. Em apenas uma aplicação o efeito foi oposto.

Em todas as seis aplicações monitoradas houveram rebaixamentos das relações DBO₅/DQO, sendo o rebaixamento médio de 0,21, o que indica avanço de estabilização do lixiviado pelo processo em filtro aeróbio. A média das relações DBO₅/DQO dos afluentes, 0,46, foi rebaixada nos efluentes a 0,24.

2ª taxa de aplicação superficial: 0,063 m³/(m².d)

Dentro do intervalo de 42 dias em que o biofiltro recebeu aplicação diária de 15 L de lixiviado, o correspondente a 0,063 m³/(m².d), as aplicações com monitoramento de afluente e efluente deram-se nos dias 7, 9, 14, 21, 28 e 42. As aplicações monitoradas deram-se, no mínimo, após 6 dias de utilização do mesmo afluente selecionado, portanto, com aclimatação prévia do reator às cargas orgânica e nitrogenada aplicadas. Tais cargas mantiveram-se dentro os limites de 0,028-0,088 kgDBO₅/(m³.d), 0,105-0,163 kgDQO/(m³.d), 0,070-0,078 kgNH₄⁺-N/(m³.d), 0,005-0,042 kgN(orgânico)/(m³.d) e 0,079-0,114 kgNTK/(m³.d), portanto com marcante variabilidade em função da DBO₅ e concentrações de nitrogênio orgânico do afluente, e com sensível variabilidade em função de DQO e NTK do mesmo. O pH do afluente manteve-se entre 8,3 e 8,4 e a alcalinidade na faixa de 11 gCaCO₃/L, exceto por um resultado sito em patamar deveras inferior.

A relação DBO₅/NTK do afluente variou entre 0,36 e 1,07 (média: 0,72, mediana: 0,70). As remoções obtidas para DBO₅ variaram entre 0,00% (nula) e 80,42% (média: 36,01%, mediana: 36,26%). As eficiências de remoção de demanda química de oxigênio apresentaram-se positivas e negativas (matéria orgânica *agregada* aos afluentes), obtendo-se uma média de remoção positiva de 2,27%. Foram registradas remoções de AGV entre 10,53% e 60,00% (média: 35,63%), embora um resultado aponte acréscimo de AGV de 16,42% em relação ao afluente. Da mesma maneira do que ocorreu com a taxa de aplicação de 0,042 m³/(m².d), houve consumo de alcalinidade em todas as aplicações. As eficiências de remoção de alcalinidade obtidas variaram entre 2,95% e 50,88%. Da mesma maneira do que o ocorrido quando das aplicações da primeira taxa superficial utilizada na subfase, todas as variações de pH registradas foram negativas, isto é, os pH dos efluentes apresentaram-se superiores aos dos respectivos afluentes. Fósforo e cromo alternaram eficiências positivas e negativas de remoção, sendo em ambos os casos negativas as eficiências médias, isto é, provavelmente no período de aplicação da taxa superficial em estudo houve efeito líquido de *rebaixamento* das concentrações dessas espécies químicas nos filmes biológicos, agregando cargas ao líquido (ainda que poucos resultados consubstanciem tal conclusão).

Relativamente às remoções de nitrogênio, exceto por um resultado indicativo de concentração de nitrogênio orgânico no afluente, puderam ser verificadas elevadas remoções de todas as suas formas não oxidadas. As remoções de nitrogênio amoniacal variaram entre

34,96% e 73,98% (média: 50,64%, mediana: 48,64%), de nitrogênio orgânico entre -4,74% e 94,23% (média: 55,07%, mediana: 61,95%). As eficiências de remoção de NTK variaram entre 29,77% e 73,71% (média: 53,17%, mediana: 51,15%). Houveram elevações muito expressivas nas concentrações de nitratos e nitritos, evidenciando nitrificação. Do NTK removido, em média 6,95% apareceu na forma de elevação das concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio. A remoção *real* (todas as formas) de nitrogênio dos afluentes apresentou média de 46,12%.

Tal qual nos resultados relativos à taxa superficial de $0,042 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, anteriormente avaliados, as aplicações ao filtro biológico agregaram SST ao afluente (média: 194,43%).

O efeito médio das aplicações com esta taxa superficial foi o rebaixamento da relação DBO_5/DQO , sendo o rebaixamento médio de 0,16, o que indica avanço de estabilização do lixiviado pelo processo em filtro aeróbio. A média das relações DBO_5/DQO dos efluentes foi de 0,28.

3ª taxa de aplicação superficial: $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$

Dentro do intervalo de 32 dias em que o filtro biológico recebeu aplicação diária de 20 L de lixiviado, o correspondente a $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, as aplicações com monitoramento de afluente e efluente deram-se nos dias 3, 14, 17, 21, 28 e 32. Excetuando-se a primeira aplicação, cada aplicação monitorada deu-se após 6 dias de utilização do mesmo afluente selecionado, portanto, com aclimatação prévia do reator às cargas orgânica e nitrogenada aplicadas. Tais cargas mantiveram-se dentre os limites de $0,018\text{-}0,064 \text{ kgDBO}_5/(\text{m}^3.\text{d})$, $0,105\text{-}0,137 \text{ kgDQO}/(\text{m}^3.\text{d})$, $0,084\text{-}0,099 \text{ kgNH}_4^+\text{-N}/(\text{m}^3.\text{d})$, $0,003\text{-}0,047 \text{ kgN}(\text{orgânico})/(\text{m}^3.\text{d})$ e $0,095\text{-}0,146 \text{ kgNTK}/(\text{m}^3.\text{d})$, portanto com razoáveis variabilidades em função de DBO_5 e nitrogênio orgânico, mas com elevada estabilidade em função de DQO e concentrações de amônia do mesmo. O pH do afluente manteve-se entre 7,7 e 8,7, traduzindo, portanto, razoável variabilidade do equilíbrio acidez-alcalinidade; a alcalinidade apresentou elevada variabilidade, entre 101 e 7680 mgCaCO_3/L . As temperaturas ambientes e do afluente mantiveram-se próximas entre si em todas as aplicações monitoradas.

A relação DBO_5/NTK variou entre 0,18 e 0,62 (média: 0,37, mediana: 0,29). As remoções obtidas para DBO_5 , DQO e AGV foram essencialmente negativas, o que indica ter

havido *lavagem* do filtro ou a taxa de aplicação superficial possa haver induzido condições que acarretaram dessorção de parte da matéria orgânica adsorvida nos biofilmes. Ao contrário do que ocorreu quando das aplicações das demais taxas superficiais, com a presente taxa houve efeito líquido de elevação das concentrações de espécies químicas alcalinas (alcalinidade total) nos lixiviados aplicados, embora isso não tenha ocorrido em todas as aplicações. Tal endossa a conclusão previamente estabelecida de dessorção nos biofilmes. A média das elevações (“*remoções negativas*”) de alcalinidade verificadas foi de 390,4%. Duas eficiências positivas de remoção de alcalinidade (15,10% e 32,67%) foram verificadas. Com uma exceção, as variações de pH registradas foram negativas, isto é, os pH dos efluentes apresentaram-se superiores aos dos respectivos afluentes. Observaram-se remoções e concentrações de fósforo nos lixiviados em tratamento, sendo a média das eficiências das seis aplicações monitoradas próxima a zero. Da mesma maneira, as aplicações acarretaram elevações e rebaixamentos das concentrações de cromo total dos lixiviados, bem como não houve regularidade nas remoções de sólidos suspensos totais, registrando-se elevações e rebaixamentos das suas concentrações nos lixiviados.

As remoções de nitrogênio amoniacal variaram entre 34,78% e 62,22% (média: 44,45%, mediana: 43,01%). No tocante ao nitrogênio orgânico, ocorreram tanto rebaixamentos quanto elevações de concentrações nos lixiviados em tratamento, sendo a média dos resultados de 22,38% de remoção. A elevação nas concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio (nitrato, nitrito) indica manutenção da nitrificação no biofiltro. A remoção de NTK média foi de 47,66% e a mediana de 45,08%. Do NTK removido, em média 14,90% apareceu na forma de elevação das concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio. A remoção *real* de nitrogênio dos afluentes apresentou média de 32,69%. Observou-se que as concentrações de nitratos e nitritos nos efluentes foram muito superiores do que as registradas para as demais taxas de aplicação superficial, o que novamente vem endossar a conclusão de que houve *lavagem* do filtro. Embora elevadas as concentrações de tais formas, a eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal (44,45%) apresentou-se pouco inferior às registradas para as duas demais taxas superficiais utilizadas. A média das remoções *reais* de nitrogênio do sistema utilizando a taxa de $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 32,69%, foi marcadamente inferior àquelas obtidas com as demais taxas superficiais.

A desestabilização do sistema durante o período de aplicação da taxa superficial de $0,084 \text{ m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$ produziu, além dos efeitos já mencionados anteriormente, tanto rebaixamentos quanto elevações da razão DBO_5/DQO dos lixiviados tratados, pelo que, ao contrário do ocorrido com as demais taxas utilizadas, não houve um efeito líquido significativo.

As plotagens dos resultados obtidos na Subfase B.2 em função das cargas aplicadas e da relação DBO_5/NTK são apresentadas nas figuras D.21 – D.34, estando diferenciados os pontos representativos das três taxas de aplicação superficiais utilizadas. Utilizou-se o recurso de construção de linhas de tendência, baseado na análise de regressão, recurso disponibilizado pelo *software* aplicativo computacional MS EXCEL[®] para a interpolação de curvas que aproximem-se das tendências de comportamento sugeridas pelos pontos plotados, escolhendo-se, para cada coleção de pontos, entre as funções de ajuste linear, exponencial, polinomial de ordem 2, logarítmica e potência, a que produz o maior R-quadrado (coeficiente de correlação, apresentado nas figuras, para cada linha de tendência). Portanto as linhas de tendência apresentadas nas figuras possuem significado restrito, mesmo porque são construídas a partir de poucos dados experimentais.

A grande maioria dos correlacionamentos entre eficiências e cargas aplicadas ou relações DBO_5/NTK foi deveras pobre. Conforme apresenta a Figura D.21, para as duas menores taxas superficiais utilizadas registraram-se tendências à elevação da remoção de DBO_5 em função da elevação da concentração de matéria orgânica dos afluentes. Esta tendência é também verificada na Figura D.22, em que são plotadas as remoções de DQO em função das cargas de DQO aplicadas. Como as condições em que operou o biofiltro quando da aplicação da superior taxa superficial foram instáveis, os resultados pertinentes não são aqui considerados. Quando plotadas as remoções de NTK em função das cargas de NTK aplicadas (Figura D.23), para as três taxas superficiais apresenta-se uma tendência geral de incremento da eficiência com o crescimento da carga. Porém as correlações para sustentar tal argumento são muito pobres, havendo ocorrido grandes diferenças de eficiência para cargas muito próximas entre si. No entanto, os resultados sugerem que, para o intervalo de taxas superficiais utilizadas e concentrações de NTK afluentes, a remoção de NTK não é prejudicada pela elevação da concentração afluente. A Figura D.24 apresenta, além dos pontos (carga amoniacal aplicada, eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal) e linhas de

tendência por taxa superficial, uma linha de tendência global para as duas menores taxas, que indica que a remoção de amônia apresenta leve elevação em função da taxa superficial aplicada. De modo semelhante ao ocorrido para as demandas de oxigênio, o aumento das concentrações de substrato nitrogenado na forma orgânica elevou as eficiências de sua remoção, como tendência geral para as duas taxas de aplicação que operaram com estabilidade. Igualmente, os resultados relativos às taxas de 0,042 e 0,063 $\text{m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$ apresentam elevação da remoção de nitrogênio orgânico em função da carga orgânica aplicada (*vide* Figura D.25).

As remoções *reais* de nitrogênio apresentaram tendência ao crescimento em função das cargas de NTK aplicadas para as diferentes taxas superficiais. Como comportamento global para as duas menores taxas superficiais utilizadas, verificou-se pouca variação de tais eficiências de remoção em função das taxas superficiais (*vide* Figura D.26).

As elevações da relação DBO_5/NTK dos afluentes apresentaram efeitos gerais de rebaixamento das eficiências de remoção de amônia e elevação das remoções de DBO_5 , o que é previsto teoricamente, admitindo-se que o sistema possua baixa inércia de resposta frente às modificações dos afluentes (*vide* figuras D.32 e D.33).

Relativamente às duas taxas superficiais em que o biofiltro operou satisfatoriamente, as remoções de amônia e NTK apresentaram tendências crescentes até 0,048 $\text{kgDBO}_5/(\text{m}^3.\text{d})$, decrescendo a seguir (*vide* Figura D.28). Esta tendência mostra-se bastante clara nos resultados relativos à taxa de 0,063 $\text{m}^3/(\text{m}^2.\text{d})$, que utilizou superiores cargas orgânicas aplicadas. Como nesta taxa, a variabilidade das concentrações de DBO_5 nos afluentes utilizados foi muito superior à variabilidade das concentrações amoniacais, este resultado pode simplesmente traduzir o efeito da elevação da relação DBO_5/NTK sobre a nitrificação no filtro.

A Figura D.30, em concordância com os comportamentos verificados para as remoções de DBO_5 e DQO em função das cargas orgânicas aplicadas, indica incremento da redução da relação DBO_5/DQO em função da carga orgânica aplicada, tendo os melhores resultados sido obtidos com a menor taxa superficial utilizada.

É difícil inferir-se as participações relativas dos processos de *stripping* de amônia e nitrificação-desnitrificação nas remoções efetivas de nitrogênio ocorridas no filtro biológico,

visto que para isso seria necessário um balanço de massa que contemplasse a fase gasosa ao longo de cada aplicação, verificando-se as variações de N_2 e NH_3 , o que seria deveras complicado ou mesmo impossível nas condições experimentais. O forte odor amoniacal sentido sobretudo na porção superior do biofiltro quando das aplicações aponta que a remoção de gás amônia (NH_3) do sistema pode ter sido um processo muito efetivo, ainda que este registro detenha valor puramente subjetivo. Por outro lado, os consumos de alcalinidade verificados são deveras superiores aos teoricamente demandados para as elevações das concentrações de nitratos e nitritos nos efluentes, indicando a possibilidade de haver ocorrido desnitrificação de grande parcela das formas inorgânicas de nitrogênio efetivamente geradas por oxidação da amônia. FERREIRA (2000) salienta que o processo de desnitrificação de 1 mg de nitrato produz alcalinidade correspondente a 3,57 mgCaCO₃, portanto, considerando-se o consumo de 7,07 mgCaCO₃ por miligrama de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato, tem-se o efeito líquido de consumo de 6,26 mgCaCO₃ por miligrama de nitrogênio removido do sistema por nitrificação-desnitrificação. A Figura D.35 apresenta uma plotagem das concentrações de alcalinidade consumidas quando das aplicações de lixiviados utilizando as duas taxas superficiais que produziram estabilidade do sistema *versus* (1) nitrogênio convertido às formas inorgânicas sem posterior desnitrificação, (2) nitrogênio removido do sistema pela soma dos mecanismos nitrificação-desnitrificação e *stripping* de amônia e (3) nitrogênio que teoricamente seria removido em função dos rebaixamentos de alcalinidade verificados. Observa-se claramente que, (1) via de regra, os consumos de alcalinidade foram muito superiores aos teoricamente necessários para a produção das formas inorgânicas de nitrogênio presentes nos efluentes; (2) as remoções de NTK foram superiores às que teoricamente seriam obtidas unicamente por processo combinado de nitrificação-desnitrificação em função de alcalinidade consumida, portanto realmente houve *stripping* de amônia; (3) as remoções efetivas de nitrogênio do sistema, ou seja, remoções de NTK subtraindo-se formas inorgânicas de nitrogênio presentes nos efluentes, foram em 50% das aplicações, superiores às previstas teoricamente em função de alcalinidade consumida, o que respalda a conclusão de que houve *stripping* de amônia. Portanto, há fortes indícios de que ambos os mecanismos, nitrificação-desnitrificação e *stripping* de amônia tenham sido muito efetivos ao longo da operação do filtro biológico aeróbio.

Os resultados obtidos na Subfase B.2 para as taxas superficiais que operaram com estabilidade do sistema podem ser resumidos em médias, conforme apresenta a Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Remoções médias obtidas e características médias dos afluentes e efluentes da Subfase B.2 relativos às taxas superficiais que promoveram condições estáveis do sistema

Taxa de Aplicação Superficial:	0,042 m³/(m².d)		0,063 m³/(m².d)	
Eficiência Médias de Remoção				
Remoção de DBO ₅	42,73%		36,01%	
Remoção de DQO	-6,33%		2,27%	
Remoção de NTK	48,61%		53,17%	
Remoção de Nitrogênio Amoniacal	49,90%		50,64%	
Remoção de Nitrogênio Orgânico	27,85%		55,07%	
Remoção de Nitrogênio Total*	49,28%		46,12%	
Remoção de Alcalinidade	36,66%		32,02%	
Remoção de AGV	13,31%		25,22%	
Características Médias dos Afluentes e Efluentes				
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	1412	793	1602	953
DQO (mgO ₂ /L)	3071	3257	3567	3451
pH**	8,3	8,5	8,4	8,8
ÁGV (mgÁc. Acético/L)	1202	927	992	740
NTK (mgN/L)	2173	1115	2217	1021
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1997	1000	1875	919
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	177	115	342	102
Nitratos (mgNO ₃ ⁻ /L)	17,6	46,5	18,7	183,8
Nitritos (mgNO ₂ ⁻ /L)	0,02	425	0,04	363,5
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	11993	7603	9882	6767
Relação DBO ₅ /DQO	0,46	0,24	0,44	0,28

*contemplando todas as formas nitrogenadas, inclusive nitratos e nitritos;

**média dos valores de pH dos efluentes, não correspondendo ao co-logaritmo da média das concentrações de hidrônio dos efluentes.

As características médias dos efluentes, constantes na Tabela 5.10, representam legitimamente as condições dos lixiviados utilizados na pesquisa, após tratamentos sequenciais em filtro anaeróbio e aeróbio, visto que os afluentes utilizados na Subfase B.2

foram tão somente lixiviados brutos tratados anaerobicamente na Subfase A.3. Embora o fato de que os afluentes utilizados na aplicação das taxas superficiais de 0,042 e 0,063 m³/(m².d) apresentaram características médias próximas, julga-se pouco prudente exercer a comparação entre os resultados obtidos. Todavia, ambas as taxas promoveram condições estáveis no biofiltro, o que não ocorreu quando a taxa foi elevada a 0,084 m³/(m².d).

Em uma singular experiência, 9,0 L do efluente obtido pela aplicação 8 (*vide* Tabela B.22) foram reaplicados ao filtro aeróbio logo após recolhido todo o volume efluente. A Tabela B.30 apresenta as características do efluente oriundo de tal *reaplicação*. Conforme o constante na Tabela C.22.b, a aplicação original do afluente [taxa superficial: 0,063 m³/(m².d)] produziu remoção de 58,0% de DBO₅, de 8,25% de DQO, de 46,28% de amônia, de 94,23% de nitrogênio orgânico e de 63,86% de NTK. Do NTK removido, 3,22% foi convertido em formas inorgânicas de nitrogênio. A remoção real de nitrogênio do afluente foi de 60,52%. A reaplicação do lixiviado efluente produziu um *efluente de reaplicação* que, confrontado com o primeiro efluente (no caso, seu correspondente afluente), apresentou redução de 5,95% de DBO₅, 4,49% de elevação de DQO, elevação do pH de 0,1 unidade, elevação da alcalinidade e da concentração de fósforo. Tais resultados são pouco significativos, no entanto, houve remoção de 37,51% do nitrogênio amoniacal originalmente presente e concentração de nitrogênio orgânico no *efluente de reaplicação*, totalizando remoção de NTK de 31,73%. Contabilizadas as elevações das concentrações das formas orgânica e inorgânicas de nitrogênio no efluente final, a remoção de nitrogênio total obtida pela reaplicação foi de 16,71%. Portanto, em relação ao afluente original da primeira aplicação, o efluente final da reaplicação apresentou reduções de 66,43% da concentração original de amônia, 75,33% da concentração original de NTK e 67,12% da concentração original de nitrogênio total. Tal procedimento de reaplicação, embora desprovido de repetições que endossem os resultados obtidos, aponta novamente à efetividade do tratamento em filtro aeróbio, sugerindo o estudo da recirculação. Outra idéia derivada do trabalho com filtros biológicos aeróbios é a que sugere o uso de leitos de meio suporte como simples meios físicos promotores de turbulência para a separação das fases líquida e gasosa, obtendo-se o efeito de *stripping* de amônia, mantendo-os permanentemente sem função biológica.

5.3 Fase C - Pesquisa com banhado construído de fluxo subsuperficial

Durante a operação do banhado-piloto, entre cada par de intervenções sucessivas, as variáveis climáticas promoveram alterações significativas nos volumes internos de líquido, devido às transferências de água entre o sistema e o meio externo, principalmente por evaporação, evapotranspiração e precipitação. Para a verificação das eficiências reais de remoção ocorridas na unidade de tempo adotada (semana) necessitou-se, portanto, efetuar correções que levassem em conta as variações dos volumes de líquido internos ao banhado nas concentrações medidas analiticamente. As seguintes aproximações foram assumidas para embasar as correções:

- a) Toda variação de volume de líquido interno ao banhado entre duas leituras consecutivas deu-se por troca de água com o meio externo;
- b) Para exercer o comparativo direto das concentrações do lixiviado interno ao banhado na condição final de uma intervenção (dia “*n*”, volume interno *V1*) e na condição inicial, prévia a nova intervenção, após sete dias (dia “*n+7*”, volume interno *V2*), toma-se como base o volume *V1* e corrigem-se as concentrações do dia “*n+7*” pelo fator $V2/V1$;
- c) Quando da aplicação de afluente ao banhado já portando um volume original, as concentrações finais são assumidas como a média ponderada das concentrações originais e afluentes, de acordo com a expressão a seguir:

$$C = \frac{C1xV1 + C2xV2}{V1 + V2} \quad (5-3)$$

C = concentração final;

C1 = concentração original;

V1 = volume original;

C2 = concentração afluente;

V2 = volume afluente.

Devemos ressaltar que, ao contrário do que ocorreu nas Fases A e B, no experimento com banhado não houve a manutenção de constância de taxas volumétricas ou cargas orgânicas aplicadas, procurando-se, a cada aplicação, restabelecer níveis de coluna líquida que permitissem manter uma zona saturada junto às raízes das plantas, ou saturar completamente o substrato. Todavia, mesmo desconhecendo-se com exatidão as concentrações dos afluentes no momento de sua aplicação, utilizou-se o bom senso no sentido de evitar-se inserção de cargas elevadas. Desta maneira, de acordo com as variabilidades climáticas, maiores ou menores volumes de afluente adicionaram-se semanalmente ao *sistema banhado-piloto*.

As tabelas B.23 – B.27 apresentam as características dos afluentes adicionados e efluentes retirados do banhado. As tabelas C.23 – C.27 apresentam as características dos lixiviados internos ao banhado após o período de 7 dias de residência no mesmo (denominada “condição inicial”), e após as intervenções e aplicação de nova carga para residir durante novos 7 dias (denominada “condição final”), as taxas superficiais, cargas aplicadas e as eficiências de remoção entre cada condição final referente ao dia n e condição inicial encontrada 7 dias após (dia $n+7$). Os resultados analíticos referentes ao dia $n+7$ são corrigidos da maneira anteriormente apresentada.

A operação do banhado sem cobertura mostrou-se particularmente pouco interessante, devido sobretudo à ênfase da Fase C em produzir alguns resultados relacionados à capacidade depuradora do sistema *banhado construído* em remover matéria orgânica e outros constituintes do lixiviado, uma vez que a inserção de águas de precipitação poderia provocar elevação piezométrica acima do nível da base das plantas e efeitos de diluição indesejáveis. A utilização de um ladrão para manter um nível máximo seria pouco interessante, uma vez que poderia resultar em perda de matéria orgânica, fósforo, nitrogênio e outras espécies químicas monitoradas, impedindo o perfeito estabelecimento dos balanços necessários para as avaliações das eficiências. Verificou-se, durante o curto tempo de operação do banhado sem cobertura, instabilidade de resultados que podem relacionar-se a dessorção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio do meio biológico aderido ao substrato,

para a fase líquida, ou efeito de degradação de raízes das plantas. Embora apresentados tais resultados eles não serão considerados para fins de análise.

Após um período de quatro semanas de manutenção do banhado, incluindo-se plantio de novas mudas e aclimatação do meio com diluições de lixiviado, foi construída a cobertura e iniciou-se novo período de aplicações e retiradas monitoradas de lixiviados. O período denominado “*primeiro ciclo de trabalho em banhado com cobertura*” deu-se em quatro semanas, período em que o sistema recebeu aplicações de lixiviados tratados consecutivamente nas fases A.3 e B.2 (tratamentos anaeróbio e aeróbio consecutivos) sem diluição. Uma condição inicial de plantas verdes e vigorosas foi paulatinamente modificando-se ao longo do período, sendo, por fim, substituída por uma condição final de plantas completamente secas, pelo que foi encerrado o ciclo para novo preparo do meio. A Tabela E.29 apresenta os resumos das médias relativas às taxas de aplicação e eficiências semanais obtidas.

O lixiviado originalmente aplicado ao banhado no início do primeiro ciclo com cobertura detinha características típicas dos efluentes do biofiltro aeróbio (Fase B), previamente tratados anaerobicamente. Como não houve diluição, isto é, o afluente foi aplicado em sua forma pura até a saturação de grande parte do substrato, a taxa superficial e as cargas aplicadas foram elevadas. No sentido de evitar impacto adicional ao banhado, aos 7 dias de operação não foi adicionada nova carga. As taxas superficiais aplicadas nos dias 14 e 21 foram de 5,80 e 4,96 mm/sem. As médias das cargas adicionadas em tais dias foram de 17,21 gDQO/(m².sem), 4,75 gDBO₅/(m².sem), 5,1 gNH₄⁺-N/(m².sem), 0,26 gN(orgânico)/(m².sem) e 58,84 mgP/(m².sem). O ressecamento progressivo das macrófitas (total em quatro semanas) indicou que o sistema não operou de forma estável. Na primeira semana de operação foram registradas remoções de 20,74% de DBO₅, 42,36% de DQO, 36,76% de fósforo e 30,56% de NTK, embora tenha havido elevação da concentração de nitrogênio orgânico no líquido, certamente por processos de degeneração das raízes das plantas ou mesmo da microbiota associada ao substrato. Registraram-se também remoções de cromo, AGV, nitratos, nitritos, e SST. Não houve desenvolvimento visível das plantas durante tal período. Inversamente, entre os dias 7 e 14 foram agregados ao líquido matéria orgânica, fósforo, cromo e amônia. Tal qual na semana anterior, houve remoção de formas inorgânicas de nitrogênio e de SST, sendo ainda removido nitrogênio orgânico. No dia 14 as plantas

encontravam-se totalmente secas. Nas duas últimas semanas do ciclo de trabalho, as remoções de nitratos permaneceram próximas a 25%, havendo praticamente eliminação de nitritos, o que indica que os mecanismos de desnitrificação em sítios anóxicos do banhado e/ou absorção pelas plantas foram mecanismos efetivos. Nesse período houveram também efeitos de remoção de matéria orgânica (DBO₅ e DQO), de amônia e de fósforo. Ao final da terceira semana, as macrófitas encontravam-se completamente secas, porém havia surgência de novos brotos. Provavelmente a elevação da concentração de nitrogênio orgânico no líquido, durante a terceira semana esteja relacionada à degradação das raízes das plantas mortas. Durante a quarta semana houve acentuado rebaixamento da concentração de nitrogênio orgânico, coincidentemente com baixa remoção de amônia, o que indica sua conversão às formas inorgânicas e a nitrogênio molecular ou aproveitamento pelos novos brotos para crescimento. A Tabela C.28 apresenta as massas e demandas totais adicionadas e retiradas do banhado e as correspondentes eficiências globais de remoção durante o ciclo de operação. As remoções obtidas no período foram de aproximadamente 42,5% para matéria orgânica, 36,7% de fósforo, 87,6% de AGV, 56% para nitratos, 98% para nitritos, 34,9% para amônia, 30,7 para nitrogênio orgânico, 34,5% para NTK, 14,5% para cromo e 77,5% para SST. A remoção global *efetiva* de nitrogênio (todas as formas) do sistema foi de 37,7%. Portanto, mesmo que o primeiro ciclo com cobertura tenha se dado em um período curto, em condições instáveis, houve acentuada melhoria das condições dos lixiviados aplicados, do ponto de vista de seu potencial poluente. Atribuem-se ao meio microbiológico (substrato arenoso com filmes bacterianos aderidos e intersticiais) os principais efeitos obtidos. Devido à presença de aceptores de elétrons (nitratos, nitritos) e fontes de carbono que efetivamente foram utilizadas (conforme constatado pela remoção de demanda de oxigênio carbonácea e AGV), os sítios anóxicos (provavelmente preponderantes no meio durante a maior parte do ciclo devido ao colapso das plantas) puderam operar como núcleos de remoção de formas oxidadas de nitrogênio por mediação de organismos heterotróficos. Estabelece-se aí a efetividade de uma unidade anóxica de crescimento aderido para tratamento de lixiviados previamente tratados anaeróbia e aerobicamente (desde que garantida fonte carbonácea residual suficiente para a operação de tal unidade).

O denominado “*segundo ciclo de trabalho em banhado com cobertura*” deu-se logo após o encerramento do ciclo anterior, a partir do plantio de novas mudas da macrófita,

utilizando, para as aplicações, lixiviado proveniente da Subfase B.2, portanto tratado seqüencialmente anaeróbia e aerobicamente. Os trabalhos foram encerrados logo aos dez dias de operação devido à visível ausência de aclimatação das plantas ao ambiente. Os resultados da performance do banhado no período monitorado de 7 dias apresentam remoções de 88,4% de DBO₅ e 2,56% de DQO, remoções de amônia, nitrogênio orgânico, fósforo, nitratos, cromo, SST, porém elevação das concentrações de nitritos e AGV na fase líquida.

O denominado “*terceiro ciclo de trabalho em banhado com cobertura*” deu-se logo após o encerramento do ciclo anterior, aproveitando as plantas ainda não totalmente ressecadas presentes no banhado, adicionando-se inicialmente uma diluição de lixiviado tratado seqüencialmente anaeróbia e aerobicamente e, no dia 7, uma alíquota de tal lixiviado puro. Devido a um problema de vazamento de todo o lixiviado para fora do banhado, ocorrido entre os dias 7 e 14, as plantas morreram por ressecamento. Os resultados da performance do banhado no período monitorado de 7 dias apresentaram elevações de DBO₅, DQO, fósforo, nitrogênio amoniacal e orgânico e SST no lixiviado, contudo, remoções de cromo (44,72%), AGV (38,58%), nitratos (48,03%) e nitritos (99,92%) de tal fase líquida.

Tendo-se em vista a instabilidade das condições verificadas nos quatro ciclos progressivos, com progressivo colapso das macrófitas plantadas, que, de uma condição inicial de vigor, em pouco tempo ressecaram-se, e os resultados obtidos e observações de campo relevantes, algumas considerações foram feitas: (1) a salinidade elevada dos lixiviados utilizados como afluentes (efluentes do tratamento aeróbio, com 12.000-14.000 µmho/cm) conduziu ao ressecamento das plantas por problemas de pressão osmótica, portanto os testes deveriam prosseguir com diluições dos lixiviados oriundos do tratamento aeróbio; (2) observou-se, tanto em períodos de aplicação monitorada de cargas, quanto em períodos de simples manutenção e aclimatação das macrófitas, que a saturação total do substrato, ao contrário do procedimento inicialmente adotado de manutenção de uma zona insaturada superior, levava a um cenário de maior estabilidade e superior crescimento das plantas, pelo que o procedimento de manter o substrato saturado deveria ser adotado; (3) o aprofundamento do leito de substrato é interessante em um banhado operando em condições estáveis, pois promoverá a formação de uma zona anóxica a partir da profundidade em que não haja oxigênio dissolvido residual, sendo tal zona efetiva na remoção de formas inorgânicas de nitrogênio e matéria orgânica residual.

No *quarto ciclo de trabalho em banhado com cobertura*, em função dos aspectos mencionados, optou-se por trabalhar com saturação completa do substrato a cada aplicação semanal de lixiviado, bem como aplicação de diluições dos lixividos tratados sequencialmente anaeróbia e aerobicamente, no sentido de buscar-se obter uma melhor aclimatação dos vegetais ao aflente a tratar. O ciclo iniciou com a remoção de todas as plantas remanescentes do ciclo anterior, que estavam mortas, e plantio e poda inicial de doze novas mudas de *Typha latifolia*. Em função dos aspectos de ressecamento das plantas por efeito da salinidade do lixiviado optou-se por monitorar a condutividade elétrica de afluentes e efluentes do sistema. Durante 42 dias foi mantida a vitalidade e o vigor das plantas e raízes, tendo-se encerrado a Fase C devido a aspectos financeiros e de cronograma relacionados à pesquisa.

A Tabela E.30 apresenta os resumos das médias referentes a taxas e cargas aplicadas e eficiências de remoção referentes ao quarto ciclo com cobertura. No quarto ciclo com cobertura, a taxa de aplicação superficial média foi de 29,2 mm/sem, sendo as cargas médias aplicadas de 15,67 gDQO/(m².sem), 7,38 g DBO₅/(m².sem), 6,65 gNH₄⁺-N/(m².sem), 0,74 gN(orgânico)/(m².sem) e 65,72 mgP/(m².sem). O ciclo deu-se durante outubro e parte do mês novembro, portanto, primavera no local do experimento. Ainda que curto o período de experimentação, o vigor das macrófitas durante o ciclo dá o indicativo de que o sistema mantém-se estável, com crescimento, com a utilização de taxas de tal ordem. Devido à forma de trabalho adotada, a condutividade elétrica dos efluentes manteve-se crescente no período, atingindo 6370 µmhos/cm, sem prejuízo às plantas. Embora não monitorado semanalmente o potencial redox do meio, o mesmo foi verificado como positivo (+34 mV) no efluente retirado no dia 42. Como a saída de efluente situava-se na porção inferior do reator (banhado-piloto), este é um indicativo de que, nesta fase estável, as plantas mantiveram as condições de todo o substrato aeróbias.

A Tabela C.29 apresenta as massas totais adicionadas e retiradas do banhado no *quarto ciclo de trabalho em banhado com cobertura*, bem como as eficiências globais de remoção referentes ao período de 42 dias do ciclo. Observaram-se remoções globais de DBO₅ e DQO de 58,2% e 40,7%, o que indica a excelência do tratamento em banhado construído para remoção de matéria orgânica ainda presente em lixividos previamente tratados em sistema seqüencial de filtros anaeróbio e aeróbio. As remoções globais de DBO₅ e DQO

foram positivas em quase todos os períodos semanais. O fósforo, inicialmente, nas duas primeiras semanas de operação do ciclo, teve suas concentrações na fase líquida incrementadas, vindo a seguir a ser removido desta, o que, efetuado o balanço global, resultou em um efeito líquido de remoção de aproximadamente 27% no período do ciclo. Os AGV apresentaram remoção global de 45,3%, o que é um resultado concordante com os níveis de remoção de demanda carbonácea (DBO_5), embora tenha havido variabilidade nas eficiências semanais, ocorrendo eficiências negativas, que chegaram a -558,5%. As formas inorgânicas de nitrogênio alternaram eficiências de remoção semanais positivas e negativas, porém o efeito líquido global foi de produção de nitratos e nitritos no meio líquido, o que, diferentemente do registrado em ciclos anteriores indica novamente predominância de condições aeróbias no meio, com organismos autotróficos nitrificantes presentes e crescendo harmonicamente com o mesmo. Consequentemente, durante todo o ciclo foram registradas remoções semanais *positivas* de amônia, que constituíram uma eficiência global de 80,05%. O nitrogênio orgânico, alternando eficiências semanais positivas e negativas, apresentou eficiência global de remoção positiva de 64,94%. A eficiência global de remoção de NTK foi de 78,52%, sendo as eficiências semanais sempre positivas. A remoção efetiva de nitrogênio, efetuado o balanço para todas as formas, foi de 55,96%. O cromo total apresentou remoção global, no período, de 34,24%, o que relaciona-se a uma coleção de fenômenos físicos, químicos e biológicos em que provavelmente predominem os efeitos de biossorção/bioacumulação nas plantas e no meio microbiológico aderido. Havendo alternado eficiências de remoção positivas e negativas, a remoção global de SST foi negativa (-7,72%), o que pode estar relacionado à remoção de partículas finas de substrato (areia) ou à produção de sólidos biológicos em crescimento suspenso.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

Dos resultados do experimento, subdividido em três grandes fases ou seis subfases distintas porém interrelacionadas, algumas conclusões podem ser estabelecidas, respeitando-se as devidas significâncias em função dos graus de empreendimento relativos aos conjuntos de ensaios e o relacionamento entre as variáveis controladas e as repetições executadas no sentido dos seus consubstanciamentos:

- 1) O filtro anaeróbio de pedra britada nº 5 constitui-se em uma excelente alternativa para o tratamento de lixiviados brutos de aterros sanitários de resíduos sólidos, associando elevada efetividade na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos totais, além de efeitos coadjuvantes como rebaixamento das concentrações de metais da fase líquida, com elevada estabilidade do meio biológico aderido e custos de operação e manutenção praticamente inexistentes. Possivelmente filtros anaeróbios operando na base de aterros sanitários apresentem superiores performances, tendo em vista a sua superior estabilidade térmica;
- 2) Os resultados experimentais demonstram que a performance do filtro anaeróbio na remoção de matéria orgânica de lixiviados brutos responde à equação estabelecida por Young (1991), inserido o fator 1/24 multiplicando a variável TDH;
- 3) A partir de um determinado tempo de retenção hidráulica *crítico* ou *ótimo* a permanência do lixiviado em tratamento no filtro anaeróbio torna-se antieconômica, devido às baixas taxas de metabolização da matéria orgânica, bem como ao início de processo endógeno que desestabiliza o sistema, acarretando em perda de sua performance. Para os reatores filtros anaeróbios utilizados na Subfase A.1 do experimento, que trataram lixiviados com 2690-8860 (média 4976) mgDBO₅/L, 5345-14.670 (média 9379) mgDQO/L e 8,0 ≤ pH ≤ 8,8 (média: 8,3) o TDH de 56 d produziu os melhores resultados, traduzidos por remoções de DBO₅ de 82,43% e de DQO de 77,70%, e um

efluente com características médias de 1053 mgDBO₅/L, 2599 mgDQO/L, pH = 8,3, razão DBO₅/DQO = 0,405. Os reatores do experimento, que operaram com TDH de 14, 28, 56 e 91 d apresentaram diferenças significativas em suas estabilidades e performances. Possivelmente o TDH *crítico* para o afluente utilizado seja pouco inferior a 56 d, porém não é superior a este;

- 4) O regime de trabalho em filtros anaeróbios de brita nº5 operando em dois estágios, testado objetivando-se obter maior estabilidade de operação, não produziu performances superiores às obtidas pelos reatores de estágio único. Porém tal conclusão tem validade restrita, não podendo ser estendida a qualquer afluente que venha a ser tratado anaerobicamente;
- 5) Verificou-se, em *caráter preliminar*, que o filtro biológico aeróbio utilizando pedra britada nº 3 como meio suporte, sem aeração mecânica, e provido de tubos corrugados perfurados para incremento das trocas gasosas pode constituir-se em uma opção viável para a remoção de demanda nitrogenada de oxigênio e mesmo remoção efetiva de concentrações relevantes de nitrogênio dos lixiviados previamente tratados anaerobicamente, através dos mecanismos de nitrificação-desnitrificação e *stripping* de amônia, ao mesmo tempo em que é obtida remoção de importante parcela da matéria orgânica refratária ao tratamento anaeróbio. A utilização da taxa de aplicação superficial de 0,063 m³/(m².d), com cargas aplicadas entre 0,028-0,088 kgDBO₅/(m³.d), 0,105-0,163 kgDQO/(m³.d) 0,079-0,114 kgNTK/(m³.d) conduziu a uma estabilidade do sistema e bons resultados. Os afluentes utilizados, efluentes da fase anaeróbia, apresentaram 730-2260 (média: 1602) mgDBO₅/L, 2693-4190 (média: 3567) mgDQO/L, 2016-2930 (média: 2217) mgNTK/L, 0,36 mgO₂/mgN ≤ DBO₅/NTK ≤ 1,07 mgO₂/mgN (média: 0,72 mgO₂/mgN) e 8,3≤pH≤8,4 gerando um efluente com as características médias 953 mgDBO₅/L, 3451 mgDQO/L, 1021 mgNTK/L, razão DBO₅/DQO = 0,28 e pH=8,8. As eficiências de remoções médias foram de 36,01% de DBO₅, 2,27% de DQO, 53,17% de NTK, 46,12% de nitrogênio (remoção efetiva do lixiviado, computadas todas as formas) e 32,02% de alcalinidade. A elevação da taxa superficial a 0,084 m³/(m².d) desestabilizou o filtro biológico.

- 6) Verificou-se, em *caráter preliminar*, indícios de que um sistema do tipo banhado construído de fluxo subsuperficial (*SFS wetland*) cultivado com *Typha latifolia* pode ser uma unidade de elevada performance na remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, metais e sólidos suspensos totais de lixiviados previamente tratados anaeróbia e aerobicamente, desde que o sistema opere com controle da salinidade para evitar ressecamento das macrófitas por problemas de pressão osmótica. A manutenção de uma zona anóxica a partir da elevação da profundidade do leito pode proporcionar elevadas remoções das formas inorgânicas de nitrogênio presentes no lixiviado. Durante o período de operação mais estável do banhado-piloto utilizado no experimento foram registradas remoções de 58,18% de DBO₅, 40,71% de DQO, 26,96% de fósforo, 78,52% de NTK, 55,96% de nitrogênio (todas as formas) e 34,24% de cromo total, havendo-se utilizado taxa média de aplicação de 29,2 mm/sem, e cargas orgânicas aplicadas médias 15,67 gDBO₅/(m².sem), 7,38 gDQO/(m².sem), 7,39 gNTK/(m².sem) e 65,72 mgP/(m².sem). Ao final de 42 d de operação as macrófitas encontravam-se vigorosas e com raízes saudáveis, estando aclimatadas a um meio líquido com condutividade elétrica de 6370 µmho/cm.
- 7) Mesmo quando aplicando-se as melhores taxas de remoção obtidas em cada fase do experimento sucessivamente sobre o *afluente médio* (afluente bruto com média das características daqueles utilizados no experimento), o efluente final não encontrar-se-á dentro dos limites de emissão estipulados pela Portaria SSMA 05/1989 para nitrogênio total, DQO e DBO₅. As remoções totais dessa maneira calculadas são de 94,3% de DBO₅, 83,9% de DQO, 90% de NTK e 76,3% de nitrogênio (todas as formas). Embora os resultados obtidos para o sistema de banhado construído de fluxo subsuperficial não tenham consubstanciamento do ponto de vista estatístico, tampouco tais estudos tenham conduzido à verificação de uma maneira prática para seu uso, visto que somente com diluição do lixiviado previamente tratado anaeróbia e aerobicamente foi possível estabelecer-se um cenário de estabilidade das macrófitas, verifica-se que as remoções totais projetadas para um sistema

integrado de filtro anaeróbio com 56 d de detenção hidráulica e filtro aeróbio operado com taxa de $0,063 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ são de 86,5% de DBO_5 , 72,9% de DQO, 53,2% de NTK e 46,1% de nitrogênio (todas as formas). Imaginando-se que em várias localidades do país não há qualquer tratamento do lixiviado gerado em aterros e lixões previamente ao seu lançamento, tampouco recursos econômicos para solucionar tal problemática, verifica-se que tal sistema integrado, que pode ser construído mesmo de modo muito rudimentar e com materiais de suporte como pedras, cacos de tijolos, tampas de garrafas e outros inertes comuns, baratos e abundantes, pode oferecer substancial atenuação das concentrações poluentes, operando sem qualquer demanda energética associada, tampouco com qualquer custo de manutenção ou necessidade de pessoal especializado para operação.

6.2 Recomendações

Para avanço das pesquisas nas três metodologias aplicadas ao tratamento de lixiviados sugerem-se as seguintes investigações:

- 1) Tratamento de lixiviados brutos com diferentes razões DBO_5/DQO em filtros anaeróbios de pedra britada, no sentido de estabelecer uma relação entre tal razão e o TDH ótimo;
- 2) Tratamento de lixiviados brutos em filtros anaeróbios de pedra britada termostatizados, visando-se obter parâmetros apropriados para sua aplicação em diferentes regiões e estações do ano;
- 3) Aprofundamento dos testes com biofiltro aeróbio no tratamento de lixiviados previamente tratados aerobicamente utilizando-se diferentes configurações geométricas de reator e diferentes meios suporte, bem como testes relativos a recirculação e utilização de estágios em série;
- 4) Aprofundamento das pesquisas com banhado construído de fluxo subsuperficial para polimento de lixiviados com elevado grau de tratamento prévio utilizando-se diferentes substratos, lentamente induzindo-se a aclimatação das macrófitas a diluições decrescentes do lixiviado, para buscar

sua adaptação a tal afluente puro. Testar a conveniência de manutenção de uma zona inferior permanentemente anóxica para remoção de nitratos e nitritos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, H.H.; PIERCE, G.J.; VAN WORMER, R. 1989. Considerations and techniques for vegetation establishment in constructed wetlands. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 405-15.
- APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition, 1995.
- ARRUDA, A.C.S.; TEIXEIRA, A.E.; MANDELLI, S.M.C.; PESSIN, N.; SILVA, A.R. 1995. *Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no Sistema de Remediação de São Giacomo – Caxias do Sul – RS*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18. Salvador. Anais. Salvador: ABES, 1995. 10p.
- BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. 1999. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. São Carlos: EESC-USP, 1999. 109p.
- BISHOP, P.L.; ZHANG, T.C.; FU, Y.C. 1995. *Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes*. Water Science Technology, Vol. 31, n.1, p.143-52.
- BOHDZIEWICZ, J.; BODZEK, M.; GÓRKZA, J. 2001. *Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate*. Process Biochemistry, 36 (2001) 641–46.
- BORGES DE CASTILHOS JR.; A. 1993. *Estudo da evolução físico-química de resíduos urbanos em aterro sanitário: Resultados experimentais e modelação* - In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. Anais. Rio de Janeiro: ABES. Vol. 2, Tomo III, Natal, setembro/1993. p.523-34.
- BOYLE, W.C, HAM, B.K. 1974. *Biological treatability of landfill leachate*. Research Journal of Water Pollution Control Federation, V.46,n.5, p.860-82.
- BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; DEBUSK, T.A. 1989. Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrates. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 536-41.
- CHERNICHARO, A.L. 1997. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: UFMG. 245 p.
- COOK, E.E.; KATZBERGER, S.M. 1977. *Effect of residence time on fixed film reactor performance*. Journal WPCF. Washington 49(8). p.1889-95.

- COSSU, R.; HAARSTAD, K.; LAVAGNOLO, M.C.; LITTARRU, P. 2000. *Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads*. Ecological Engineering 16 (2001), p. 459-70.
- COTRIM, S.L.S. 1997. *Filtros aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS. 120 p. Dissertação (Mestrado).
- CURETON, P.M.; GRONEVELT, P.H., McBRIDE, R.A. 1991. *Landfill leachate recirculation: effects on vegetation vigor and clay surface cover infiltration*. Journal of Environmental Quality, 20. p. 17-24.
- DAIGGER, G.T.; HEINEMANN, T.A.; LAND, G.; WATSON, R.S. 1994. *Practical experience with combined carbon oxidation and nitrification in plastic media trickling filters*. Water Science and Technology, Vol.29 n.10-11. P.189-96.
- DANTAS, D.C. 1982. *A problemática do tratamento de lixívias de aterros sanitários*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS. 149 p. Dissertação (Mestrado).
- DASS, P.; TAMKE, G.R.; STOFFEL, C.M. 1977. *Leachate production at sanitary landfill sites*. Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 103, n.EE6, december/1977. P.981-88.
- DEBUSK, T.A.; BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; 1989. Secondary treatment of domestic wastewater using floating and emergent macrophytes. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 525-29.
- FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A.. 2000. *Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 11p.
- FERREIRA, E.S. 2000. *Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 25p.
- FISCHER, C.; GANDOLLA, M; ARAGNO, M.. 1996. *Procesos de generación de calor en torno a un vertedero clausurado: causas del fenomeno y posibles consecuencias para su gestion y seguridad*. Residuos 30 (1996), ATEGRUS, España. p.30-38.
- FLECK, E., SILVA, A.A.; DE SOUZA, P.A.P.; GARIBOTTI, V. 1998. *Relatório de Monitoramento 01/1998 – Aterro Sanitário Extrema*. Porto Alegre: Departamento Municipal de Limpeza Urbana. Não publicado.

- FLECK, E. 2000. *Monitorização de parâmetros físico-químicos durante a formação de biofilme em leito anaeróbio de brita inoculado com chorume bruto*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS. 120 p. Relatório de Estudo Especial. Não Publicado.
- GARCIA JR., A.D.; GRANDIN, S.R.; ALEM SOBRINHO, P. 1995. *Avaliação da adição de produtos biotecnológicos em sistemas de lagoas aeradas tratando percolado de aterro sanitário, em escala de laboratório*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18. 1995, Salvador. Anais. Salvador. ABES, 15p.
- GOOD, B.J.; PATRICK, JR., W.H. 1987. Root-water-sediment interface processes. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. 1987. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Mongolia Publishing Inc., Orlando, USA. p. 359-71.
- HAMMER, D.A. 1992. *Creating Freshwater Wetlands*. Lewis Publishers Inc. Chelsea, U.S.A.. 298 p.
- HARRIS, J.M.; PURSCHWITZ, D.E.; GOLDSMITH, JR., C.D. 2000. *Leachate treatment options for sanitary landfills*. In: INTERCONTINENTAL LANDFILL RESEARCH SYMPOSIUM, 2000, Lulea, Sweden. Anais. 16p.
- HILL, I.R.; WRIGHT, S.J.L. 1978. *Pesticide Microbiology*. Academic Press Inc., 1978.
- HMSO. 1995. *Landfill design, construction and operation practice*. London: Department of the Environment. 289p. (Waste Management Paper 26B).
- HO, S.; BOYLE, W.C., HAM, R.K. 1974. *Chemical treatment of leachates from sanitary landfills*. Journal WPCF, Vol.46, n.7. 1974. P.1776-91.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2002. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000*. IBGE: 2002.
- KEENAN, J.D.; STEINER, R.L.; FUNGAROLI, A.A. 1984. *Landfill leachate treatment*. Journal WPCF, Vol. 56, n.1. 1984. p.27-33.
- KENNEDY, K.J.; LENTZ, E.M. 2000. *Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors*. Water Research Vol. 34, No. 14, p.3640-56, 2000.
- LEMA, J.L.; IBANEZ, E.; CANALS, J. 1988. *Anaerobic treatment of landfill leachates: kinetics and stoichiometry*. Environmental Technology Letters, Vol 8. p.555-64.
- LIMA, L.M.Q. 1995. *Lixo: Tratamento e biorremediação*. 3ª Ed. São Paulo: Hemus. 265p.
- LIMA, M.W.; SURLIUGA, G.C.. 2000. *Análise das características do lixo domiciliar urbano do município do Rio de Janeiro*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 6p.

- LISBÔA, A.J. 1987. *Salmonella na Bacia Hidrográfica do Jacuí - Correlação com Coliformes* – DMAE: Porto Alegre, janeiro, 1987.
- MANDELLI, S.M.C.; LIMA, L.M.Q.; OJIMA, M.K. 1991. *Tratamento de resíduos sólidos*. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 1991. 291p.
- MARQUES, D.L.M.. 1999. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. 1999. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. PROSAB/ABES, Rio de Janeiro, p.409-35.
- McARDLE, J.L.; AROZARENA, M.M.; GALLAGHER, W.E. 1988. *Treatment of hazardous waste leachate*. Noyes Data Corporation, New Jersey, 1988. 111p.
- MENDONÇA, S.R. 1990. *Lagoas de Estabilização Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos*. - Editora Universitária/UFPb, João Pessoa, 1990.
- METCALF & EDDY, Inc. 1991. *Wastewater Engineering*. Treatment, disposal, reuse. 3rd Edition. Singapore: McGraw-Hill. 1334 p.
- MILLER, G.. 1989. Use of artificial cattail marshes to treat sewage in Northern Ontario, Canada. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 636-42.
- MONTEGGIA, L.O. 1998. Operações e processos unitários de tratamento: Polígrafo de Disciplina. Porto Alegre: IPH/UFRGS. Não publicado.
- MORAES, V.A.; GOMES, J.A. 1993. *Tratamento de líquidos percolados de aterros sanitários em reator anaeróbio híbrido*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. Anais. Rio de Janeiro: ABES. V.2, t.3, p.342-354.
- MOSEY, F.E.; SWANWICK, J.D.; HUGHES, D.A. 1971. *Factors affecting the availability of heavy metals to inhibit anaerobic digestion*. Water Pollution Control, 70. p.668-80.
- OLIVEIRA, M. R. L.; MOTA, S. 1998. In: *Caracterização do percolado do "lixão" do Jangurussu, Fortaleza, Ceará*. Limpeza Pública, Nº 48, agosto de 1998, São Paulo: ABLP. p. 21-24.
- OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A.. 2000. *Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 8p.
- ORTA L., M.T.; SÁNCHEZ G., J.; CRUZ R., R.; ROJAS V., M.N. 2000. *Método de balance de agua para la estimación de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 9p.
- PALIT, T.; QASIM, S.R. 1977. *Biological treatment kinetics of landfill leachate*. Journal of the Environmental Engineering Division, 103 (2), New York, April 1977, p.353-63.

- PASTANA FILHO, A.P.; DA CRUZ, A.L., GONÇALVES, D. 1973. *Aspectos biológicos do filtro biológico*. Revista DAE (93), ano XXXIII, SABESP: São Paulo, 1973. p.84-96.
- PELCZAR JR., M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R., 1996. *Microbiologia: Conceitos e aplicações*. Vol. 1. 2ª Ed., Makron Books, São Paulo, 1996. 524p.
- PILLA, L. 1980. *Físico-Química*. Vol. 2, Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. 912p.
- PINTO, G. A. S.; LEITE, S. G. F.; CUNHA, C. D.; MESQUITA, L. S. 2001. *A aplicação de microrganismos no tratamento de efluentes: A remoção de metais pesados de efluentes líquidos*. Methodus Revista Científica e Cultural. Universidade Estácio de Sá: Rio de Janeiro, 2001, v.3, n.5, p.131-143.
- PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. 2002. Departamento Municipal de Limpeza Urbana: *Resultados do monitoramento operacional de aterros sanitários: 1990-2002*. Não publicado.
- PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. 1994. Departamento Municipal de Limpeza Urbana: *Caracterização dos resíduos sólidos produzidos em Porto Alegre*. Não publicado.
- QASIM, S.R.; CHIANG, W. 1994. *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic Publishing Co., Inc., 339p.
- REICHERT, G.A. 1999. *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS. 136p. Dissertação (Mestrado).
- REICHERT, G.A.; COTRIM, S.L.S., 2000. *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário realizado em filtro anaeróbio em leito de brita construído sob o aterro: Concepção de projeto*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 6p.
- REINHART, D.R.; GROSH, C.J. 1998. *Analysis of Florida MSW Landfill leachate quality*. Florida Center For Solid And Hazardous Waste Management - University of Central Florida. Gainesville: 1998. 108p.
- RICH, L.G.; WAHLBERG, E.J. 1990. *Performance of lagoon intermittent sand filter systems*. Research Journal WPCF, Vol. 62, n.5. 1990, p. 697-99.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual da Saúde e do Meio Ambiente. 1989. *Portaria 05/1989 SSMA: Critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluentes que lançam seus efluentes nos corpos d'água interiores no estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, 1989.
- ROBINSON, H.D.; MARIS, P.J. 1985. *The treatment of leachates from domestic waste in landfill sites*. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 57, n.1. p. 30-38.
- ROCCA, C.C.R.; NARCHI, H.; LEÃO, M.L.G.; NABHAN, N.M.; CASTRO NETO, P.P. 1979. *Drenagem sub-superficial em aterros sanitários*. CETESB: São Paulo, 1979. 38p.

- ROUSSEAU, P.; BORGES DE CASTILHOS JR., A.; VERMANDE, P.; NAVARRO, A. 1989. - *Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil* - CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15. Vol. 2 Tomo II, Belém, setembro/1989. Anais.
- SEGATO, L.M.; SILVA, C.L., 2000. *Caracterização do chorume do aterro sanitário de Baurú*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre: ABES. 9p.
- SOUZA, M.E. 1982. *Fatores que influenciam a digestão anaeróbia*. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÃO, 5., 1982. Viçosa. p.1-7.
- SPENGLER, D.B.; DZOMBAK, D.A. 1991. *Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: bench-scale experiments*. Research Journal of Pollution Control Federation, 63. p.971-81.
- STAUBITZ, W.W.; SURFACE, J.M.; STEENHUIS, T.S.; PEVERLY, J.H.; LAVINE, M.J.; WEEKS, N.C.; SANFORD, W.E.; KOPKS, R.J. 1989. Potencial use of constructed wetlands to treat landfill leachate. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 735-742.
- TAVARES, T.; SILVA, I.S. 2001. Remoção de metais pesados por biofilmes suportados em carvão activado. In: *Catalizadores y adsorbentes para la protección ambiental en la región Iberoamericana*, Ed. J. Blanco, P. Avila, CYTED, Rede temática V.C Catalizadores para la protección ambiental, Madrid, p.237-240, 2001, (ISBN 84-931538-5-0).
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. 1993. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. New York: McGraw-Hill. 978p.
- THORNTON, R.J.; BLANC, F.C. 1973. *Leachate treatment by coagulation and precipitation*. Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 99 n.EE4, 1973. P. 535-544.
- TRAUTMANN, N.M.; MARTIN JR., J.H.; PORTER, K.S.; HAWK JR., K.C.. 1989. Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate. In: HAMMER, D.A. 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment*. 2nd Edition, Lewis Publishing Inc. Chelsea, p. 245-51.
- VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. 1994. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos*. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba.
- VIEIRA, S.M.M.; SOUZA, M.E. 1981. *Métodos analíticos para acompanhamento da biodigestão*. Energia, Vol. III, n. 15, Julho-Agosto, 1981. p.26-36.
- VON SPERLING, M. 1995. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG. 243 p.

VON SPERLING, M., 1997. *Lodos Ativados*. Belo Horizonte: UFMG. 416 p.

WALDEMAR, C.C.. 2000. *Potencial de utilização de macrófitas aquáticas regionais no tratamento do percolado de aterros sanitários de resíduos sólidos domiciliares*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, dezembro/2000. 4p.

WU, Y.C.; HAO, O.J.; OU, K.C.; SCHOLZE, R.J. 1988. *Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two-stage anaerobic filter*. *Biotechnology and Bioengineering*, New York, V.30, p.661-667.

YOUNG, J.C. 1991. *Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters*. *Water Science & Technology*, 24, No. 8, p.133-55.

8. ANEXOS

Anexo A

Anexo B

Anexo C

Anexo D

Anexo E

Anexo F

Anexo A

Tabelas com características volumétricas dos aparatos da pesquisa

Tabela A.1 - Características dos reatores anaeróbios utilizados na Subfase A.1

Reator	Volume de vazios* (L)	TDH (d)	Taxa de Aplicação Semanal** (%)	Volume Aplicado*** (L/sem)
A.1.a	59,5	14	50,0	29,8
A.1.b	59,5	14	50,0	29,8
A.1.c	56,7	28	25,0	14,2
A.1.d	60,7	28	25,0	15,2
A.1.e	56,0	56	12,5	7,0
A.1.f	56,0	56	12,5	7,0
A.1.g	56,0	56	12,5	7,0
A.1.h	56,0	56	12,5	7,0
A.1.i	57,8	91	7,7	4,5
A.1.j	57,8	91	7,7	4,5
A.1.k	57,8	91	7,7	4,5
A.1.l	57,8	91	7,7	4,5
A.1.m	57,8	91	7,7	4,5
A.1.n	57,8	91	7,7	4,5

*Diferença entre o volume total do reator e o volume ocupado pelo meio suporte;

** $(\text{Volume aplicado semanalmente} / \text{volume total de vazios} \times 100)$;

***Identicamente igual ao volume de lixiviado retirado pela base semanalmente.

Tabela A.2 - Características dos reatores anaeróbios utilizados na Subfase A.3

Reator	Volume de vazios* (L)	Volume Aplicado (L/sem) para TDH = 14 d**	Volume Aplicado (L/sem) para TDH = 21 d**
A.3.a	59,5	29,8	19,8
A.3.b	59,6	29,8	19,9
A.3.c	56,1	28,0	18,7
A.3.d	56,1	28,0	18,7

*Diferença entre o volume total do reator e o volume ocupado pelo meio suporte;

**Identicamente igual ao volume de lixiviado retirado pela base semanalmente.

Tabela A.3 - Caracterização granulométrica simplificada* do substrato utilizado na Fase C

Ensaio	Percentual Retido**
Peneiramento em malha de 0,5 mm	3,7%
Peneiramento em malha de 2,0 mm	34,6%
Peneiramento em malha de 4,0 mm	61,7%

*malhas disponíveis pelo laboratório contratado;

**determinações expressas em base seca a 45°C

Tabela A.4 - Relacionamento entre altura da coluna líquida lida na régua e volume de líquido no interior do banhado-piloto

Leitura na régua (cm)	Volume de líquido no interior (L)	Leitura na régua (cm)	Volume de líquido no interior (L)	Leitura na régua (cm)	Volume de líquido no interior (L)
5,3	8,64	21,0	53,38	26,3	72,72
5,9	10,80	21,1	53,69	26,4	73,08
6,9	12,96	21,2	54,00	26,5	73,44
7,8	15,12	21,3	54,43	26,6	73,80
8,6	17,28	21,4	54,86	26,7	74,16
9,4	19,44	21,5	55,30	26,8	74,52
10,3	21,60	21,6	55,73	26,9	74,88
11,0	23,76	21,7	56,16	27,0	75,19
11,8	25,92	21,8	56,43	27,1	75,50
12,7	28,08	21,9	56,70	27,2	75,81
13,5	30,24	22,0	56,97	27,3	76,13
14,3	32,40	22,1	57,24	27,4	76,44
15,0	34,56	22,2	57,51	27,5	76,75
15,7	36,72	22,3	57,78	27,6	77,06
16,5	38,88	22,4	58,05	27,7	77,37
17,2	41,04	22,5	58,32	27,8	77,68
17,3	41,47	22,6	58,75	27,9	77,99
17,4	41,90	22,7	59,18	28,0	78,31
17,5	42,34	22,8	59,62	28,1	78,62
17,6	42,77	22,9	60,05	28,2	78,93
17,7	43,20	23,0	60,48	28,3	79,24
17,8	43,51	23,1	60,84	28,4	79,55
17,9	43,82	23,2	61,20	28,5	79,86
18,0	44,13	23,3	61,56	28,6	80,17
18,1	44,43	23,4	61,92	28,7	80,49
18,2	44,74	23,5	62,28	28,8	80,80
18,3	45,05	23,6	62,64	28,9	81,11
18,4	45,36	23,7	63,00	29,0	81,42
18,5	45,63	23,8	63,36	29,1	81,73
18,6	45,90	23,9	63,72	29,2	82,04
18,7	46,17	24,0	64,08	29,3	82,35
18,8	46,44	24,1	64,44	29,4	82,67
18,9	46,71	24,2	64,80	29,5	82,98
19,0	46,98	24,3	65,23	29,6	83,29
19,1	47,25	24,4	65,66	29,7	83,60
19,2	47,52	24,5	66,10	29,8	83,87
19,3	47,95	24,6	66,53	29,9	84,15
19,4	48,38	24,7	66,96	30,0	84,42
19,5	48,82	24,8	67,23	30,1	84,69
19,6	49,25	24,9	67,50	30,2	84,96
19,7	49,68	25,0	67,77	30,3	85,23
19,8	49,95	25,1	68,04	30,4	85,51
19,9	50,22	25,2	68,31	30,5	85,78
20,0	50,49	25,3	68,58	30,6	86,09
20,1	50,76	25,4	68,85	30,7	86,40
20,2	51,03	25,5	69,12	30,8	86,71
20,3	51,30	25,6	69,66	30,9	87,03
20,4	51,57	25,7	70,20	31,0	87,34
20,5	51,84	25,8	70,74	31,1	87,65
20,6	52,15	25,9	71,28	31,2	87,96
20,7	52,46	26,0	71,64	31,3	88,96
20,8	52,77	26,1	72,00	31,4	89,36
20,9	53,07	26,2	72,36	31,5	89,76

Obs.: Escala construída a partir de medições de campo e interpolações.

Anexo B

Tabelas com resultados analíticos das três fases da pesquisa

Tabela B.1.a - Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 1; 3-15)

Parâmetros	Semanas	1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
pH		8,2	8,8	8,4	8,7	8,3	8,3	8,3	8,6	8,8	8,7	8,6	8,6	8,6	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		7300,0	3760,0	4580,0	3425,0	3060,0	4440,0	6900,0	4570,0	4515,0	7460,0	3430,0	2690,0	5000,0	4615,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		13180,0	5345,0	11245,0	5780,0	8636,0	8195,0	12080,0	7440,0	9820,0	10500,0	8480,0	6730,0	10300,0	8710,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	-	1270,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	-	2140,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitratos (mgNO ₃ ⁻ /L)		-	-	37,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		-	-	5,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total (mgPO ₄ ⁻³ /L)		-	-	11,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfatos (mgSO ₄ ⁻² /L)		-	-	14,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acidez Total (mgCaCO ₃ /L)		-	-	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		-	-	2570,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)		-	-	50200,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Potencial Redox (mV)		-	-	+85,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	18600,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)		-	-	11270,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.1.b - Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 16-30)

Parâmetros	Semanas	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
pH		8,3	8,1	8	8	8,1	8,1	8,2	8,0	8,1	8,1	8,0	8,0	8,1	8,0	8,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		5200,0	5400,0	8860,0	3690,0	3620,0	2820,0	4660,0	5100,0	4560,0	6100,0	4200,0	4230,0	4000,0	7860,0	8250,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		8280,0	11640,0	12940,0	7480,0	7280,0	5360,0	11570,0	8320,0	10960,0	9410,0	9330,0	8510,0	6510,0	14670,0	13280,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	-	-	-	-	-	-	3830,0	4200,0	4200,0	3830,0	3290,0	2620,0	6880,0	7130,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	2105,0	1920,0	-	1975,0	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	225,0	200,0	-	370,0	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	2380,0	-	-	-	-	-	-	2270,0	-	2570,0	2370,0	2020,0	1920,0
Fósforo Total (mgP/L)		-	-	8,1	-	-	-	-	13,0	14,0	9,6	16,1	14,0	4,7	20,0	5,6
Cromo Total (mgCr/L)		-	-	-	-	-	-	-	0,42	0,33	0,35	0,39	0,35	0,37	0,26	0,04
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Prej.	Prej.	-	-
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1420,0	2820,0	3040,0	1320,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<2	<2	21	5

(-) Análise não executada; Prej.: Prejudicado

Tabela B.2.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.a (semanas 3-15)

Parâmetros	Semanas	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
pH		8,4	8,6	8,6	8,5	8,5	8,5	8,6	8,6	8,7	8,5	8,5	8,6	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		3400,0	2130,0	1970,0	1811,0	1980,0	1560,0	1110,0	2530,0	1770,0	1540,0	1330,0	1270,0	880,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		6095,0	4155,0	4156,0	2340,0	3240,0	3130,0	2660,0	3050,0	3130,0	3420,0	3000,0	3560,0	3110,0

Tabela B.2.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.a (semanas 16-31)

Parâmetros	Semanas	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
pH		8,2	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,3	8,1	8,1	8,0	8,1	8,1	8,1	8,1	7,9	7,9
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		2270,0	864,0	1250,0	1140,0	2830,0	810,0	1070,0	1300,0	1580,0	1660,0	870,0	1300,0	1160,0	1150,0	3280,0	3270,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		3120,0	3060,0	2680,0	3200,0	3200,0	2760,0	3070,0	3240,0	4480,0	4290,0	3600,0	3470,0	4030,0	3440,0	6270,0	6560,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		-	-	-	-	-	-	-	10400,0	11170,0	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		-	-	-	-	-	-	-	10,8	8,1	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	-	-	-	-	-	-	670,0	1080,0	910,0	730,0	490,0	1160,0	810,0	2250,0	3610,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	2006,0	2080,0	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	264,0	110,0	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	2240,0	2230,0	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		-	-	-	-	-	-	-	0,18	0,16	0,20	0,24	0,23	0,33	0,3	0,1	0,0
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	ND	0,14	0,4	7,0
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	144,0	144,0	152,0	230,0	700,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	<2	2	<2	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.3.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.b (semanas 3-15)

Parâmetros	Semanas	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
pH		8,4	8,6	8,6	8,5	8,5	8,4	8,5	8,5	8,5	8,5	8,4	8,7	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		3545,0	2350,0	1390,0	2464,0	920,0	1680,0	935,0	1400,0	1455,0	2420,0	380,0	1720,0	2300,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		7200,0	4035,0	3200,0	3288,0	3320,0	3130,0	2300,0	3170,0	3030,0	2890,0	3130,0	3260,0	2910,0

Tabela B.3.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.b (semanas 16-31)

Parâmetros	Semanas	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
pH		8,2	8,1	8,0	8,0	8,1	8,1	8,3	8,1	8,1	8,0	8,0	8,1	8,1	8,1	8,0	7,9
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1660,0	1130,0	580,0	2380,0	2900,0	770,0	700,0	1320,0	3500,0	1720,0	840,0	1430,0	1000,0	1025,0	3260,0	3340,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		3040,0	3000,0	3200,0	3280,0	4480,0	2680,0	3010,0	3080,0	4190,0	3760,0	3410,0	3470,0	3790,0	3440,0	5680,0	6530,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		-	-	-	-	-	-	-	13260,0	11370,0	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		-	-	-	-	-	-	-	8,8	5,4	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	-	-	-	-	-	-	730,0	910,0	790,0	670,0	550,0	910,0	690,0	1940,0	2750,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	2020,0	1970,0	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	210,0	70,0	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	2320,0	2270,0	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		-	-	-	-	-	-	-	0,18	0,15	0,25	0,32	0,26	0,29	0,3	0,0	0,1
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	0,2	ND	0,2	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	163,0	208,0	164,0	170,0	813,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<2	8	<2	<2	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.4.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.c (semanas 5-13)

Parâmetros	Semanas	5	6	7	8	9	10	11	12	13
pH		8,8	8,6	8,7	8,8	8,7	8,7	8,7	8,6	8,6
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		640,0	1312,0	1300,0	2300,0	1360,0	2390,0	2080,0	1530,0	320,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1856,0	2570,0	2930,0	2770,0	2380,0	3620,0	2810,0	2810,0	2670,0

Tabela B.4.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.c (semanas 14-21)

Parâmetros	Semanas	14	15	16	17	18	19	20	21
pH		8,7	8,7	8,4	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1200,0	760,0	2310,0	2380,0	880,0	2930,0	840,0	1730,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2990,0	2870,0	3080,0	3100,0	2500,0	3000,0	3160,0	3120,0

Tabela B.5.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.d (semanas 5-13)

Parâmetros	Semanas	5	6	7	8	9	10	11	12	13
pH		8,6	8,4	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,4	8,4
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		498,0	1486,0	1240,0	580,0	1250,0	920,0	1455,0	2020,0	300,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2176,0	2972,0	2850,0	2730,0	2260,0	2830,0	2770,0	2580,0	2500,0

Tabela B.5.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.d (semanas 14-21)

Parâmetros	Semanas	14	15	16	17	18	19	20	21
pH		8,5	8,5	8,2	8,1	8,0	8,1	8,1	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1880,0	910,0	1450,0	1340,0	600,0	1160,0	1050,0	500,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2670,0	2560,0	2720,0	2800,0	2970,0	2880,0	3120,0	2400,0

Tabela B.6.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.e (semanas 9-17)

Parâmetros	Semanas	9	10	11	12	13	14	15	16	17
pH		8,3	8,5	8,5	8,5	8,4	8,6	8,6	8,3	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		884,0	860,0	1050,0	960,0	840,0	2490,0	1900,0	920,0	1020,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1585,0	2360,0	2340,0	2300,0	2360,0	5940,0	2380,0	2600,0	2720,0

Tabela B.6.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.e (semanas 18-25)

Parâmetros	Semanas	18	19	20	21	22	23	24	25
pH		8,1	8,1	8,1	8,1	8,3	8,1	8,1	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1300,0	1170,0	1330,0	500,0	640,0	1280,0	1000,0	1480,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2660,0	2200,0	2280,0	2120,0	2640,0	2720,0	3230,0	3230,0

Tabela B.7.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.f (semanas 9-14)

Parâmetros	Semanas	9	10	11	12	13	14
pH		8,4	8,6	8,5	8,5	8,4	8,6
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		256,0	1840,0	880,0	600,0	590,0	2500,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2100,0	2080,0	2080,0	2380,0	2260,0	4440,0

Tabela B.7.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.f (semanas 15-20)

Parâmetros	Semanas	15	16	17	18	19	20
pH		8,5	8,3	8,1	8,1	8,1	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		400,0	1410,0	870,0	610,0	820,0	650,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2340,0	2500,0	2480,0	2880,0	2490,0	2120,0

Tabela B.8.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.i (semanas 14-22)

Parâmetros	Semanas	14	15	16	17	18	19	20	21	22
pH		8,4	8,3	8,2	8,0	8,0	8,1	8,1	8,1	8,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1260,0	2140,0	1490,0	1520,0	910,0	1160,0	980,0	720,0	890,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		8120,0	3090,0	3160,0	3040,0	2630,0	2490,0	3080,0	2040,0	2630,0

Tabela B.8.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.i (semanas 23-30)

Parâmetros	Semanas	23	24	25	26	27	28	29	30
pH		8,2	8,1	8,1	8,0	8,1	8,1	8,1	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1200,0	1740,0	1160,0	1520,0	1170,0	1570,0	1770,0	1180,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2800,0	3330,0	3470,0	3550,0	3330,0	3250,0	3950,0	3120,0

Tabela B.9.a - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.j (semanas 14-22)

Parâmetros	Semanas	14	15	16	17	18	19	20	21	22
pH		8,5	8,5	8,2	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1725,0	2080,0	1220,0	2010,0	2480,0	1980,0	980,0	900,0	670,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		3450,0	2300,0	2740,0	2700,0	4610,0	2620,0	1980,0	1720,0	2270,0

Tabela B.9.b - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.1.j (semanas 23-30)

Parâmetros	Semanas	23	24	25	26	27	28	29	30
pH		8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		930,0	860,0	1000,0	730,0	1110,0	2300,0	940,0	560,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2320,0	2670,0	2750,0	2830,0	2690,0	2830,0	2650,0	2830,0

Tabela B.10.a - Temperaturas mínimas e máximas semanais ao longo das semanas 1-16 da Subfase A.1

Parâmetros	Semanas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Temperatura Mínima Semanal (°C)		-	-	16,5	19,0	20,0	18,0	20,0	16,0	18,0	26,0	22,0	20,0	14,0	12,0	22,0	12,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)		-	-	39,0	35,0	36,0	34,5	35,0	35,0	39,0	42,0	38,5	35,0	36,0	31,0	34,0	31,0
ΔT (°C)				22,5	16,0	16,0	16,5	19,0	19,0	21,0	16,5	16,5	15,0	22,0	19,0	12,0	19,0

(-): medição não efetuada

Tabela B.10.b - Temperaturas mínimas e máximas semanais ao longo das semanas 17-31 da Subfase A.1

Parâmetros	Semanas	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
Temperatura Mínima Semanal (°C)		12,0	20,0	15,0	15,0	12,0	13,0	17,0	8,0	5,0	6,0	8,0	5,0	10,0	4,5	8,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)		31,0	27,0	33,0	34,0	27,5	31,0	32,0	27,0	23,5	31,0	26,5	25,0	26,5	31,0	22,0
ΔT (°C)		19,0	7,0	18,0	19,0	15,5	18,0	15,0	19,0	18,5	25,0	18,5	20,0	16,5	26,5	14,0

Tabela B.11 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.C1

Parâmetros	Dias	0	1	6	13	20	34	48	62	76
pH		8,1	8,1	8,2	8,2	8,2	8,1	8,1	8,5	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio Total em 5 dias (mgO ₂ /L)		3300,0	2600,0	3010,0	2830,0	2580,0	2300,0	1860,0	1310,0	1304,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel em 5 dias (mgO ₂ /L)		2820,0	2300,0	2460,0	1530,0	2480,0	2140,0	1380,0	1296,0	1270,0
Demanda Química de Oxigênio Total (mgO ₂ /L)		5280,0	4520,0	5080,0	4930,0	5470,0	5760,0	4000,0	3107,0	2670,0
Demanda Química de Oxigênio Solúvel (mgO ₂ /L)		5280,0	4320,0	4280,0	2763,0	3410,0	3970,0	3200,0	3040,0	2435,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		40,0	250,0	40,0	6,0	55,0	170,0	-	ND	90,0
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	145,0	-	-
Cor (mgCo-Pt/L)		-	-	-	-	-	-	2300,0	-	-
Limiar de Odor (%)		-	-	-	-	-	-	0,06	-	-
Turbidez (UNT)		-	-	-	-	-	-	201,0	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.12 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.C2

Parâmetros	Dias	0	1	6	13	20	34	48	62	76
pH		8,1	8,2	8,3	8,4	8,4	8,6	8,6	8,6	8,9
Demanda Bioquímica de Oxigênio Total em 5 dias (mgO ₂ /L)		3300,0	2730,0	3180,0	2030,0	2460,0	1900,0	2130,0	1436,0	1620,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel em 5 dias (mgO ₂ /L)		2820,0	1960,0	2840,0	1850,0	2360,0	1800,0	1330,0	1042,0	1130,0
Demanda Química de Oxigênio Total (mgO ₂ /L)		5280,0	5720,0	4880,0	4530,0	4200,0	6180,0	4290,0	3570,0	3195,0
Demanda Química de Oxigênio Solúvel (mgO ₂ /L)		5280,0	5120,0	3920,0	3443,0	3040,0	4210,0	4230,0	3490,0	2810,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		40,0	420,0	100,0	30,0	70,0	160,0	-	144,0	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	105	-	-
Cor (mgCo-Pt/L)		-	-	-	-	-	-	1850,0	-	-
Limiar de Odor (%)		-	-	-	-	-	-	0,1	-	-
Turbidez (UNT)		-	-	-	-	-	-	95,0	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.13 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.2.T

Parâmetros	Dias	0	1	6	13	20	34	48	62	76
pH		8,1	8,2	8,3	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,8
Demanda Bioquímica de Oxigênio Total em 5 dias (mgO ₂ /L)		3300,0	2320,0	2730,0	950,0	1310,0	790,0	375,0	600,0	990,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel em 5 dias (mgO ₂ /L)		2820,0	2250,0	2380,0	860,0	1100,0	730,0	365,0	485,0	890,0
Demanda Química de Oxigênio Total (mgO ₂ /L)		5280,0	5480,0	3960,0	3610,0	5240,0	3060,0	1930,0	1790,0	1720,0
Demanda Química de Oxigênio Solúvel (mgO ₂ /L)		5280,0	4880,0	3560,0	3200,0	1870,0	1950,0	1890,0	1704,0	1660,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		40,0	460,0	ND	28,0	ND	ND	-	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	-	94	-	-
Cor (mgCo-Pt/L)		-	-	-	-	-	-	2750,0	-	-
Limiar de Odor (%)		-	-	-	-	-	-	4,0	-	-
Turbidez (UNT)		-	-	-	-	-	-	50,0	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.14 - Temperaturas mínimas e máximas ao longo do período de desenvolvimento da Subfase A.2

Parâmetros	Dias	0-1	1-6	6-13	13-20	20-34	34-48	48-62	62-76
Temperatura Mínima Semanal (°C)		5,0	5,0	6,0	9,0	8,0	11,0	9,0	9,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)		33,5	33,5	27,5	22,0	31,0	35,0	34,5	35,0
ΔT (°C)		28,5	28,5	21,5	13,0	23,0	24,0	25,5	26,0

Tabela B.15 - Resultados analíticos de amostras do afluente utilizado na Subfase A.3

Parâmetros	Semanas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15
pH		8,2	8,0	8,1	8,1	8,0	8,0	8,1	8,0	8,0	7,9	8,1	8,1	8,1	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		4660,0	5100,0	4560,0	6100,0	4200,0	4230,0	4000,0	7860,0	8250,0	3300,0	2840,0	2880,0	2640,0	1430,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		11570,0	8320,0	10960,0	9410,0	9330,0	8510,0	6510,0	14670,0	13280,0	9470,0	5680,0	5760,0	4480,0	3730,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	3830,0	4200,0	4200,0	3830,0	3290,0	2620,0	6880,0	7130,0	6760,0	1440,0	1190,0	2210,0	1770,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	2105,0	1920,0	-	1975,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	225,0	200,0	-	370,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	-	2270,0	-	2570,0	2370,0	2020,0	1920,0	1950,0	1900,0	1900,0	1870,0	2093,0
Fósforo Total (mgP/L)		-	13,0	14,0	9,6	16,1	14,0	4,7	20,0	5,6	5,8	7,6	6,0	8,1	10,0
Cromo Total (mgCr/L)		-	0,42	0,33	0,35	0,39	0,35	0,37	0,26	0,04	0,04	0,1	0,19	0,18	0,2
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	Prej.	Prej.	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	1420,0	2820,0	3040,0	1320,0	870,0	328,0	900,0	470,0	572,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	-	<2	<2	21	5	-	-	-	-	-

(-) Análise não executada; Prej.: Prejudicado

Tabela B.16 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.a

Parâmetros	Semanas	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias										Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15	16
pH		8,3	8,1	8,1	8,0	8,1	8,1	8,1	8,1	7,9	7,9	8,1	8,2	8,3	8,2	8,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		1070,0	1300,0	1580,0	1660,0	870,0	1300,0	1160,0	1150,0	3280,0	3270,0	590,0	730,0	960,0	660,0	1050,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		3070,0	3240,0	4480,0	4290,0	3600,0	3470,0	4030,0	3440,0	6270,0	6560,0	2880,0	2520,0	2240,0	1950,0	2000,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		-	10400,0	11170,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		-	10,8	8,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	670,0	1080,0	910,0	730,0	490,0	1160,0	810,0	2250,0	3610,0	940,0	1130,0	655,0	1380,0	780,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	2006,0	2080,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	264,0	110,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	-	2240,0	2230,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		-	0,18	0,16	0,20	0,24	0,23	0,33	0,3	0,1	0,04	0,07	0,11	0,12	0,15	0,12
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	ND	ND	0,14	0,4	7,0	0,5	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	144,0	144,0	152,0	230,0	700,0	276,0	98,0	66,0	122,0	5,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	-	5	<2	2	<2	-	-	-	-	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.17 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.b

Parâmetros	Semanas	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias										Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15	16
pH		8,3	8,1	8,1	8,0	8,0	8,1	8,1	8,1	8,0	7,9	8,0	8,1	8,2	8,1	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		700,0	1320,0	3500,0	1720,0	840,0	1430,0	1000,0	1025,0	3260,0	3340,0	480,0	1025,0	790,0	180,0	1390,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		3010,0	3080,0	4190,0	3760,0	3410,0	3470,0	3790,0	3440,0	5680,0	6530,0	2910,0	2320,0	2240,0	2290,0	1867,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		-	13260,0	11370,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		-	8,8	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		-	730,0	910,0	790,0	670,0	550,0	910,0	690,0	1940,0	2750,0	910,0	1440,0	1000,0	1240,0	430,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		-	2020,0	1970,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		-	210,0	70,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	-	2320,0	2270,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		-	0,18	0,15	0,25	0,32	0,26	0,29	0,3	0,0	0,1	0,08	0,12	0,12	0,15	0,12
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	-	ND	0,2	ND	0,2	ND	0,6	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	-	163,0	208,0	164,0	170,0	813,0	314,0	113,0	83,0	100,0	9,0
Coliformes Fecais (NMPE/100mL)		-	-	-	-	-	<2	8	<2	<2	-	-	-	-	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.18 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.c

Parâmetros	Semanas	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias				
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15	16
pH		8,2	8,1	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	8,1	8,0	8,2	8,3	8,3	8,4
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		2080,0	990,0	1150,0	780,0	1320,0	2230,0	820,0	480,0	2420,0	1170,0	980,0	880,0	350,0	930,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2600,0	2990,0	2990,0	2910,0	2930,0	3040,0	3090,0	2770,0	4000,0	3310,0	2520,0	2320,0	2050,0	1893,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		10730,0	10970,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		4,9	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		790,0	550,0	610,0	670,0	490,0	550,0	560,0	560,0	1240,0	1310,0	1060,0	560,0	1340,0	760,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		1990,0	2150,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		140,0	90,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	2220,0	2280,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		0,1	0,08	0,18	0,22	0,19	0,21	0,26	0,05	0,03	0,08	0,1	0,11	0,14	0,11
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	116,0	72,0	90,0	60,0	103,0	136,0	30,0	45,0	30,0	4,0
Coliformes Fecais (NMPE/100mL)		-	-	-	-	<2	<2	<2	5	-	-	-	-	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.19 - Resultados analíticos de amostras do efluente do reator A.3.d

Parâmetros	Semanas	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias				
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15	16
pH		8,1	8,1	8,1	8,0	8,1	8,1	8,1	8,1	8,0	8,0	8,2	8,1	8,2	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		2000,0	980,0	900,0	1220,0	1220,0	550,0	980,0	160,0	1590,0	1060,0	960,0	930,0	190,0	950,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2430,0	2610,0	2770,0	2830,0	2770,0	2880,0	3010,0	2510,0	3890,0	3120,0	2480,0	3080,0	2210,0	1707,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)		10850,0	10200,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mgP/L)		6,0	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		850,0	550,0	550,0	610,0	370,0	580,0	590,0	630,0	1310,0	970,0	1010,0	540,0	750,0	900,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		2000,0	1875,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		280,0	365,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		-	-	2200,0	2270,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Total (mgCr/L)		0,15	0,07	0,19	0,24	0,2	0,21	0,27	0,1	0,04	0,07	0,11	0,11	0,12	0,12
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		-	-	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		-	-	-	-	100,0	110,0	93,0	70,0	114,0	144,0	30,0	40,0	40,0	4,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	-	-	-	1100	<2	<2	8	-	-	-	-	-	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.20 - Temperaturas mínimas e máximas ao longo do período de desenvolvimento da Subfase A.3

Parâmetros	Semanas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Temperatura Mínima Semanal (°C)		13,0	17,0	8,0	5,0	6,0	8,0	5,0	10,0	4,5	8,0	8,0	8,0	13,0	5,0	6,0	9,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)		31,0	32,0	27,0	23,5	31,0	26,5	25,0	26,5	31,0	22,0	26,5	31,0	35,0	33,5	27,5	21,0
ΔT (°C)		18,0	15,0	19,0	18,5	25,0	18,5	20,0	16,5	26,5	14,0	18,5	23,0	22,0	28,5	21,5	12,0

Tabela B.21 - Resultados analíticos referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares)

APLICAÇÃO Nº	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
	A F L U E N T E			A O			F I L T R O			A E R Ó B I O					
VOLUME APLICADO (L)	50,0	50,0	50,0	64,0	64,0	64,0	144,0	144,0	40,0	40,0	40,0	30,0	30,0	30,0	20,0
pH	8,4	8,5	8,4	8,4	8,5	8,5	8,1	8,0	7,9	7,9	7,9	8,0	8,0	7,9	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	990,0	2460,0	3270,0	760,0	430,0	2870,0	460,0	1420,0	2640,0	2480,0	730,0	2920,0	820,0	900,0	2080,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	5350,0	5310,0	5460,0	5390,0	5380,0	5440,0	5620,0	4920,0	4960,0	5800,0	2010,0	4950,0	5360,0	6480,0	2600,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10730,0
Fósforo Total (mgP/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,9
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	790,0
Fosfato Total (mg PO ₄ ³⁻ /L)	17,0	-	-	-	-	-	6,1	-	61,0	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2420,0	-	-	-	-	-	2375,0	-	2370,0	-	-	-	-	-	1990,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	240,0	-	-	-	-	-	195,0	-	113,0	-	-	-	-	-	140,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	-	2700,0	2770,0	2800,0	2830,0	2900,0	-	2575,0	-	2620,0	2560,0	2840,0	2860,0	1880,0	-
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	0,7	0,7	0,9	1,6	1,1	1,5	0,7	2,2	16,0	19,0	16,0	20,0	19,0	20,0	-
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	0,06	0,1	0,08	0,03	0,07	0,05	0,03	0,05	ND	2,9	0,03	0,07	0,08	0,04	-
Cromo Total (mgCr/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	10050,0	-	-	-	-	-	9680,0	-	9910,0	-	-	-	-	-	-
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	13660,0	-	-	-	-	-	13020,0	-	12300,0	-	-	-	-	-	-
Temperatura do Afluente (°C)	40,0	28,0	40,0	37,0	35,0	28,0	35,0	38,0	38,0	32,0	36,0	40,0	33,0	32,0	19,0
Temperatura Ambiente (°C)	29,0	26,0	26,5	22,0	23,0	19,0	22,0	25,0	22,0	22,0	21,0	31,0	21,0	20,5	11,0
	E F L U E N T E			D O			F I L T R O			A E R Ó B I O					
pH	8,8	8,8	8,6	8,7	8,9	8,8	8,4	8,6	8,3	8,2	8,2	8,3	8,2	8,4	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	2490,0	850,0	2630,0	2640,0	1150,0	1130,0	2660,0	2550,0	8860,0	210,0	1720,0	830,0	3940,0	3330,0	780,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	6420,0	5190,0	5190,0	5070,0	5660,0	4960,0	5000,0	4720,0	3630,0	4840,0	3930,0	5240,0	5720,0	7360,0	2640,0
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6670,0
Fósforo Total (mgP/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,7
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	500,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1100,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	2280,0	2095,0	2420,0	2517,0	2430,0	2375,0	2220,0	2290,0	1940,0	2000,0	2090,0	1990,0	1925,0	1670,0	-
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	1,3	1,0	1,2	1,1	1,5	0,8	5,2	1,0	15,0	22,0	15,0	46,0	16,0	15,0	79,0
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	0,2	13,5	9,6	63,0	57,0	61,0	106,0	25,0	580,0	0,2	2,2	50,0	17,0	218,0	291,0
Cromo Total (mgCr/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,18
Temperatura do Efluente (°C)	31,5	28,0	27,0	26,0	23,0	21,0	23,0	28,0	23,0	21,5	23,0	30,0	21,0	22,0	15,0
Temperatura Ambiente (°C)	29,0	26,0	26,5	22,0	24,0	19,0	21,0	26,5	23,0	22,0	23,0	27,0	21,0	20,5	15,0

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.22 - Resultados analíticos referentes à Subfase B.2

APLICAÇÃO Nº	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	A F L U E N T E			A O			F I L T R O			A E R Ó B I O								
VOLUME APLICADO (L)	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
pH	8,2	8,2	8,4	8,3	8,2	8,4	8,4	8,4	8,3	8,3	8,3	8,4	8,4	8,4	8,0	7,7	8,7	8,6
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	1100,0	1550,0	1070,0	1180,0	1960,0	1610,0	2260,0	2000,0	1960,0	730,0	1230,0	1430,0	1230,0	585,0	1100,0	344,0	835,0	500,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	3230,0	3305,0	2720,0	2720,0	3440,0	3010,0	3920,0	3880,0	3760,0	2960,0	2693,0	4190,0	2240,0	2080,0	2130,0	2220,0	2027,0	2640,0
Acidez (mgCaCO ₃ /L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	-	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	12200,0	11940,0	12040,0	11790,0	11870,0	12120,0	2430,0	11190,0	11780,0	10950,0	11560,0	11380,0	101,0	1090,0	1070,0	1091,0	7680,0	7290,0
Fósforo Total (mgP/L)	7,8	7,2	6,2	4,9	5,6	3,3	6,3	9,4	6,3	5,4	10,2	8,2	6,3	6,1	6,9	7,3	7,8	21,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	610,0	890,0	1130,0	1200,0	2190,0	1190,0	300,0	-	1460,0	1580,0	950,0	670,0	920,0	430,0	730,0	1790,0	1210,0	360,0
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	11,0	1,5	26,0	30,0	23,0	14,0	22,0	25,0	16,0	22,0	16,0	11,0	19,0	16,9	24,3	20,0	15,0	44,0
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	0,02	0,04	0,02	ND	0,05	0,01	0,06	ND	0,02	0,05	0,07	0,02	0,03	0,01	0,06	ND	0,06	ND
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1976,0	2080,0	1990,0	1985,0	1950,0	2000,0	1900,0	1856,0	1819,0	1869,0	2010,0	1796,0	1800,0	1710,0	1880,0	1610,0	1900,0	1770,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	149,0	140,0	165,0	160,0	180,0	265,0	210,0	1074,0	274,0	149,0	124,0	220,0	200,0	320,0	50,0	336,0	905,0	55,0
Cromo Total (mgCr/L)	0,18	0,12	0,11	0,07	0,11	0,09	0,12	-	0,12	0,13	0,14	0,14	0,08	0,09	0,06	0,07	0,05	0,13
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	26,0	114,0	50,0	135,0	197,0	130,0	36,0	-	110,0	136,0	10,0	90,0	24,0	104,0	95,0	181,0	196,0	580,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	<2	23	<2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cor (mgCoPt/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2800,0	-	-	-
Limiar de Odor (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	-	-	-	-
Turbidez (UNT)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	62,0	-	-	-	-
Temperatura do Afluente (°C)	25,0	19,0	25,0	16,0	17,0	24,0	24,0	33,0	12,0	21,0	18,5	19,5	21,0	26,2	21,0	20,7	23,7	-
Temperatura Ambiente (°C)	22,0	22,0	19,0	16,0	18,0	28,5	28,0	35,0	11,0	18,0	22,0	18,0	23,0	30,7	21,7	16,0	26,0	-
	E F L U E N T E			D O			F I L T R O			A E R Ó B I O								
pH	8,5	8,3	8,4	8,5	8,5	8,7	8,7	8,8	9,5	8,5	8,6	8,5	8,5	8,7	8,1	7,9	8,5	8,7
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	410,0	940,0	640,0	980,0	750,0	1040,0	970,0	840,0	1860,0	730,0	1040,0	280,0	1890,0	1065,0	655,0	1655,0	805,0	510,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	3360,0	3890,0	2880,0	2990,0	3090,0	3330,0	3400,0	3560,0	3480,0	3200,0	2907,0	4160,0	2320,0	2400,0	2450,0	2110,0	2430,0	4050,0
Acidez (mgCaCO ₃ /L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	-	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	8790,0	6650,0	9270,0	7200,0	6540,0	7170,0	1570,0	10860,0	9060,0	6670,0	6850,0	5590,0	68,0	6520,0	6860,0	6710,0	6520,0	7820,0
Fósforo Total (mgP/L)	8,3	18,0	11,0	13,0	15,0	6,2	5,2	7,8	11,3	8,4	8,6	7,4	9,4	6,4	7,4	6,9	7,9	11,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	550,0	690,0	1060,0	1000,0	380,0	1880,0	120,0	-	880,0	1070,0	850,0	780,0	610,0	970,0	790,0	760,0	2130,0	720,0
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	22,0	2,0	20,0	95,0	27,0	113,0	86,0	109,0	110,0	117,0	117,0	564,0	115,0	1103,0	301,0	666,0	1049,0	257,0
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	440,0	590,0	207,0	495,0	465,0	353,0	346,0	248,0	284,0	513,0	368,0	422,0	484,0	1060,0	ND	138,0	55,0	1710,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1110,0	990,0	1080,0	920,0	930,0	970,0	1005,0	997,0	1183,0	909,0	523,0	895,0	680,0	985,0	1060,0	1050,0	1190,0	950,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	190,0	90,0	170,0	145,0	65,0	30,0	15,0	62,0	287,0	113,0	38,0	100,0	70,0	275,0	106,0	ND	50,0	70,0
Cromo Total (mgCr/L)	0,21	0,26	0,12	0,03	0,11	0,1	0,13	-	0,12	0,15	0,16	0,13	0,09	0,11	0,07	0,06	0,07	0,09
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	0,4	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	80,0	342,0	225,0	174,0	184,0	292,0	358,0	-	203,0	166,0	6,0	100,0	80,0	90,0	107,0	120,0	136,0	142,0
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	2	17	<2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14960,0	-	12320,0	-	14000,0	-	-	13830,0	-
Cor (mgCoPt/L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1750,0	-	-	-	-
Limiar de Odor (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-
Turbidez (UNT)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65,0	-	-	-	-
Temperatura do Efluente (°C)	15,0	22,0	18,0	19,0	17,0	30,0	34,0	32,0	19,5	25,0	25,5	18,0	19,0	27,0	26,0	16,0	31,9	-
Temperatura Ambiente (°C)	22,0	22,0	19,0	18,0	18,0	32,5	32,0	35,0	17,0	20,5	24,0	18,0	21,0	27,9	23,0	14,5	29,0	-

(-): Análise não executada; ND: não detectado

Tabela B.23 - Resultados analíticos relativos ao ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto sem cobertura

DIA	0 (condição inicial)	7	14	21 (condição final)
E F L U E N T E D O B A N H A D O - P I L O T O				
VOLUME RETIRADO (L)	4,6	4,6	4,6	0 (não retirado)
pH	8,2	8,3	8,2	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	480,0	470,0	710,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	1420,0	1550,0	1710,0	
Fenóis (mgC ₆ H ₅ OH/L)	0,04	0,1	0,07	
Fósforo Total (mgP/L)	5,2	4,3	40,0	
Surfactantes (mg ABS/L)	4,1	5,0	4,8	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	370,0	1220,0	610,0	
Cianetos (mg CN/L)	ND	ND	ND	
Sulfetos (mg H ₂ S/L)	ND	ND	ND	
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	7,2	20,0	19,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	0,01	8,7	0,90	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1080,0	1170,0	1230,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	15,0	110,0	55,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	0,17	0,06	0,12	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	0,15	ND	ND	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	62,0	54,0	28,0	
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	350	5	<2	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle anterior à coleta (cm)	18,0	21,7	25,3	
Rebaixamento da coluna líquida em 7 dias (nível anterior-nível atual) (mm)	NA	-37	-36	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à coleta (cm)	-	-	-	
A F L U E N T E A P L I C A D O A O B A N H A D O - P I L O T O				
VOLUME APLICADO (L)	4,6	4,6	6,4	0 (não aplicado)
pH	8,5	8,1	8,2	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	780,0	990,0	1150,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	2640,0	2990,0	2990,0	
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6670,0	10970,0	-	
Fósforo Total (mgP/L)	6,7	5,4	-	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	500,0	550,0	610,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	79,0	-	-	
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	291,0	-	-	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1100,0	2150,0	-	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	60,0	90,0	-	
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	-	-	2220,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	0,18	0,08	0,18	
Intervalo de temperaturas ambientes nos últimos 7 dias (°C)	NA	8,0-27,0	5,0-23,5	6,0-31,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à aplicação (cm)	18,0	21,7	25,7	-
Condições do banhado-piloto	plantas saudáveis em crescimento, folhas verdes medindo 10-30 cm	plantas apresentando ressecamento em algumas folhas, folhas medindo 10-30 cm	plantas apresentando vigor, diminuição das partes secas, folhas medindo 10-30 cm	plântio de dez novas mudas no dia 16; no dia 21 poucas plantas encontravam-se ressecadas, porém não ocorreu crescimento

(-): Análise não executada; ND: não detectado; NA: Não aplicável

Tabela B.24 - Resultados analíticos relativos ao primeiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura

DIA	0 (condição inicial)	7	14	21	28 (condição final)
E F L U E N T E D O B A N H A D O - P I L O T O					
VOLUME RETIRADO (L)	0 (não retirado)	-	-	-	-
pH		8,5	8,5	8,5	8,5
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		530,0	1480,0	580,0	410,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1410,0	1600,0	1810,0	1640,0
Fósforo Total (mgP/L)		3,9	5,4	5,7	4,8
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		440,0	310,0	500,0	70,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		28,0	28,0	22,0	21,0
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		69,0	ND	0,05	0,09
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		680,0	970,0	910,0	930,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		310,0	85,0	170,0	75,0
Cromo Total (mg Cr/L)		0,02	0,08	0,05	0,07
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		65,0	22,0	8,0	33,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle anterior à coleta (cm)		29,1	27,9	28,3	27,8
Rebaixamento da coluna líquida em 7 dias (nível anterior-nível atual) (mm)	NA	-3	-11	10	12
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à coleta (cm)		26,8	27,3	27,3	-
A F L U E N T E A P L I C A D O A O B A N H A D O - P I L O T O					
VOLUME APLICADO (L)	-	0 (não aplicado)	-	-	0 (não aplicado)
pH	8,4		8,5	8,7	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	733,0		750,0	1040,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	2682,0		3090,0	3330,0	
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	-		6540,0	7170,0	
Fósforo Total (mgP/L)	6,8		15,0	6,2	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	911,0		380,0	1880,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	45,4		27,0	113,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	234,8		465,0	353,0	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	1415,0		930,0	970,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	149,0		65,0	30,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	0,07		0,11	0,1	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	ND				
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	137,0		184,0	292,0	
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	9		-	-	
Intervalo de temperaturas ambientes nos últimos 7 dias (°C)	NA	8,0-22,0	8,0-26,5	8,0-31,0	13,0-35,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à aplicação (cm)	28,8	26,8	29,3	29,0	-
Condições do banhado-piloto	plantas em franco crescimento, apresentando folhas verdes	as plantas não apresentaram crescimento e apresentam progressivo ressecamento	plantas completamente secas	as plantas apresentaram-se completamente secas, porém verificaram-se surgência de novos brotos verdes	plantas completamente secas

(-): Análise não executada; ND: não detectado; NA: Não aplicável

Tabela B.25 - Resultados analíticos relativos ao segundo ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura

DIA	0 (condição inicial)	7	10 (condição final)
E F L U E N T E D O B A N H A D O - P I L O T O			
VOLUME RETIRADO (L)	0 (não retirado)	8,0	0 (não retirado)
pH		8,9	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		60,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1710,0	
Fósforo Total (mgP/L)		3,6	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		900,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)		93,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)		102,0	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		623,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		150,0	
Cromo Total (mg Cr/L)		0,1	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		22,0	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle anterior à coleta (cm)		27,5	
Rebaixamento da coluna líquida em 7 dias (nível anterior-nível atual) (mm)	NA	5	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à coleta (cm)		-	
A F L U E N T E A P L I C A D O A O B A N H A D O - P I L O T O			
VOLUME APLICADO (L)	-	8,0	0 (não aplicado)
pH	8,9	8,5	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	508,0	730,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	1720,0	3200,0	
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	-	6670,0	
Fósforo Total (mgP/L)	5,6	8,4	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	530,0	1070,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	107,0	117,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	27,0	513,0	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	723,0	909,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	461,0	113,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	0,12	0,15	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	ND	-	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	132,0	166,0	
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)	-	14960,0	
Intervalo de temperaturas ambientes nos últimos 7 dias (°C)	NA	6,0-27,5	9,0-22,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à aplicação (cm)	28,0	27,5	
Condições do banhado-piloto	o substrato sem plantas recebeu o plantio de novas mudas no dia	plantas em início de ressecamento	encerrado ciclo devido à impossibilidade de aclimação das plantas

(-): Análise não executada; ND: não detectado; NA: Não aplicável

Tabela B.26 - Resultados analíticos relativos ao terceiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura

DIA	0 (condição inicial)	7	14 (condição final)
E F L U E N T E D O B A N H A D O - P I L O T O			
VOLUME RETIRADO (L)	0 (não retirado)	8,0	0 (não retirado)
pH		8,7	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		280,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		300,0	
Fósforo Total (mgP/L)		4,8	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		180,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		22,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		0,03	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		88,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		25,0	
Cromo Total (mg Cr/L)		0,03	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		12,0	
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)		3040,0	
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)		-	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle anterior à coleta (cm)		26,3	
Rebaixamento da coluna líquida em 7 dias (nível anterior-nível atual) (mm)	NA	19	
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à coleta (cm)		-	
A F L U E N T E A P L I C A D O A O B A N H A D O - P I L O T O			
VOLUME APLICADO (L)	-	8,0	0 (não aplicado)
pH	8,7	9,0	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	180,0	590,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	213,0	1440,0	
Fósforo Total (mgP/L)	3,7	2,9	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	270,0	300,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	39,0	10,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	33,0	65,5	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	75,0	710,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	12,0	112,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	0,05	0,11	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	ND	ND	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5,0	35,0	
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)	2800,0	11170,0	
Intervalo de temperaturas ambientes nos últimos 7 dias (°C)	NA	8,0-31,0	8,0-31,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à aplicação (cm)	28,2	26,3	
Condições do banhado-piloto	plantas apresentando-se bastante ressecadas	plantas apresentando-se bastante ressecadas	devido a um vazamento no aparato o líquido foi perdido, tendo as plantas morrido devido à falta de água: encerrado o ciclo

(-): Análise não executada; ND: não detectado; NA: Não aplicável

Tabela B.27 - Resultados analíticos relativos ao quarto ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura

DIA	0 (condição inicial)	7	14	21	28	35	42 (condição final)
E F L U E N T E D O B A N H A D O - P I L O T O							
VOLUME RETIRADO (L)	0 (não retirado)	8,0	8,4	8,4	8,5	8,4	-
pH		8,6	8,5	7,9	8,3	8,3	8,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		120,0	140,0	195,0	135,0	292,0	195,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		240,0	427,0	379,0	453,0	640,0	654,0
Fósforo Total (mgP/L)		3,5	4,7	3,5	2,2	2,4	2,7
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		120,0	910,0	300,0	540,0	180,0	240,0
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)		57,0	183,0	192,0	277,0	379,0	615,0
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)		14,6	23,6	125,0	9,5	1120,0	58,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		69,0	80,0	131,0	92,0	112,0	70,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		19,0	20,0	10,0	18,0	3,0	17,0
Cromo Total (mg Cr/L)		ND	0,03	ND	ND	0,04	0,03
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		14,0	9,0	37,0	37,0	18,0	76,0
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)		2290,0	3560,0	4640,0	4520,0	5350,0	6370,0
Cor (mgCoPt/L)		-	800,0	-	-	-	-
Limiar de Odor (%)		-	56,0	-	-	-	-
Turbidez (UNT)		-	6,7	-	-	-	-
Potencial Redox (mV)		-	-	-	-	-	+34
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle anterior à coleta (cm)		26,8	25,9	25,0	26,0	25,0	23,9
Rebaixamento da coluna líquida em 7 dias (nível anterior-nível atual) (mm)	NA	42	8	12	53	-250	74
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à coleta (cm)		-	-	-	23,7	-	NA
A F L U E N T E A P L I C A D O A O B A N H A D O - P I L O T O							
VOLUME APLICADO (L)	-	8,0	9,0	29,3	25,3	28,5	0 (não aplicado)
pH	8,8	9,0	8,7	-	-	9,0	
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	200,0	470,0	1065,0	225,8	268,3	111,0	
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	240,0	1640,0	2400,0	287,9	810,0	560,0	
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	-	-	6520,0	915,4	2173,3	-	
Fósforo Total (mgP/L)	2,2	5,8	6,4	0,9	2,6	1,1	
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	240,0	240,0	970,0	103,7	710,0	240,0	
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)	38,0	1,1	1103,0	90,9	349,7	136,0	
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)	19,0	164,0	1060,0	18,8	18,3	0,38	
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	82,0	693,0	985,0	143,2	396,7	240,0	
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	6,0	113,0	275,0	ND	16,7	15,0	
Cromo Total (mg Cr/L)	ND	0,07	0,11	0,01	0,02	0,05	
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	ND	ND	-	-	-	ND	
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	12,0	167,0	90,0	16,4	45,3	20,0	
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)	2770,0	10290,0	14000,0	-	-	4880,0	
Cor (mgCoPt/L)	-	-	1750,0	-	-	-	
Limiar de Odor (%)	-	-	1,0	-	-	-	
Turbidez (UNT)	-	-	65,0	-	-	-	
Intervalo de temperaturas ambientes nos últimos 7 dias (°C)	NA	11,0-35,0	18,0-34,0	15,0-34,5	9,0-33,0	15,0-35,0	9,0-32,0
Nível da coluna líquida no piezômetro de controle posterior à aplicação (cm)	31,0	26,7	26,2	31,3	31,3	31,3	NA
Condições do banhado-piloto	no dia do início do ciclo foram retiradas todas as plantas, por estarem ressecadas e foram plantadas 12 novas mudas	plantas verdes em pleno crescimento e vigor	plantas apresentando excelente crescimento nos últimos 7 dias, verdes, com poucas partes ressecadas	plantas apresentando crescimento, com desenvolvimento de várias partes ressecadas	plantas apresentando excelente crescimento, verdes, com poucas partes secas; desenvolvimento de vários novos brotos	plantas apresentando-se verdes e vigorosas; elevado crescimento dos brotos, há folhas com comprimento superior a 1,0 m	plantas vigorosas e verdes, com algumas folhas secas; verificou-se o vigor das raízes, saudáveis e desenvolvendo brotos

(-): Análise não executada; ND: não detectado; NA: Não aplicável

Tabela B.28 – Resultados analíticos referentes a uma amostra de filme biológico aderido ao meio suporte do reator A.1.c coletada no quarto dia da semana 23 da Subfase A.1, 17 dias após a última aplicação de lixiviado bruto ao reator

Parâmetro	Unidade	Resultado
Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 Dias	mgO ₂ /kg de biofilme	36.800
Demanda Química de Oxigênio	mgO ₂ /kg de biofilme	48.720
Alumínio	mgAl/kg de biofilme	342,0
Chumbo	mgPb/kg de biofilme	60,0
Cobre	mgCu/kg de biofilme	11,0
Cromo Total	mgCr/kg de biofilme	8,1
Ferro Total	mgFe/kg de biofilme	7480,0
Manganês	mgMn/kg de biofilme	276,0
Mercúrio	mgHg/kg de biofilme	ND
Contagem de Bactérias Heterotróficas	UFC/g de biofilme	87.000.000

ND: não detectado;

*Massa total de biofilme coletada e analisada: 4,68 g;

** Os resultados estão expressos em base úmida.

Tabela B.29 – Resultados analíticos referentes a uma amostra de filme biológico aderido ao meio suporte do reator A.3.b e de lixiviado interno ao reator coletados aproximadamente 150 dias após a última intervenção no reator

Parâmetro	Resultados Análise de Biofilme**	Resultados Análise de Lixiviado
Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 Dias	25 mgO ₂ /kg de biofilme	680 mgO ₂ /L
Demanda Química de Oxigênio	103 mgO ₂ /kg de biofilme	1540 mgO ₂ /L
Alumínio	1030 mgAl/kg de biofilme	0,3 mgAl/L
Cromo Total	17,6 mgCr/kg de biofilme	0,04 mgCr/L
Ferro Total	29070 mgFe/kg de biofilme	2,0 mgFe/L
Mercúrio	ND mgHg/kg de biofilme	ND mgHg/L
Contagem de Bactérias Heterotróficas	220.000 UFC/g de biofilme	30 UFC/mL

ND: não detectado

*Massa total de biofilme coletada e analisada: 7,0 g,

**Os resultados estão expressos em base úmida.

Tabela B.30 – Resultados analíticos referentes ao efluente da reaplicação ao filtro aeróbio do efluente recolhido da aplicação nº 8 da Subfase B.2

Parâmetro	Resultado
pH	8,9
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	11.030
Demanda Bioquímica de Oxigênio - 5 Dias (mgO ₂ /L)	790,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	3720,0
Fósforo Total (mgP/L)	8,5
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	106,0
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	444,0
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	623,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	100,0
Temperatura do Afluente Aplicado (°C)	32,0
Temperatura do Efluente Coletado (°C)	28,0
Temperatura Ambiente (°C)	35,0

*volume reaplicado: 9 L

Anexo C

Tabelas com resultados corrigidos, taxas de aplicação eficiências de remoção calculados referentes às três fases da pesquisa

Tabela C.1 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDBO₅/(m³.d)]

Semana	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
1(início)	0,2387	0,2387	0,1137	0,1217	0,0562	0,0562	0,0357	0,0357
2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0616	0,0616	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
4	0,0750	0,0750	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5	0,0561	0,0561	0,0134	0,0143	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6	0,0501	0,0501	0,0119	0,0128	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
7	0,0727	0,0727	0,0173	0,0185	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
8	0,1130	0,1130	0,0269	0,0288	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
9	0,0748	0,0748	0,0178	0,0191	0,0044	0,0044	0,0000	0,0000
10	0,0739	0,0739	0,0176	0,0189	0,0043	0,0043	0,0000	0,0000
11	0,1221	0,1221	0,0291	0,0312	0,0072	0,0072	0,0000	0,0000
12	0,0562	0,0562	0,0134	0,0143	0,0033	0,0033	0,0000	0,0000
13	0,0440	0,0440	0,0105	0,0112	0,0026	0,0026	0,0000	0,0000
14	0,0819	0,0819	0,0195	0,0209	0,0048	0,0048	0,0019	0,0019
15	0,0756	0,0756	0,0180	0,0193	0,0044	0,0044	0,0018	0,0018
16	0,0851	0,0851	0,0203	0,0217	0,0050	0,0050	0,0020	0,0020
17	0,0884	0,0884	0,0211	0,0225	0,0052	0,0052	0,0021	0,0021
18	0,1451	0,1451	0,0346	0,0370	0,0085	0,0085	0,0034	0,0034
19	0,0604	0,0604	0,0144	0,0154	0,0035	0,0035	0,0014	0,0014
20	0,0593	0,0593	0,0141	0,0151	0,0035	-	0,0014	0,0014
21	0,0462	0,0462	-	-	0,0027	-	0,0011	0,0011
22	0,0763	0,0763	-	-	0,0045	-	0,0018	0,0018
23	0,0835	0,0835	-	-	0,0049	-	0,0019	0,0019
24	0,0747	0,0747	-	-	0,0044	-	0,0017	0,0017
25	0,0999	0,0999	-	-	-	-	0,0023	0,0023
26	0,0688	0,0688	-	-	-	-	0,0016	0,0016
27	0,0693	0,0693	-	-	-	-	0,0016	0,0016
28	0,0655	0,0655	-	-	-	-	0,0015	0,0015
29	0,1287	0,1287	-	-	-	-	0,0030	0,0030
30	0,1351	0,1351	-	-	-	-	-	-

(-): Não aplicada

Tabela C.2 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDBO₅/(m².d)]

Semana	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
1(início)	0,2028	0,2028	0,0966	0,1034	0,0477	0,0477	0,0303	0,0303
2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0523	0,0523	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
4	0,0637	0,0637	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5	0,0476	0,0476	0,0114	0,0122	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6	0,0426	0,0426	0,0101	0,0109	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
7	0,0618	0,0618	0,0147	0,0158	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
8	0,0960	0,0960	0,0229	0,0245	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
9	0,0636	0,0636	0,0151	0,0162	0,0037	0,0037	0,0000	0,0000
10	0,0628	0,0628	0,0150	0,0160	0,0037	0,0037	0,0000	0,0000
11	0,1038	0,1038	0,0247	0,0265	0,0061	0,0061	0,0000	0,0000
12	0,0477	0,0477	0,0114	0,0122	0,0028	0,0028	0,0000	0,0000
13	0,0374	0,0374	0,0089	0,0095	0,0022	0,0022	0,0000	0,0000
14	0,0696	0,0696	0,0166	0,0177	0,0041	0,0041	0,0016	0,0016
15	0,0642	0,0642	0,0153	0,0164	0,0038	0,0038	0,0015	0,0015
16	0,0723	0,0723	0,0172	0,0185	0,0042	0,0042	0,0017	0,0017
17	0,0751	0,0751	0,0179	0,0192	0,0044	0,0044	0,0017	0,0017
18	0,1233	0,1233	0,0294	0,0314	0,0072	0,0072	0,0029	0,0029
19	0,0513	0,0513	0,0122	0,0131	0,0030	0,0030	0,0012	0,0012
20	0,0504	0,0504	0,0120	0,0128	0,0030	-	0,0012	0,0012
21	0,0392	0,0392	-	-	0,0023	-	0,0009	0,0009
22	0,0648	0,0648	-	-	0,0038	-	0,0015	0,0015
23	0,0710	0,0710	-	-	0,0042	-	0,0016	0,0016
24	0,0634	0,0634	-	-	0,0037	-	0,0015	0,0015
25	0,0849	0,0849	-	-	-	-	0,0020	0,0020
26	0,0584	0,0584	-	-	-	-	0,0014	0,0014
27	0,0588	0,0588	-	-	-	-	0,0014	0,0014
28	0,0556	0,0556	-	-	-	-	0,0013	0,0013
29	0,1094	0,1094	-	-	-	-	0,0025	0,0025
30	0,1148	0,1148	-	-	-	-	-	-

(-): Não aplicada

Tabela C.3 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDQO/(m³.d)]

Semana	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
1(início)	0,4309	0,4309	0,2053	0,2198	0,1014	0,1014	0,0644	0,0644
2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0875	0,0875	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
4	0,1841	0,1841	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5	0,0946	0,0946	0,0225	0,0241	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6	0,1414	0,1414	0,0337	0,0361	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
7	0,1342	0,1342	0,0320	0,0342	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
8	0,1978	0,1978	0,0471	0,0504	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
9	0,1218	0,1218	0,0290	0,0311	0,0072	0,0072	0,0000	0,0000
10	0,1608	0,1608	0,0383	0,0410	0,0094	0,0094	0,0000	0,0000
11	0,1719	0,1719	0,0410	0,0438	0,0101	0,0101	0,0000	0,0000
12	0,1388	0,1388	0,0331	0,0354	0,0082	0,0082	0,0000	0,0000
13	0,1102	0,1102	0,0263	0,0281	0,0065	0,0065	0,0000	0,0000
14	0,1686	0,1686	0,0402	0,0430	0,0099	0,0099	0,0039	0,0039
15	0,1426	0,1426	0,0340	0,0364	0,0084	0,0084	0,0033	0,0033
16	0,1356	0,1356	0,0323	0,0346	0,0080	0,0080	0,0031	0,0031
17	0,1906	0,1906	0,0454	0,0486	0,0112	0,0112	0,0044	0,0044
18	0,2119	0,2119	0,0505	0,0540	0,0124	0,0124	0,0049	0,0049
19	0,1225	0,1225	0,0292	0,0312	0,0072	0,0072	0,0028	0,0028
20	0,1192	0,1192	0,0284	0,0304	0,0070	-	0,0028	0,0028
21	0,0878	0,0878	-	-	0,0052	-	0,0020	0,0020
22	0,1894	0,1894	-	-	0,0111	-	0,0044	0,0044
23	0,1362	0,1362	-	-	0,0080	-	0,0032	0,0032
24	0,1795	0,1795	-	-	0,0105	-	0,0042	0,0042
25	0,1541	0,1541	-	-	-	-	0,0036	0,0036
26	0,1528	0,1528	-	-	-	-	0,0035	0,0035
27	0,1393	0,1393	-	-	-	-	0,0032	0,0032
28	0,1066	0,1066	-	-	-	-	0,0025	0,0025
29	0,2402	0,2402	-	-	-	-	0,0056	0,0056
30	0,2174	0,2174	-	-	-	-	-	-

(-): Não aplicada

Tabela C.4 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.1 entre as semanas 1 e 30 [kgDQO/(m².d)]

Semana	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
1(início)	0,3661	0,3661	0,1744	0,1867	0,0861	0,0861	0,0547	0,0547
2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0744	0,0744	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
4	0,1564	0,1564	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5	0,0804	0,0804	0,0192	0,0205	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6	0,1201	0,1201	0,0286	0,0306	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
7	0,1140	0,1140	0,0272	0,0291	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
8	0,1681	0,1681	0,0400	0,0429	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
9	0,1035	0,1035	0,0247	0,0264	0,0061	0,0061	0,0000	0,0000
10	0,1366	0,1366	0,0325	0,0348	0,0080	0,0080	0,0000	0,0000
11	0,1461	0,1461	0,0348	0,0373	0,0086	0,0086	0,0000	0,0000
12	0,1180	0,1180	0,0281	0,0301	0,0069	0,0069	0,0000	0,0000
13	0,0936	0,0936	0,0223	0,0239	0,0055	0,0055	0,0000	0,0000
14	0,1433	0,1433	0,0341	0,0365	0,0084	0,0084	0,0033	0,0033
15	0,1212	0,1212	0,0289	0,0309	0,0071	0,0071	0,0028	0,0028
16	0,1152	0,1152	0,0274	0,0294	0,0068	0,0068	0,0027	0,0027
17	0,1619	0,1619	0,0386	0,0413	0,0095	0,0095	0,0038	0,0038
18	0,1800	0,1800	0,0429	0,0459	0,0106	0,0106	0,0042	0,0042
19	0,1041	0,1041	0,0248	0,0265	0,0061	0,0061	0,0024	0,0024
20	0,1013	0,1013	0,0241	0,0258	0,0059	-	0,0024	0,0024
21	0,0746	0,0746	-	-	0,0044	-	0,0017	0,0017
22	0,1610	0,1610	-	-	0,0095	-	0,0037	0,0037
23	0,1157	0,1157	-	-	0,0068	-	0,0027	0,0027
24	0,1525	0,1525	-	-	0,0090	-	0,0035	0,0035
25	0,1309	0,1309	-	-	-	-	0,0030	0,0030
26	0,1298	0,1298	-	-	-	-	0,0030	0,0030
27	0,1184	0,1184	-	-	-	-	0,0028	0,0028
28	0,0906	0,0906	-	-	-	-	0,0021	0,0021
29	0,2041	0,2041	-	-	-	-	0,0047	0,0047
30	0,1848	0,1848	-	-	-	-	-	-

(-): Não aplicada

Tabela C.5 - Eficiências semanais de remoção de DBO₅ promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)

Semanas	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
4	40,50%	35,66%						
5	41,28%	59,88%						
6	32,86%	-2,35%	1,81%	-20,84%				
7	18,70%	66,69%	25,67%	34,03%				
8	51,40%	37,31%	-10,31%	71,57%				
9	73,76%	78,21%	60,58%	42,13%				
10	10,92%	49,14%	-10,52%	55,77%	36,05%	-131,37%		
11	49,75%	50,80%	28,80%	20,00%	20,27%	59,53%		
12	66,63%	45,71%	55,33%	31,67%	48,14%	64,76%		
13	46,48%	87,01%	84,04%	87,36%	33,79%	38,14%		
14	36,82%	-12,05%	-31,51%	-109,47%	-132,44%	-193,26%		
15	71,93%	31,55%	64,65%	65,79%	32,23%	85,78%	-38,24%	-5,20%
16	17,38%	51,99%	-34,01%	21,03%	58,92%	-52,12%	36,07%	46,38%
17	76,87%	67,06%	21,52%	43,87%	29,90%	53,82%	14,40%	-31,68%
18	60,09%	82,24%	71,93%	74,52%	17,07%	57,53%	49,97%	-9,20%
19	77,45%	49,58%	-1,91%	56,47%	47,88%	50,04%	23,79%	33,36%
20	-17,18%	4,45%	73,08%	41,42%	10,44%	44,86%	27,67%	53,59%
21	74,88%	76,38%	-12,70%	70,46%	69,06%		39,15%	23,94%
22	41,05%	61,00%			18,99%		-0,94%	36,06%
23	54,62%	50,75%			-12,04%		-1,67%	4,83%
24	50,63%	-9,03%			43,10%		-15,98%	31,26%
25	45,93%	57,32%			-2,42%		40,73%	12,66%
26	77,58%	78,52%					1,32%	47,58%
27	48,72%	43,25%					32,23%	-11,31%
28	58,05%	64,66%					-11,69%	-70,34%
29	55,43%	59,00%					-0,73%	61,33%
30	27,19%	26,62%					47,30%	61,98%
31	43,28%	41,96%						

Tabela C.6 - Eficiências semanais de remoção de DQO promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)

Semanas	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
4	27,36%	35,67%						
5	46,03%	58,12%						
6	52,90%	26,77%	9,41%	3,41%				
7	40,96%	44,31%	28,30%	35,05%				
8	45,26%	45,64%	34,77%	34,79%				
9	65,02%	69,76%	53,31%	55,40%				
10	39,60%	34,91%	0,69%	20,39%	-1,86%	24,84%		
11	51,36%	53,35%	45,65%	39,49%	28,93%	31,75%		
12	49,82%	57,28%	40,62%	45,14%	31,55%	24,02%		
13	49,58%	44,94%	36,84%	38,35%	23,19%	28,08%		
14	26,82%	33,87%	18,86%	24,95%	-104,39%	-57,52%		
15	55,12%	57,08%	40,43%	44,07%	63,30%	54,76%	62,72%	42,17%
16	47,21%	47,68%	28,87%	33,62%	18,01%	20,29%	10,30%	1,92%
17	46,32%	47,00%	29,22%	31,87%	17,82%	23,04%	14,47%	14,73%
18	63,54%	56,28%	52,24%	40,72%	30,64%	20,55%	28,96%	-36,05%
19	59,03%	59,36%	41,29%	47,28%	44,23%	39,82%	27,28%	50,11%
20	40,07%	16,73%	23,30%	22,58%	20,28%	31,91%	-7,16%	33,87%
21	47,33%	54,42%	25,54%	42,31%	27,02%		40,06%	27,98%
22	24,38%	25,12%			-4,55%		-14,57%	-13,48%
23	55,74%	57,75%			27,59%		15,62%	22,31%
24	22,49%	26,49%			5,56%		-3,25%	4,03%
25	44,43%	50,36%			23,03%		11,42%	16,88%
26	47,45%	48,22%					9,61%	13,27%
27	46,33%	45,53%					16,65%	19,23%
28	32,72%	36,73%					12,84%	9,82%
29	34,72%	33,20%					-12,82%	14,88%
30	30,76%	37,27%					34,67%	20,85%
31	32,89%	31,12%						

Tabela C.7 - Relações DBO₅/DQO do afluente e dos efluentes dos reatores da Subfase A.1 (semanas 1; 3-31)

Semanas	Afluente	Reator A.1.a	Reator A.1.b	Reator A.1.c	Reator A.1.d	Reator A.1.e	Reator A.1.f	Reator A.1.i	Reator A.1.j
1	0,55								
3	0,70	0,56	0,49						
4	0,41	0,51	0,58						
5	0,59	0,47	0,43	0,34	0,23				
6	0,35	0,77	0,75	0,51	0,50				
7	0,54	0,61	0,28	0,44	0,44				
8	0,57	0,50	0,54	0,83	0,21				
9	0,61	0,42	0,41	0,57	0,55	0,56	0,12		
10	0,46	0,83	0,44	0,66	0,33	0,36	0,88		
11	0,71	0,57	0,48	0,74	0,53	0,45	0,42		
12	0,40	0,45	0,84	0,54	0,78	0,42	0,25		
13	0,40	0,44	0,12	0,12	0,12	0,36	0,26		
14	0,49	0,36	0,53	0,40	0,70	0,42	0,56	0,16	0,50
15	0,53	0,28	0,79	0,26	0,36	0,80	0,17	0,69	0,90
16	0,63	0,73	0,55	0,75	0,53	0,35	0,56	0,47	0,45
17	0,46	0,28	0,38	0,77	0,48	0,38	0,35	0,50	0,74
18	0,68	0,47	0,18	0,35	0,20	0,49	0,21	0,35	0,54
19	0,49	0,36	0,73	0,98	0,40	0,53	0,33	0,47	0,76
20	0,50	0,88	0,65	0,27	0,34	0,58	0,31	0,32	0,49
21	0,53	0,29	0,29	0,55	0,21	0,24		0,35	0,52
22	0,40	0,35	0,23			0,24		0,34	0,30
23	0,61	0,40	0,43			0,47		0,43	0,40
24	0,42	0,35	0,84			0,31		0,52	0,32
25	0,65	0,39	0,46			0,46		0,33	0,36
26	0,45	0,24	0,25					0,43	0,26
27	0,50	0,37	0,41					0,35	0,41
28	0,61	0,29	0,26					0,48	0,81
29	0,54	0,33	0,30					0,45	0,35
30	0,62	0,52	0,57					0,38	0,20
31		0,50	0,51						

Tabela C.8 - Cargas orgânicas totais adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção de DBO₅ e DQO relativas aos reatores da Subfase A.1 nos respectivos períodos totais de operação

Reatores	Carga Total Adicionada (gDBO ₅)*	Carga Total Retirada (gDBO ₅)**	Carga Total Adicionada (gDQO)*	Carga Total Retirada (gDQO)**	Eficiência Global de Remoção de DBO ₅ (%)	Eficiência Global de Remoção de DQO (%)
Reator A.1.a	4516,80	1559,85	8496,48	3339,21	65,47	60,70
Reator A.1.b	4516,80	1604,52	8496,48	3320,05	64,48	60,92
Reator A.1.c	1505,54	446,45	2796,24	817,55	70,35	70,76
Reator A.1.d	1611,61	306,06	2993,25	805,18	81,01	73,10
Reator A.1.e	942,13	209,89	1758,75	477,93	77,72	72,83
Reator A.1.f	796,81	111,83	1454,32	314,93	85,97	78,35
Reator A.1.i	781,56	163,60	1442,52	423,16	79,07	70,67
Reator A.1.j	781,56	130,99	1442,52	357,66	83,24	75,21

* Σ (volume adicionado x concentração), [incluídas as cargas inicialmente adicionadas (semana 1)];

** Σ (volume retirado x concentração), (incluídas as cargas remanescentes do último dia de operação de cada reator).

Tabela C.9 - Cargas orgânicas totais adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção de DBO₅ e DQO relativas aos reatores da Subfase A.1 no período semanas 1-20

Reatores	Carga Total Adicionada (gDBO ₅)*	Carga Total Retirada (gDBO ₅)**	Carga Total Adicionada (gDQO)*	Carga Total Retirada (gDQO)**	Eficiência Global de Remoção de DBO ₅ (%)	Eficiência Global de Remoção de DQO (%)
Reator A.1.a	2865,88	1026,77	5361,52	1892,16	64,17	64,71
Reator A.1.b	2865,88	1028,08	5361,52	1976,57	64,13	63,13
Reator A.1.c	1454,13	384,05	2692,86	774,95	73,59	71,22
Reator A.1.d	1556,59	323,49	2882,59	801,46	79,22	72,20
Reator A.1.e	796,81	168,24	1454,32	333,80	78,89	77,05
Reator A.1.f	796,81	111,83	1454,32	314,93	85,97	78,35
Reator A.1.i	569,38	94,80	1028,88	279,41	83,35	72,84
Reator A.1.j	569,38	108,37	1028,88	197,33	80,97	80,82

* Σ (volume adicionado x concentração), [incluídas as cargas inicialmente adicionadas (semana 1)];

** Σ (volume retirado x concentração), (incluídas as cargas remanescentes do último dia da semana 20).

Tabela C.10 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDBO₅/(m³.d)]

Semana	Reator A.3.a	Reator A.3.b	Reator A.3.c	Reator A.3.d
1	0,0762	0,0762	-	-
2	0,0834	0,0834	0,0200	0,0203
3	0,0745	0,0746	0,0243	0,0539
4	0,0997	0,0998	0,0256	0,0265
5	0,0687	0,0687	0,0134	0,0129
6	0,0691	0,0692	0,0200	0,0220
7	0,0654	0,0654	0,0179	0,0154
8	0,1285	0,1286	0,0177	0,0158
9	0,1349	0,1350	0,0505	0,0502
10	0,0360	0,0360	0,0336	0,0343
12	0,0206	0,0206	0,0040	0,0033
13	0,0209	0,0209	0,0050	0,0070
14	0,0192	0,0192	0,0066	0,0054
15	0,0104	0,0104	0,0045	0,0012

(-): Não aplicada

Tabela C.11 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDBO₅/(m².d)]

Semana	Reator A.3.a	Reator A.3.b	Reator A.3.c	Reator A.3.d
1	0,0647	0,0648	-	-
2	0,0708	0,0709	0,0170	0,0173
3	0,0633	0,0634	0,0207	0,0458
4	0,0847	0,0848	0,0217	0,0225
5	0,0583	0,0584	0,0114	0,0110
6	0,0588	0,0588	0,0170	0,0187
7	0,0556	0,0556	0,0152	0,0131
8	0,1092	0,1093	0,0150	0,0134
9	0,1146	0,1147	0,0429	0,0427
10	0,0306	0,0306	0,0285	0,0291
12	0,0175	0,0175	0,0034	0,0028
13	0,0178	0,0178	0,0042	0,0060
14	0,0163	0,0163	0,0056	0,0046
15	0,0088	0,0088	0,0038	0,0010

(-): Não aplicada

Tabela C.12 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDQO/(m³.d)]

Semana	Reator A.3.a	Reator A.3.b	Reator A.3.c	Reator A.3.d
1	0,1891	0,1893	-	-
2	0,1360	0,1361	0,0499	0,0474
3	0,1792	0,1793	0,0690	0,0645
4	0,1538	0,1539	0,0661	0,0579
5	0,1525	0,1526	0,0554	0,0525
6	0,1391	0,1392	0,0534	0,0534
7	0,1064	0,1065	0,0621	0,0584
8	0,2398	0,2400	0,0530	0,0530
9	0,2171	0,2173	0,0965	0,0875
10	0,1032	0,1033	0,0673	0,0670
12	0,0413	0,0413	0,0197	0,0199
13	0,0418	0,0419	0,0172	0,0159
14	0,0325	0,0326	0,0153	0,0153
15	0,0271	0,0271	0,0133	0,0157

(-): Não aplicada

Tabela C.13 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores da Subfase A.3 entre as semanas 1-10 e 12-15 [kgDQO/(m².d)]

Semana	Reator A.3.a	Reator A.3.b	Reator A.3.c	Reator A.3.d
1	0,0647	0,0648	-	
2	0,0708	0,0709	0,0170	0,0173
3	0,0633	0,0634	0,0207	0,0458
4	0,0847	0,0848	0,0217	0,0225
5	0,0583	0,0584	0,0114	0,0110
6	0,0588	0,0588	0,0170	0,0187
7	0,0556	0,0556	0,0152	0,0131
8	0,1092	0,1093	0,0150	0,0134
9	0,1146	0,1147	0,0429	0,0427
10	0,0306	0,0306	0,0285	0,0291
12	0,0175	0,0175	0,0034	0,0028
13	0,0178	0,0178	0,0042	0,0060
14	0,0163	0,0163	0,0056	0,0046
15	0,0088	0,0088	0,0038	0,0010

(-): Não aplicada

Tabela C.14 - Relações DBO₅/DQO do afluyente e dos efluentes dos reatores da Subfase A.3 (semanas 1-10; 12-16)

Reatores	Semanas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	14	15	16
AFLUENTE		0,40	0,61	0,42	0,65	0,45	0,50	0,61	0,54	0,62	0,35	0,50	0,50	0,59	0,38	
Reator A.3.a		0,35	0,40	0,35	0,39	0,24	0,37	0,29	0,33	0,52	0,50	0,20	0,29	0,43	0,34	0,53
Reator A.3.b		0,23	0,43	0,84	0,46	0,25	0,41	0,26	0,30	0,57	0,51	0,16	0,44	0,35	0,08	0,74
Reator A.3.c			0,80	0,33	0,38	0,27	0,45	0,73	0,27	0,17	0,61	0,35	0,39	0,38	0,17	0,49
Reator A.3.d			0,82	0,38	0,32	0,43	0,44	0,19	0,33	0,06	0,41	0,34	0,39	0,30	0,09	0,56

Tabela C.15 - Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.a e A.3.b operando com tempos de detenção hidráulica de 14 dias

Parâmetros	Reator A.3.a			Reator A.3.b		
	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (gO₂) *	1488,39	560,49	62,34%	1478,63	618,58	58,17%
Demanda Química de Oxigênio (gO₂) *	2844,99	1366,72	51,96%	2845,60	1306,53	54,09%
Ácidos Graxos Voláteis (gÁc.Acético) **	1090,34	435,84	60,03%	1093,04	356,11	67,42%
Cromo Total (mgCr) **	80,03	47,30	40,89%	80,09	51,21	36,06%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (g) ***	260,13	57,33	77,96%	260,92	64,55	75,26%

* cargas adicionadas entre as semanas 1 e 9 e retiradas entre as semanas 2 e 10;

** cargas adicionadas entre as semanas 2 e 9 e retiradas entre as semanas 3 e 10;

*** cargas adicionadas entre as semanas 6 e 9 e retiradas entre as semanas 7 e 10;

computada a carga inicial presente nos reatores no primeiro dia;

computada a carga total presente nos reatores no último dia.

Tabela C.16 - Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.c e A.3.d operando com tempos de detenção hidráulica de 14 dias

Parâmetros	Reator A.3.c			Reator A.3.d		
	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (gO₂) *	403,00	353,40	12,31%	451,06	257,55	42,90%
Demanda Química de Oxigênio (gO₂) *	992,65	804,88	18,92%	931,83	761,16	18,32%
Ácidos Graxos Voláteis (gÁc.Acético) *	249,14	181,32	27,22%	225,32	182,16	19,15%
Cromo Total (mgCr) *	50,16	35,03	30,17%	54,09	38,11	29,53%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C **	22,03	11,99	45,55%	22,56	14,04	37,76%

* cargas adicionadas entre as semanas 2 e 9 e retiradas entre as semanas 3 e 10;

** cargas adicionadas entre as semanas 6 e 9 e retiradas entre as semanas 7 e 10;

computadas as cargas iniciais presentes nos reatores no primeiro dia;

computadas as cargas totais presentes nos reatores no último dia.

Tabela C.17 - Eficiências relativas aos sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) operando com tempo de detenção hidráulica total de 28 dias

Parâmetros	Par Conjugado A.3.a + A.3.c	Par Conjugado A.3.b + A.3.d
	Eficiência Global de Remoção	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias	66,98%	76,11%
Demanda Química de Oxigênio	61,05%	62,50%
Ácidos Graxos Voláteis	70,91%	73,66%
Cromo Total	58,72%	54,94%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C	88,00%	84,60%

Tabela C.18 - Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.a e A.3.b operando com tempos de detenção hidráulica de 21 dias

Parâmetros	Reator A.3.a			Reator A.3.b		
	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (gO₂) *	389,63	120,79	69,00%	392,04	131,90	66,35%
Demanda Química de Oxigênio (gO₂) *	866,62	309,20	64,32%	866,45	304,92	64,81%
Ácidos Graxos Voláteis (gÁc.Acético) *	439,61	127,83	70,92%	414,37	116,72	71,83%
Cromo Total (mgCr) *	15,67	16,07	-2,53%	16,28	16,48	-1,22%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (g) *	91,73	11,44	87,52%	95,17	12,64	86,71%

* cargas adicionadas entre as semanas 10 e 15 e retiradas entre as semanas 12 e 16;

computada a carga inicial presente nos reatores no primeiro dia;

computada a carga total presente nos reatores no último dia.

Tabela C.19 - Cargas adicionadas e retiradas e eficiências globais de remoção dos reatores A.3.c e A.3.d operando com tempos de detenção hidráulica de 21 dias

Parâmetros	Reator A.3.c			Reator A.3.d		
	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção	Carga Total Adicionada #	Carga Total Retirada ##	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (gO₂) *	214,39	115,28	46,23%	184,40	111,91	39,31%
Demanda Química de Oxigênio (gO₂) *	475,12	296,67	37,56%	474,37	299,14	36,94%
Ácidos Graxos Voláteis (gÁc.Acético) *	212,62	122,38	42,44%	199,54	111,54	44,10%
Cromo Total (mgCr) *	10,37	14,20	-36,94%	11,58	14,39	-24,19%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (g) *	33,00	4,73	85,68%	37,38	4,97	86,70%

* cargas adicionadas entre as semanas 10 e 15 e retiradas entre as semanas 12 e 16;

computada a carga inicial presente nos reatores no primeiro dia;

computada a carga total presente nos reatores no último dia.

Tabela C.20 - Eficiências relativas aos sistemas (A.3.a + A.3.c) e (A.3.b + A.3.d) operando com tempo de detenção hidráulica total de 42 dias

Parâmetros	Par Conjugado A.3.a + A.3.c	Par Conjugado A.3.b + A.3.d
	Eficiência Global de Remoção	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias	83,33%	79,58%
Demanda Química de Oxigênio	77,72%	77,81%
Ácidos Graxos Voláteis	83,26%	84,25%
Cromo Total	-40,40%	-25,71%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C	98,21%	98,23%

Tabela C.21.a - Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenada aplicadas, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares-Semanas 1 a 8)

APLICAÇÃO Nº	1	2	3	4	5	6	7	8
Taxa de aplicação superficial [m ³ /(m ² .d)]	0,211	0,211	0,211	0,270	0,270	0,270	0,608	0,608
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	0,129	0,319	0,425	0,126	0,071	0,477	0,172	0,531
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	0,209	0,519	0,690	0,205	0,116	0,775	0,279	0,863
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,695	0,690	0,709	0,896	0,894	0,904	2,102	1,840
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	1,129	1,120	1,152	1,456	1,453	1,469	3,415	2,989
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	0,345	0,351	0,360	0,465	0,470	0,482	0,961	0,963
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	0,561	0,570	0,584	0,756	0,764	0,783	1,562	1,565
Variação do pH (pH inicial - pH final)	-0,4	-0,3	-0,2	-0,3	-0,4	-0,3	-0,3	-0,6
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	-151,52%	65,45%	19,57%	-247,37%	-167,44%	60,63%	-478,26%	-79,58%
Demanda Química de Oxigênio (%)	-20,00%	2,26%	4,95%	5,94%	-5,20%	8,82%	11,03%	4,07%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)								
Fósforo Total (%)								
Ácidos Graxos Voláteis (%)								
Nitrogênio Amoniacal (%)								
Nitrogênio Orgânico (%)								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	14,29%	22,41%	12,64%	10,11%	14,13%	18,10%	13,62%	11,07%
Nitrato Total (%)	-85,71%	-42,86%	-33,33%	31,25%	-36,36%	46,67%	-642,86%	54,55%
Nitrito Total (%)	-233,33%	-13400%	-11900%	-209900%	-81328%	-121900%	-353233%	-49900%
Cromo Total (%)								
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	0,01%	0,20%	0,12%	0,76%	0,72%	0,77%	1,50%	0,32%
NTK remanescente (%)	85,71%	77,59%	87,36%	89,89%	85,87%	81,90%	86,38%	88,93%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	14,28%	22,25%	12,53%	9,43%	13,52%	17,47%	12,32%	10,78%

Tabela C.21.b - Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenada aplicadas, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.1 (Testes Preliminares-Semanas 9-15)

APLICAÇÃO Nº	9	10	11	12	13	14	15
Taxa de aplicação superficial [m ³ /(m ² .d)]	0,169	0,169	0,169	0,127	0,127	0,127	0,084
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	0,274	0,258	0,076	0,228	0,064	0,070	0,108
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	0,446	0,419	0,123	0,370	0,104	0,114	0,176
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,515	0,603	0,209	0,386	0,418	0,505	0,135
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	0,837	0,979	0,339	0,627	0,678	0,820	0,219
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	0,258	0,272	0,266	0,221	0,223	0,146	0,111
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	0,419	0,442	0,432	0,359	0,362	0,238	0,180
Variação do pH (pH inicial - pH final)	-0,4	-0,3	-0,3	-0,3	-0,2	-0,5	-0,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	-235,61%	91,53%	-135,62%	71,58%	-380,49%	-270,00%	62,50%
Demanda Química de Oxigênio (%)	26,81%	16,55%	-95,52%	-5,86%	-6,72%	-13,58%	-1,54%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)							37,84%
Fósforo Total (%)							-36,73%
Ácidos Graxos Voláteis (%)							36,71%
Nitrogênio Amoniacal (%)							44,72%
Nitrogênio Orgânico (%)							57,14%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	21,87%	23,66%	18,36%	29,93%	32,69%	11,17%	45,54%
Nitrato Total (%)	6,25%	-15,79%	6,25%	-130,00%	15,79%	25,00%	
Nitrito Total (%)		93,10%	-7233%	-71328%	-21150%	-544900%	
Cromo Total (%)							-80,00%
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	9,09%	-0,01%	0,02%	1,06%	0,23%	3,90%	
NTK remanescente (%)	78,13%	76,34%	81,64%	70,07%	67,31%	88,83%	54,46%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	14,75%	23,62%	18,32%	29,14%	32,49%	7,68%	

Tabela C.22.a - Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO₅/NTK dos afluentes, relações DBO₅/DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de 0,042 m³/(m².d)

APLICAÇÃO N°	1	2	3	4	5	6
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	0,029	0,040	0,028	0,031	0,051	0,042
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	0,046	0,065	0,045	0,050	0,083	0,068
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,084	0,086	0,071	0,071	0,089	0,078
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	0,136	0,139	0,115	0,115	0,145	0,127
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	0,051	0,054	0,052	0,052	0,051	0,052
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	0,083	0,088	0,084	0,084	0,082	0,084
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ³ .d)]	0,004	0,004	0,004	0,004	0,005	0,007
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ² .d)]	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,011
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	0,055	0,058	0,056	0,056	0,055	0,059
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	0,090	0,094	0,091	0,091	0,090	0,096
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	0,52	0,70	0,50	0,55	0,92	0,71
Relação DBO ₅ /DQO afluente	0,34	0,47	0,39	0,43	0,57	0,53
Relação DBO ₅ /DQO efluente	0,12	0,24	0,22	0,33	0,24	0,31
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	0,22	0,23	0,17	0,11	0,33	0,22
Variação do pH (pH inicial - pH final)	-0,3	-0,1	0,0	-0,2	-0,3	-0,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	62,73%	39,35%	40,19%	16,95%	61,73%	35,40%
Demanda Química de Oxigênio (%)	-4,02%	-17,70%	-5,88%	-9,93%	10,17%	-10,63%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	27,95%	44,30%	23,01%	38,93%	44,90%	40,84%
Fósforo Total (%)	-6,41%	-150,00%	-77,42%	-165,31%	-167,86%	-87,88%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	9,84%	22,47%	6,19%	16,67%	82,65%	-57,98%
Nitrogênio Amoniacal (%)	43,83%	52,40%	45,73%	53,65%	52,31%	51,50%
Nitrogênio Orgânico (%)	-27,52%	35,71%	-3,03%	9,38%	63,89%	88,68%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	38,82%	51,35%	42,00%	50,35%	53,29%	55,85%
Cromo Total (%)	-16,67%	-116,67%	-9,09%	57,14%	0,00%	-11,11%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	-207,69%	-200,00%	-350,00%	-28,89%	6,60%	-124,62%
Coliformes Fecais (%)		26,09%				
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	6,42%	8,09%	2,86%	7,71%	6,69%	5,73%
NTK remanescente (%)	61,21%	48,66%	58,11%	49,78%	46,83%	44,22%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	32,37%	43,25%	39,03%	42,51%	46,49%	50,05%

Tabela C.22.b - Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO₅/NTK dos afluentes, relações DBO₅/DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de 0,063 m³/(m².d)

APLICAÇÃO N°	7	8	9	10	11	12
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	0,088	0,078	0,076	0,028	0,048	0,056
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	0,143	0,127	0,124	0,046	0,078	0,091
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,153	0,151	0,146	0,115	0,105	0,163
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	0,248	0,246	0,238	0,187	0,170	0,265
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	0,074	0,072	0,071	0,073	0,078	0,070
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	0,120	0,117	0,115	0,118	0,127	0,114
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ³ .d)]	0,008	0,042	0,011	0,006	0,005	0,009
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ² .d)]	0,013	0,068	0,017	0,009	0,008	0,014
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	0,082	0,114	0,082	0,079	0,083	0,079
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	0,134	0,185	0,132	0,128	0,135	0,128
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	1,07	0,68	0,94	0,36	0,58	0,71
Relação DBO ₅ /DQO afluente	0,58	0,52	0,52	0,25	0,46	0,34
Relação DBO ₅ /DQO efluente	0,29	0,24	0,53	0,23	0,36	0,07
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	0,29	0,28	-0,01	0,02	0,10	0,27
Variação do pH (pH inicial - pH final)	-0,3	-0,4	-1,2	-0,2	-0,3	-0,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	57,08%	58,00%	5,10%	0,00%	15,45%	80,42%
Demanda Química de Oxigênio (%)	13,27%	8,25%	7,45%	-8,11%	-7,95%	0,72%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	35,39%	2,95%	23,09%	39,09%	40,74%	50,88%
Fósforo Total (%)	17,46%	17,02%	-79,37%	-55,56%	15,69%	9,76%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	60,00%		39,73%	32,28%	10,53%	-16,42%
Nitrogênio Amoniacal (%)	47,11%	46,28%	34,96%	51,36%	73,98%	50,17%
Nitrogênio Orgânico (%)	92,86%	94,23%	-4,74%	24,16%	69,35%	54,55%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	51,66%	63,86%	29,77%	49,36%	73,71%	50,64%
Cromo Total (%)	-8,33%		0,00%	-15,38%	-14,29%	7,14%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	-894,44%		-84,55%	-22,06%	40,00%	-11,11%
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	5,67%	3,22%	5,14%	8,80%	6,32%	12,56%
NTK remanescente (%)	48,45%	36,26%	70,28%	50,74%	26,40%	49,40%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	45,88%	60,52%	24,58%	40,46%	67,28%	38,03%

Tabela C.22.c - Taxas de aplicação, cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas, relações DBO₅/NTK dos afluentes, relações DBO₅/DQO dos afluentes e efluentes, eficiências de remoção e variação de pH referentes à Subfase B.2 operando com taxa de aplicação superficial de 0,084 m³/(m².d)

APLICAÇÃO N°	13	14	15	16	17	18
Taxa de aplicação superficial [m ³ /(m ² .d)]	0,084	0,084	0,084	0,084	0,084	0,084
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	0,064	0,030	0,057	0,018	0,043	0,026
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	0,104	0,049	0,093	0,029	0,070	0,042
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	0,116	0,108	0,111	0,115	0,105	0,137
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	0,189	0,176	0,180	0,187	0,171	0,223
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	0,094	0,089	0,098	0,084	0,099	0,092
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	0,152	0,144	0,159	0,136	0,160	0,149
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ³ .d)]	0,010	0,017	0,003	0,017	0,047	0,003
Carga nitrogenada aplicada [kgN(orgânico)/(m ² .d)]	0,017	0,027	0,004	0,028	0,076	0,005
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	0,104	0,105	0,100	0,101	0,146	0,095
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	0,169	0,171	0,163	0,164	0,237	0,154
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	0,62	0,29	0,57	0,18	0,30	0,27
Relação DBO ₅ /DQO afluente	0,55	0,28	0,52	0,15	0,41	0,19
Relação DBO ₅ /DQO efluente	0,81	0,44	0,27	0,78	0,33	0,13
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	-0,27	-0,16	0,25	-0,63	0,08	0,06
Variação do pH (pH inicial - pH final)	-0,1	-0,3	-0,1	-0,2	0,2	-0,1
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	-53,66%	-82,05%	40,45%	-381,10%	3,59%	-2,00%
Demanda Química de Oxigênio (%)	-3,57%	-15,38%	-15,02%	4,95%	-19,88%	-53,41%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	32,67%	-498,17%	-541,12%	-515,03%	15,10%	-7,27%
Fósforo Total (%)	-49,21%	-4,92%	-7,25%	5,48%	-1,28%	47,62%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	33,70%	-125,58%	-8,22%	57,54%	-76,03%	-100,00%
Nitrogênio Amoniacal (%)	62,22%	42,40%	43,62%	34,78%	37,37%	46,33%
Nitrogênio Orgânico (%)	65,00%	14,06%	-112,00%	100,00%	94,48%	-27,27%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	62,50%	37,93%	39,59%	46,04%	55,79%	44,11%
Cromo Total (%)	-12,50%	-22,22%	-16,67%	14,29%	-40,00%	30,77%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	-233,33%	13,46%	-12,63%	33,70%	30,61%	75,52%
Cor (%)		37,50%				
Turbidez (%)		-4,84%				
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	8,45%	27,97%	3,24%	9,65%	8,92%	31,15%
NTK remanescente (%)	37,62%	62,09%	60,52%	54,04%	44,26%	55,96%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	53,94%	9,94%	36,25%	36,30%	46,82%	12,89%

Tabela C.23 - Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto - Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto sem cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção

PARÂMETROS	DIA:	0 (condição final)	7 (condição final)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		511,3	512,6
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1547,2	1667,9
Fósforo Total (mgP/L)		5,4	4,4
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		383,6	1165,1
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		14,68	-
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		30,34	-
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		1082,1	1250,3
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		19,7	108,4
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		1101,8	1358,6
Cromo Total (mg Cr/L)		0,17	0,06
TAXAS DE APLICAÇÃO		Aplicação no dia 0	Aplicação no dia 7
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)		4,30	4,30
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m ² .sem)]		11,35	12,86
Carga Orgânica Aplicada [gDBO ₅ /(m ² .sem)]		3,35	4,26
Carga Amoniacal Aplicada [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² .sem)]		4,73	9,25
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m ² .sem)]		0,26	0,39
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m ² .sem)]		4,99	9,63
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m ² .sem)]		28,82	23,23
PARÂMETROS	DIA:	7 (condição inicial)	14 (condição inicial)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		598,2	866,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1972,7	2086,0
Fósforo Total (mgP/L)		5,5	48,8
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		1552,7	744,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		25,45	23,18
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		11,07	1,10
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		1489,1	1501,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		140,0	67,2
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		1629,1	1568,2
Cromo Total (mg Cr/L)		0,08	0,15
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	SEMANA:	0 - 7	7 - 14
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)		-17,00%	-68,95%
Demanda Química de Oxigênio (%)		-27,51%	-25,06%
Fósforo Total (%)		-2,17%	-1012,64%
Ácidos Graxos Voláteis (%)		-304,83%	36,14%
Nitrato Total (%)		-73,35%	
Nitrito Total (%)		63,51%	
Nitrogênio Amoniacal (%)		-37,61%	-20,05%
Nitrogênio Orgânico (%)		-611,00%	38,02%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)		-47,86%	-15,42%
Cromo Total (%)		55,35%	-137,74%

(-) análise não executada;

Obs: "condição inicial": concentrações anteriores à nova aplicação; "condição final": concentrações calculadas após a nova aplicação.

Tabela C.24 - Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto - Primeiro ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção

PARÂMETROS	DIA:	0 (condição final)	7 (condição final)	14 (condição final)	21 (condição final)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		733,0	581,0	1425,0	610,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		2682,0	1546,0	1712,0	1909,0
Fósforo Total (mgP/L)		6,8	4,3	6,1	5,7
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		911,0	583,0	315,0	590,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		45,37	30,71	27,92	27,91
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		234,75	75,68	35,17	23,00
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		1415,0	746,0	930,0	914,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		149,0	340,0	65,0	161,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		1564,0	1086,0	995,0	1075,0
Cromo Total (mg Cr/L)		0,07	0,02	0,08	0,05
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	-	-
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		137,0	71,3	34,3	26,5
TAXAS DE APLICAÇÃO		Aplicação no dia 0	Aplicação no dia 7	Aplicação no dia 14	Aplicação no dia 21
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)		75,55	0,00	5,80	4,96
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m ² .sem)]		202,62	0,00	17,91	16,50
Carga Orgânica Aplicada [gDBO ₅ /(m ² .sem)]		55,38	0,00	4,35	5,15
Carga Amoniacal Aplicada [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² .sem)]		106,90	0,00	5,39	4,81
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m ² .sem)]		11,26	0,00	0,38	0,15
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m ² .sem)]		118,16	0,00	5,77	4,96
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m ² .sem)]		513,74	0,00	86,96	30,72
PARÂMETROS	DIA:	7 (condição inicial)	14 (condição inicial)	21 (condição inicial)	28 (condição inicial)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		581,0	1549,0	558,1	391,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1546,0	1674,6	1741,6	1565,0
Fósforo Total (mgP/L)		4,3	5,7	5,5	4,6
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		583,0	324,5	481,0	67,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		30,71	29,31	21,17	20,04
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		75,68	ND	0,05	0,09
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		746,0	1015,2	876,0	887,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		340,0	89,0	164,0	72,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		1086,0	1104,2	1040,0	959,0
Cromo Total (mg Cr/L)		0,02	0,08	0,05	0,07
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		71,3	23,0	7,5	31,0
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO SEMANA:		0 - 7	7 - 14	14 - 21	21 - 28
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)		20,74%	-166,61%	60,84%	35,90%
Demanda Química de Oxigênio (%)		42,36%	-8,32%	-1,73%	18,02%
Fósforo Total (%)		36,76%	-31,44%	9,84%	19,30%
Ácidos Graxos Voláteis (%)		36,00%	44,35%	-52,70%	88,64%
Nitrato Total (%)		32,31%	4,57%	24,18%	28,20%
Nitrito Total (%)		67,76%	100,00%	99,87%	99,61%
Nitrogênio Amoniacal (%)		47,28%	-36,09%	5,81%	2,95%
Nitrogênio Orgânico (%)		-128,19%	73,83%	-152,31%	55,28%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)		30,56%	-1,67%	-4,52%	10,79%
Cromo Total (%)		71,10%	-313,89%	43,57%	-40,00%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)		47,96%	67,70%	77,99%	-17,16%

ND: não detectado; (-) análise não executada;

Obs: "condição inicial": concentrações anteriores à nova aplicação; "condição final": concentrações calculadas após a nova aplicação.

Tabela C.25 - Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto - Segundo ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção

PARÂMETROS	DIA:	0 (condição final)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		508,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1720,0
Fósforo Total (mgP/L)		5,6
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		530,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		107,00
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		27,00
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		723,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		461,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		1184,0
Cromo Total (mg Cr/L)		0,12
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		132,0
TAXAS DE APLICAÇÃO		Aplicação no dia 0
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)		73,21
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m ² .sem)]		125,92
Carga Orgânica Aplicada [gDBO ₅ /(m ² .sem)]		37,19
Carga Amoniacal Aplicada [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² .sem)]		52,93
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m ² .sem)]		33,75
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m ² .sem)]		86,68
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m ² .sem)]		409,99
PARÂMETROS	DIA:	7 (condição inicial)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		58,9
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		1676,0
Fósforo Total (mgP/L)		3,5
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		882,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		91,15
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		99,97
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		611,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		147,3
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		758,3
Cromo Total (mg Cr/L)		0,10
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		21,6
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	SEMANA:	0 - 7
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)		88,40%
Demanda Química de Oxigênio (%)		2,56%
Fósforo Total (%)		36,86%
Ácidos Graxos Voláteis (%)		-66,42%
Nitrato Total (%)		14,81%
Nitrito Total (%)		-270,26%
Nitrogênio Amoniacal (%)		15,49%
Nitrogênio Orgânico (%)		68,04%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)		35,95%
Cromo Total (%)		18,15%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)		83,63%

ND: não detectado; (-) análise não executada;

Obs: "condição inicial": concentrações anteriores à nova aplicação; "condição final": concentrações calculadas após a nova aplicação.

Tabela C.26 - Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto - Terceiro Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, taxas de aplicação e eficiências de remoção

PARÂMETROS	DIA:	0 (condição final)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		180,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		213,0
Fósforo Total (mgP/L)		3,7
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		270,0
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		39,00
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		33,00
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		75,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		12,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		87,0
Cromo Total (mg Cr/L)		0,05
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		5,0
TAXAS DE APLICAÇÃO		Aplicação no dia 0
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)		73,80
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m ² .sem)]		15,72
Carga Orgânica Aplicada [gDBO ₅ /(m ² .sem)]		13,28
Carga Amoniacal Aplicada [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² .sem)]		5,54
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m ² .sem)]		0,89
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m ² .sem)]		6,42
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m ² .sem)]		273,06
PARÂMETROS	DIA:	7 (condição inicial)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		258,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		276,4
Fósforo Total (mgP/L)		4,4
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		165,8
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)		20,27
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)		0,03
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		81,1
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		23,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		104,1
Cromo Total (mg Cr/L)		0,03
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		11,1
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	SEMANA:	0 - 7
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)		-43,32%
Demanda Química de Oxigênio (%)		-29,76%
Fósforo Total (%)		-19,52%
Ácidos Graxos Voláteis (%)		38,58%
Nitrato Total (%)		48,03%
Nitrito Total (%)		99,92%
Nitrogênio Amoniacal (%)		-8,10%
Nitrogênio Orgânico (%)		-91,94%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)		-19,67%
Cromo Total (%)		44,72%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)		-121,12%

ND: não detectado; (-) análise não executada;

Obs: "condição inicial": concentrações anteriores à nova aplicação; "condição final": concentrações calculadas após a nova aplicação.

Tabela C.27 - Concentrações do lixiviado interno ao banhado-piloto - Quarto Ciclo de trabalho na Fase C em banhado-piloto com cobertura, com correções relativas a efeitos de diluição/concentração e aplicações/retiradas de efluente, cargas orgânicas aplicadas e eficiências de remoção

PARÂMETROS	DIA:	0 (condição final)	7 (condição final)	14 (condição final)	21 (condição final)	28 (condição final)	35 (condição final)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		200,0	157,6	256,0	204,6	173,2	233,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		240,0	390,3	674,0	349,0	555,2	614,0
Fósforo Total (mgP/L)		2,2	3,7	4,9	2,7	2,3	2,0
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		240,0	132,9	918,0	235,0	589,0	199,0
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)		38,00	51,00	298,19	158,58	297,78	300,18
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)		19,00	30,64	153,37	89,92	12,03	756,86
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		82,0	136,0	193,0	134,8	180,0	154,0
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		6,0	29,0	52,0	6,9	18,0	7,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		88,0	165,0	245,0	141,7	198,0	161,0
Cromo Total (mg Cr/L)		ND	0,01	0,04	ND	0,01	0,04
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	-	-	-	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		12,0	30,0	18,9	30,0	39,4	19,0
TAXAS DE APLICAÇÃO		Aplicação no dia 0	Aplicação no dia 7	Aplicação no dia 14	Aplicação no dia 21	Aplicação no dia 28	Aplicação no dia 35
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)		81,66	7,48	8,42	27,40	23,67	26,65
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m ² .sem)]		19,60	12,27	20,20	7,89	19,18	14,92
Carga Orgânica Aplicada [gDBO ₅ /(m ² .sem)]		16,33	3,52	8,96	6,19	6,35	2,96
Carga Amoniacal Aplicada [gNH ₄ ⁺ -N/(m ² .sem)]		6,70	5,18	8,29	3,92	9,39	6,40
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m ² .sem)]		0,49	0,85	2,31	0,00	0,39	0,40
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m ² .sem)]		7,19	6,03	10,60	3,92	9,79	6,80
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m ² .sem)]		179,66	43,38	53,86	25,79	62,34	29,31
PARÂMETROS	DIA:	7 (condição inicial)	14 (condição inicial)	21 (condição inicial)	28 (condição inicial)	35 (condição inicial)	42 (condição inicial)
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)		102,4	135,0	183,0	109,0	222,0	140,0
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)		204,8	410,0	355,0	365,0	488,0	468,0
Fósforo Total (mgP/L)		3,0	4,5	3,3	1,8	1,8	1,9
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)		102,4	875,0	281,0	435,0	137,0	172,0
Nitrato Total (mg NO ₃ /L)		48,63	175,89	179,82	223,07	288,72	440,51
Nitrito Total (mg NO ₂ /L)		12,46	22,68	117,07	7,65	853,22	41,54
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)		58,9	77,0	123,0	74,0	84,6	50,1
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)		16,2	19,0	9,0	14,0	2,3	12,0
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)		75,1	96,0	132,0	88,0	87,0	62,0
Cromo Total (mg Cr/L)		ND	0,03	ND	ND	0,03	0,02
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)		ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)		12,0	8,7	35,2	30,0	13,6	54,0
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO SEMANA:		0 - 7	7 - 14	14 - 21	21 - 28	28 - 35	35 - 42
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)		48,81%	14,32%	28,52%	46,74%	-28,20%	39,91%
Demanda Química de Oxigênio (%)		14,68%	-5,05%	47,33%	-4,58%	12,10%	23,78%
Fósforo Total (%)		-35,91%	-20,10%	32,77%	32,40%	21,22%	5,00%
Ácidos Graxos Voláteis (%)		57,34%	-558,49%	69,39%	-85,11%	76,74%	13,57%
Nitrato Total (%)		-27,97%	-244,88%	39,70%	-40,67%	3,04%	-46,75%
Nitrito Total (%)		34,42%	25,98%	23,67%	91,49%	-6992,44%	94,51%
Nitrogênio Amoniacal (%)		28,21%	43,38%	36,27%	45,12%	53,02%	67,44%
Nitrogênio Orgânico (%)		-170,17%	34,48%	82,69%	-103,88%	87,42%	-71,43%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)		14,68%	41,82%	46,12%	37,90%	56,06%	61,49%
Cromo Total (%)			-315,73%	100,00%		-357,58%	50,00%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)		0,42%	70,90%	-85,64%	0,00%	65,49%	-184,21%

ND: não detectado; (-) análise não executada;

Obs: "condição inicial": concentrações anteriores à nova aplicação; "condição final": concentrações calculadas após a nova aplicação.

Tabela C.28 – Cargas totais adicionadas e retiradas do sistema banhado-piloto e eficiências de remoção obtidas durante o primeiro ciclo de trabalho com cobertura

Parâmetros	Carga Total Adicionada	Carga Total Retirada*	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO₂)	69410,90	39998,10	42,37%
Demanda Química de Oxigênio (mgO₂)	253605,30	145943,20	42,45%
Fósforo Total (mgP)	675,75	427,99	36,67%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético)	85940,20	10693,40	87,56%
Nitrato Total (mg NO₃⁻)	4433,34	1949,60	56,02%
Nitrito Total (mg NO₂⁻)	23735,65	504,64	97,87%
Nitrogênio Amoniacal (mgN)	125266,90	81642,90	34,82%
Nitrogênio Orgânico (mgN)	12603,15	8735,80	30,69%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN)	137870,05	90378,70	34,45%
Cromo Total (mg Cr)	6,87	5,87	14,50%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg)	13763,52	3095,03	77,51%

*incluídas as cargas referentes ao volume remanescente no banhado no final do ciclo.

Tabela C.29 – Cargas totais adicionadas e retiradas do sistema banhado-piloto e eficiências de remoção obtidas durante o quarto ciclo de trabalho com cobertura

Parâmetros	Carga Total Adicionada	Carga Total Retirada*	Eficiência Global de Remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO₂)	47386,18	19816,98	58,18%
Demanda Química de Oxigênio (mgO₂)	100585,04	59632,46	40,71%
Fósforo Total (mgP)	421,76	308,07	26,96%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético)	59466,73	32562,40	45,24%
Nitrato Total (mg NO₃⁻)	28646,46	48354,38	-68,80%
Nitrito Total (mg NO₂⁻)	13538,11	14595,29	-7,81%
Nitrogênio Amoniacal (mgN)	42651,62	8515,28	80,04%
Nitrogênio Orgânico (mgN)	4752,54	1666,36	64,94%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN)	47404,16	10181,64	78,52%
Nitrogênio Total (soma de todas as formas) (mgN)	57993,01	25542,42	55,96%
Cromo Total (mg Cr)	3,81	2,50	34,24%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg)	5391,59	5807,90	-7,72%

*incluídas as cargas referentes ao volume remanescente no banhado no final do ciclo.

Anexo D
Gráficos referentes aos resultados obtidos
nas três fases da pesquisa

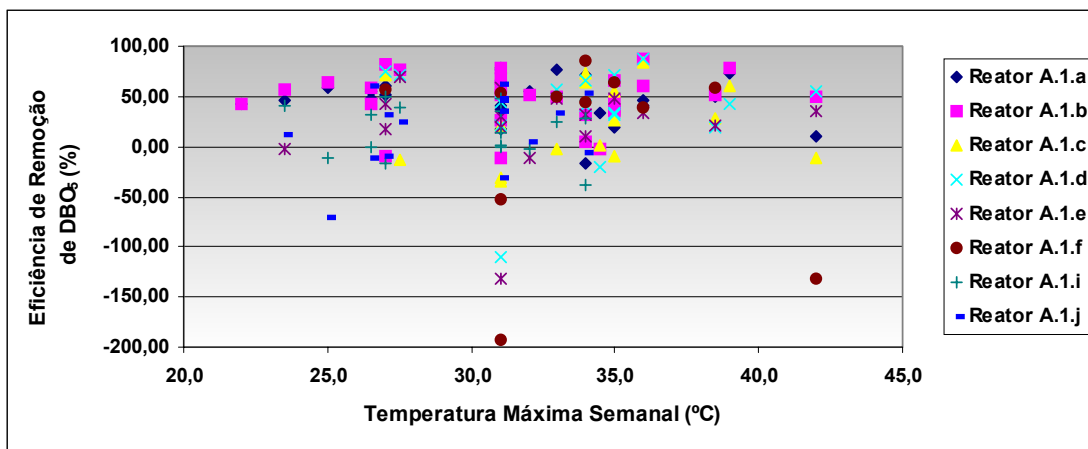


Figura D.1 – Eficiências semanais de remoção de DBO₅ dos reatores da Subfase A.1 *versus* temperatura máxima semanal

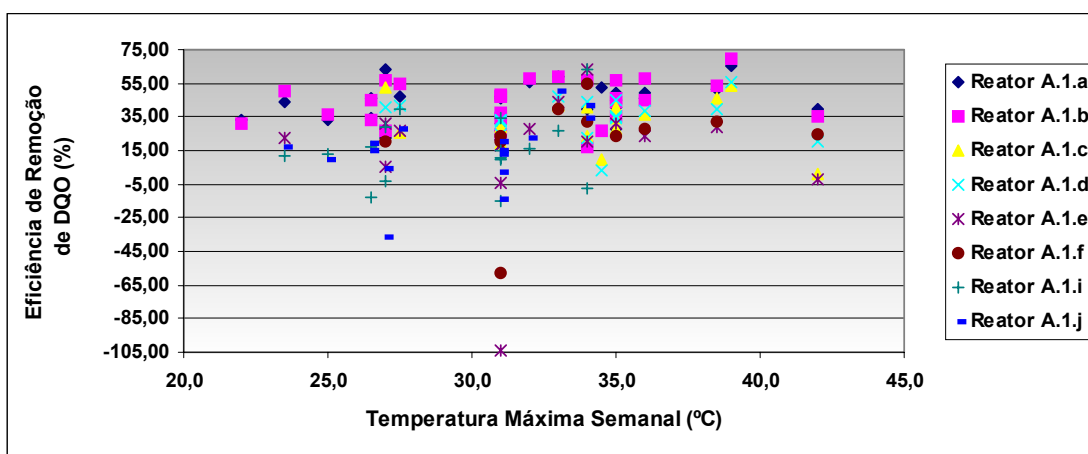


Figura D.2 – Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 *versus* temperatura máxima semanal

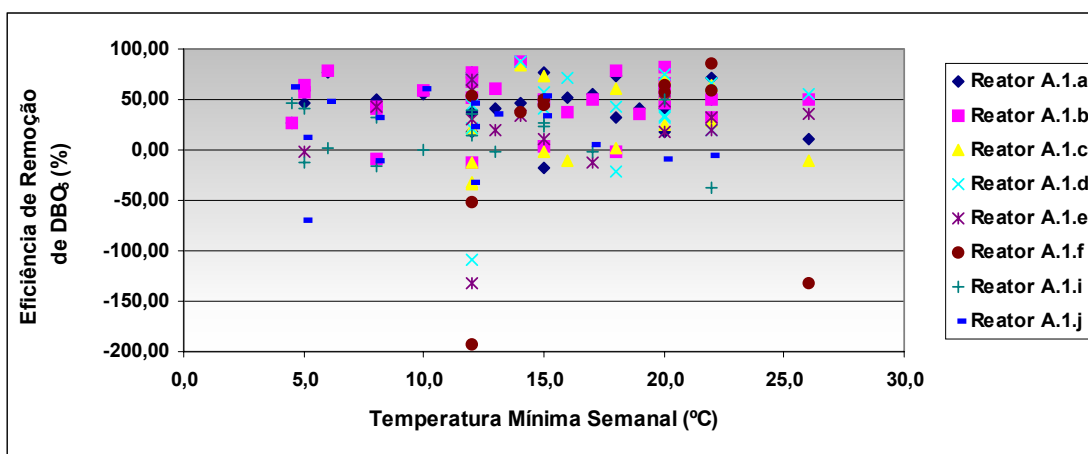


Figura D.3 – Eficiências semanais de remoção de DBO₅ dos reatores da Subfase A.1 *versus* temperatura mínima semanal

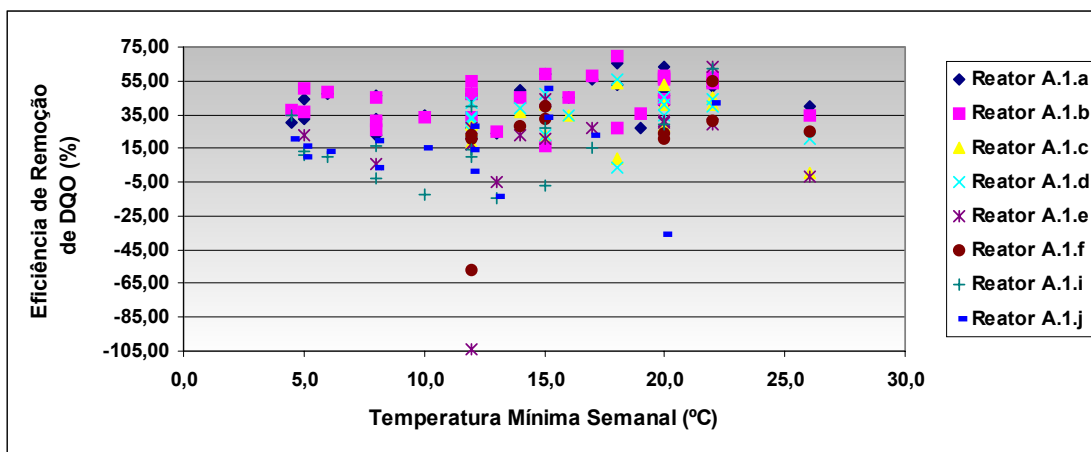


Figura D.4 – Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 *versus* temperatura mínima semanal

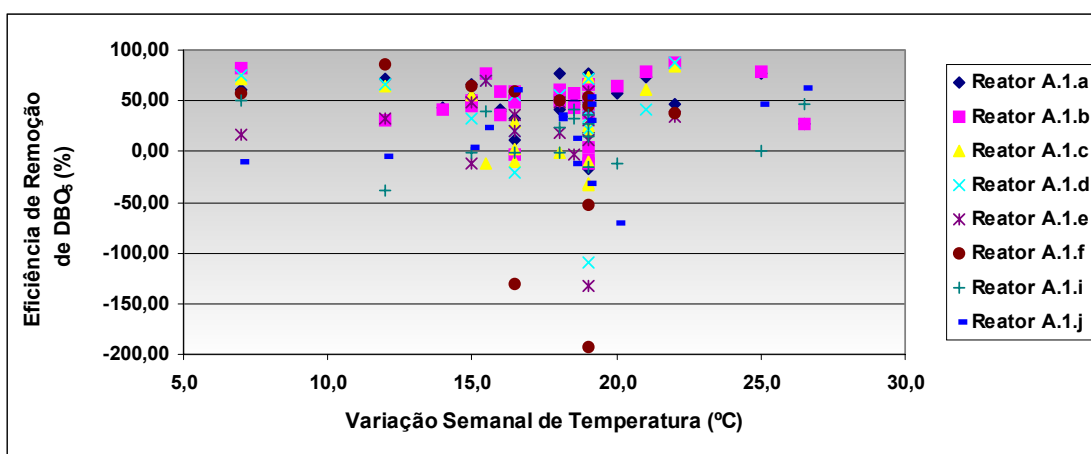


Figura D.5 – Eficiências semanais de remoção de DBO₅ dos reatores da Subfase A.1 *versus* variações semanais de temperaturas

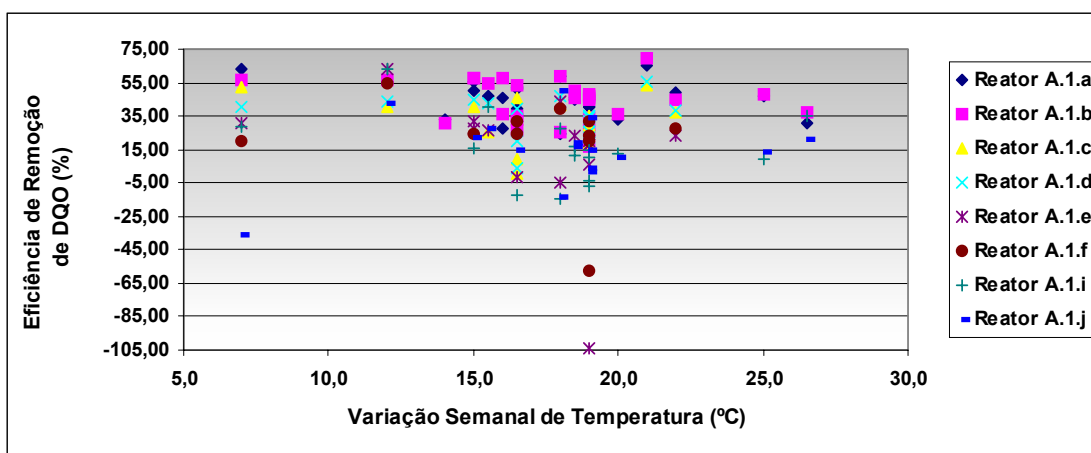


Figura D.6 – Eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores da Subfase A.1 *versus* variações semanais de temperaturas

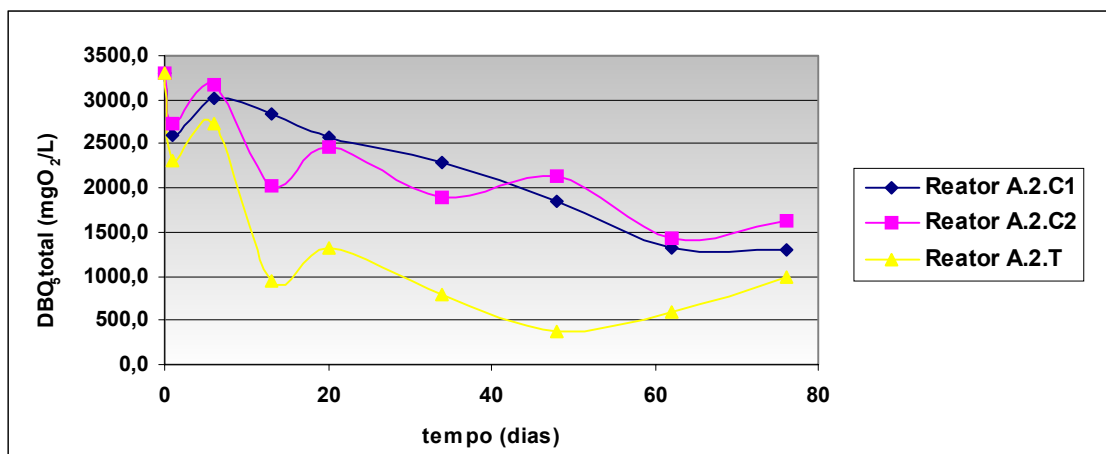


Figura D.7 – Comportamento da DBO₅ total nos reatores ao longo da Subfase A.2

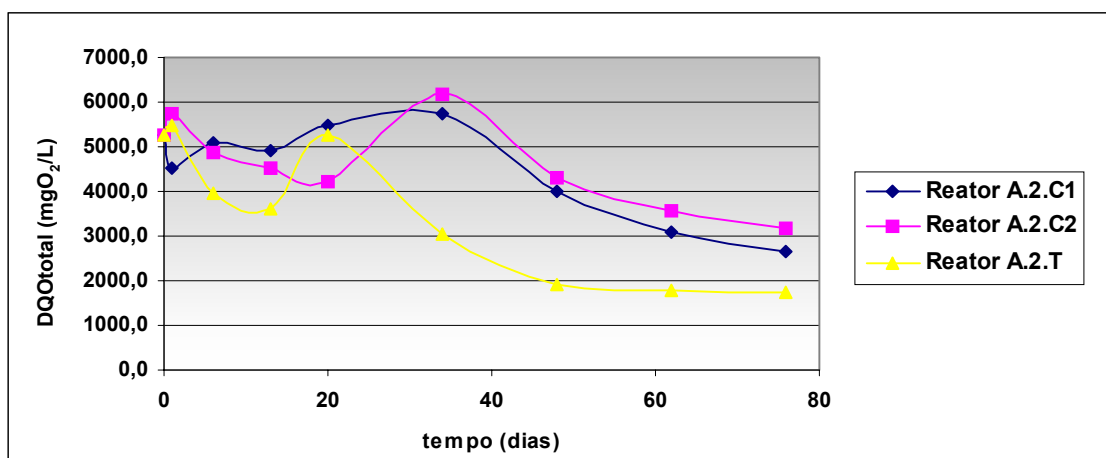


Figura D.8 - Comportamento da DQO total nos reatores ao longo da Subfase A.2

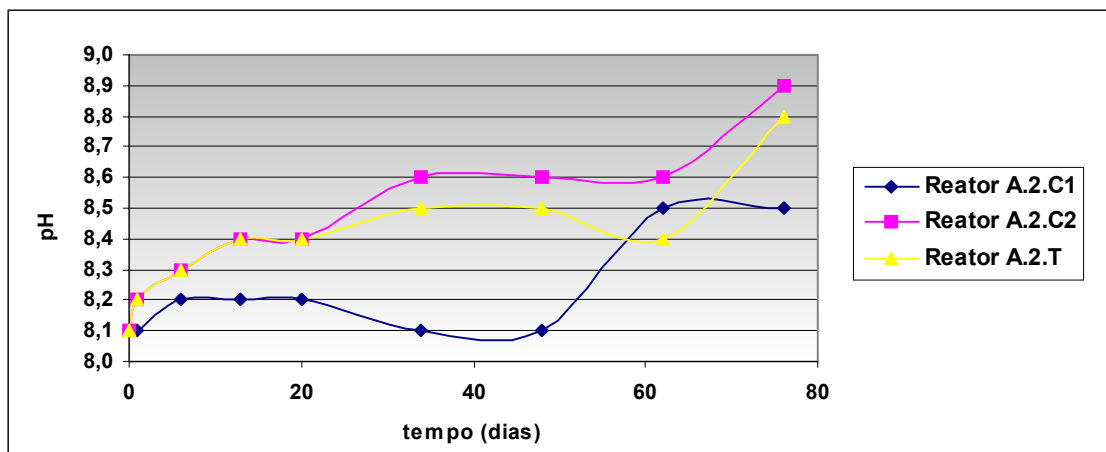


Figura D.9 – Evolução do pH nos reatores ao longo da Subfase A.2

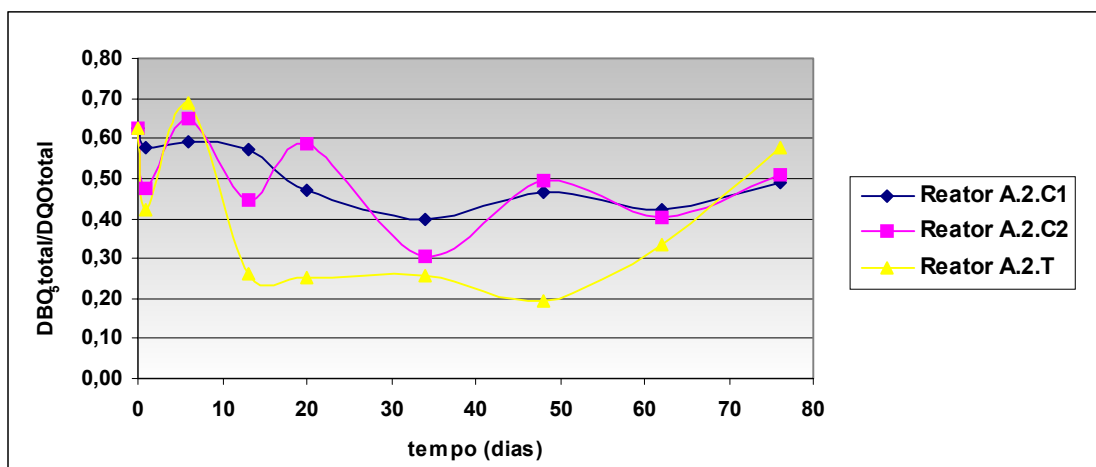


Figura D.10 – Evolução da razão DBO_5/DQO nos reatores ao longo da Subfase A.2

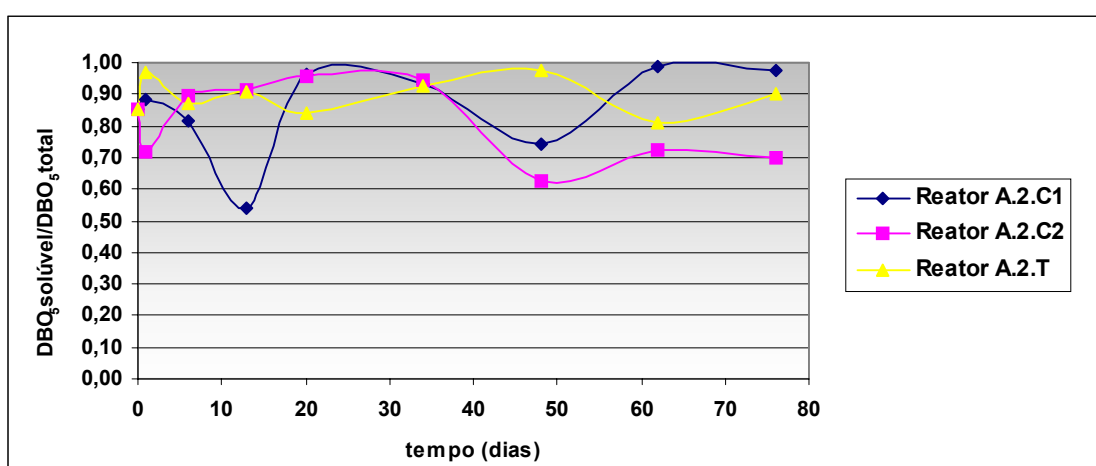


Figura D.11 – Comportamento da relação $DBO_{5solúvel}/DBO_{5total}$ nos reatores ao longo da Subfase A.2

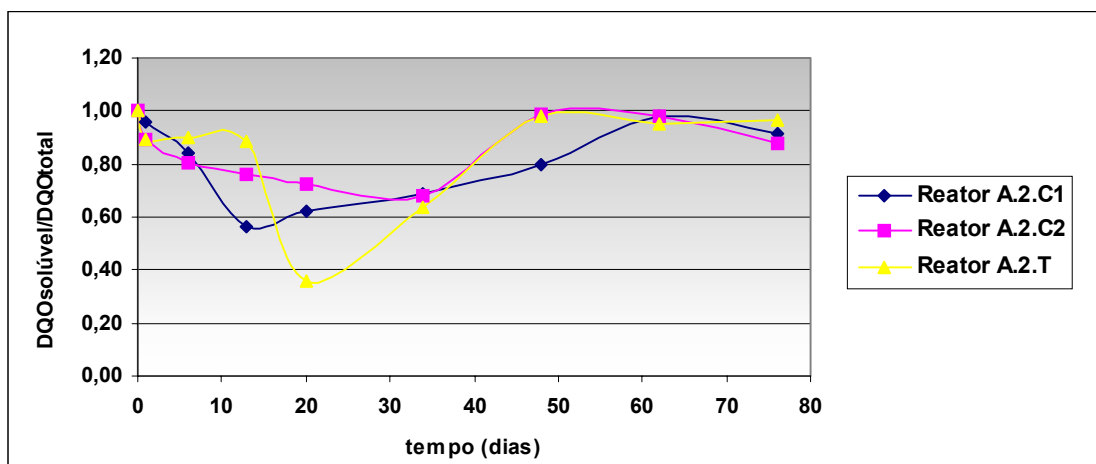


Figura D.12 – Comportamento da relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ nos reatores ao longo da Subfase A.2

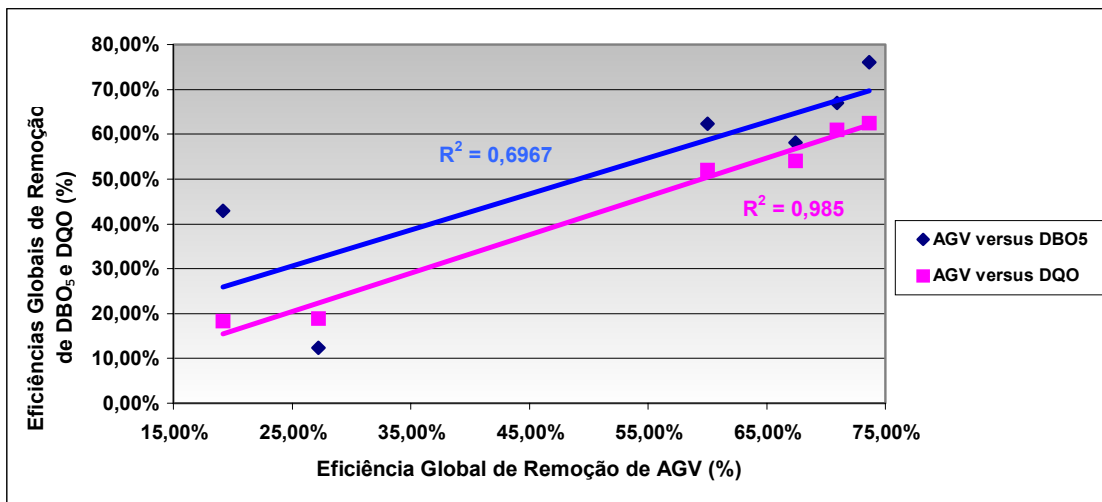


Figura D.13 – Correlacionamentos entre eficiências de remoção de AGV e DBO₅ e AGV e DQO utilizando as eficiências globais de remoção dos reatores de 1º e 2º estágio operando com TDH = 14 d bem como dos sistemas conjugados operando em TDH = 28 d (Subfase A.3)

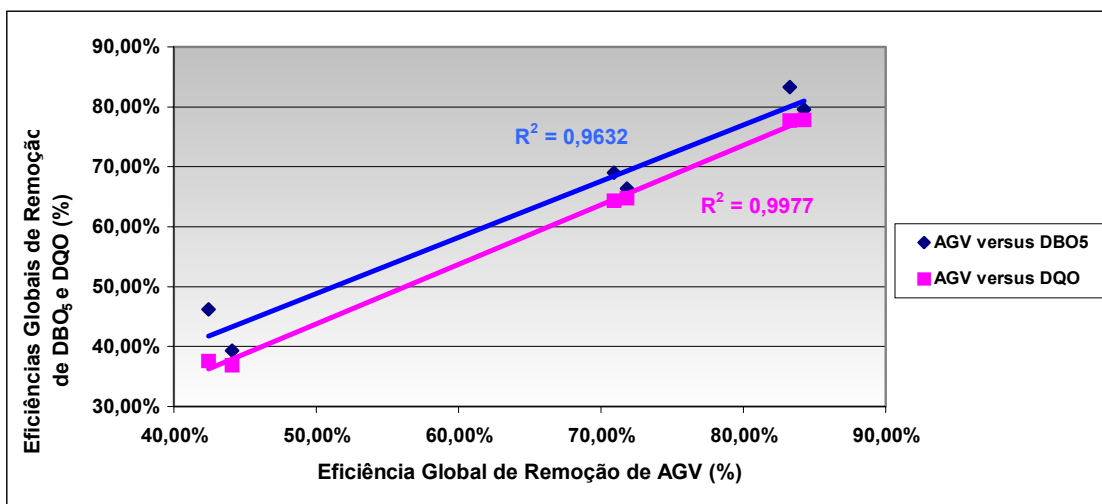


Figura D.14 – Correlacionamentos entre eficiências de remoção de AGV e DBO₅ e AGV e DQO utilizando as eficiências globais de remoção dos reatores de 1º e 2º estágio operando com TDH = 21 d bem como dos sistemas conjugados operando em TDH = 42 d (Subfase A.3)

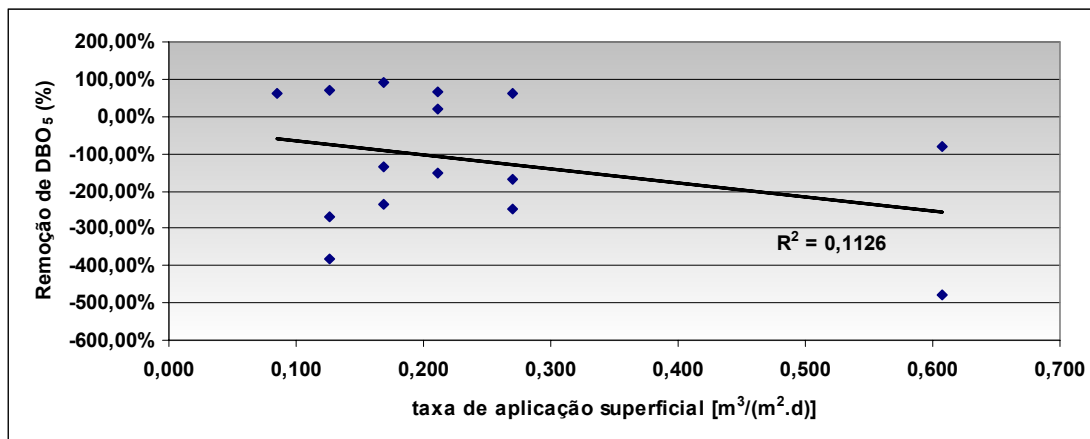


Figura D.15 – Remoções de DBO₅ obtidas na Subfase B.1 *versus* taxas de aplicação superficial utilizadas

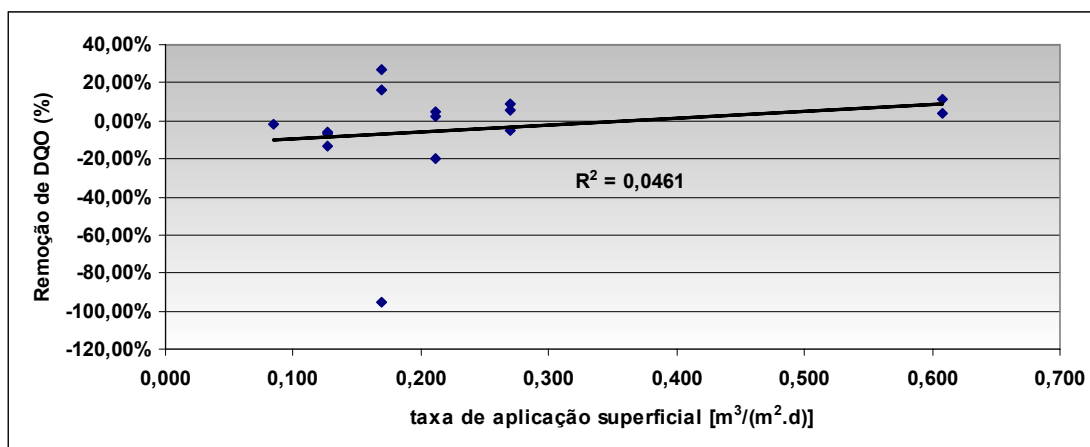


Figura D.16 – Remoções de DQO obtidas na Subfase B.1 *versus* taxas de aplicação superficial utilizadas

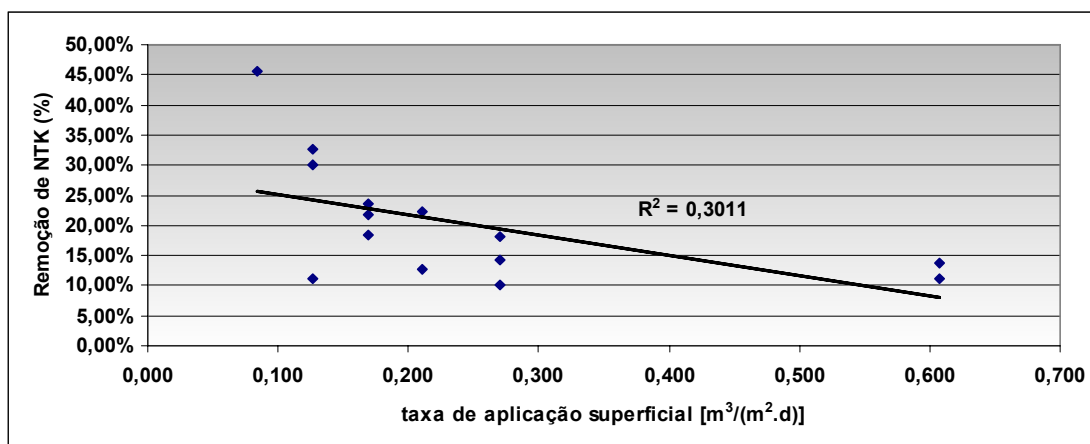


Figura D.17 – Remoções de NTK obtidas na Subfase B.1 *versus* taxas de aplicação superficial utilizadas

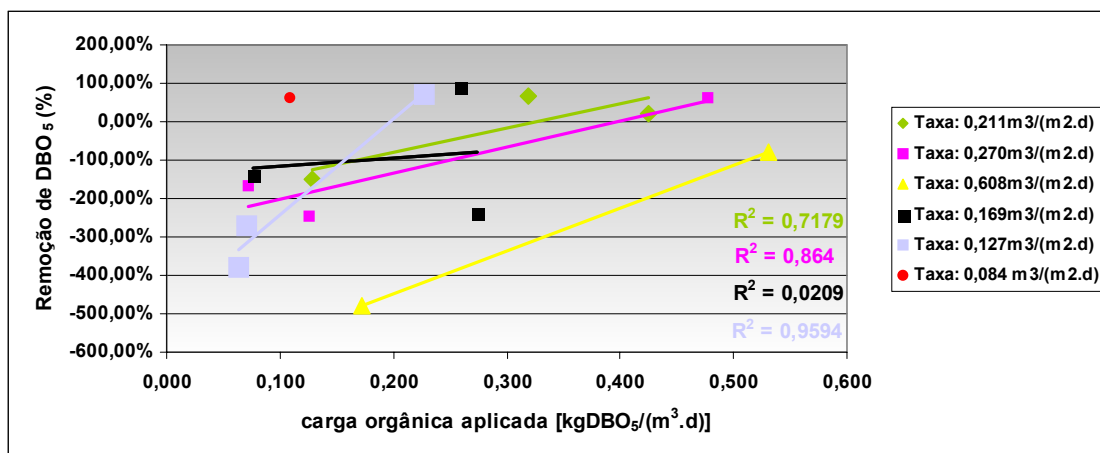


Figura D.18 – Remoções de DBO₅ obtidas na Subfase B.1 *versus* carga orgânica aplicada como kgDBO₅/(m³.d)

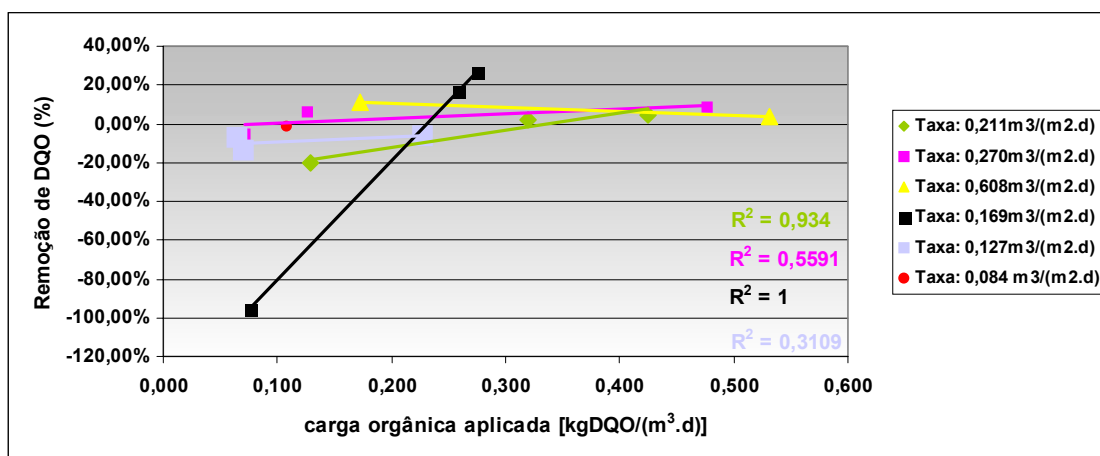


Figura D.19 – Remoções de DQO obtidas na Subfase B.1 *versus* carga orgânica aplicada como kgDQO/(m³.d)

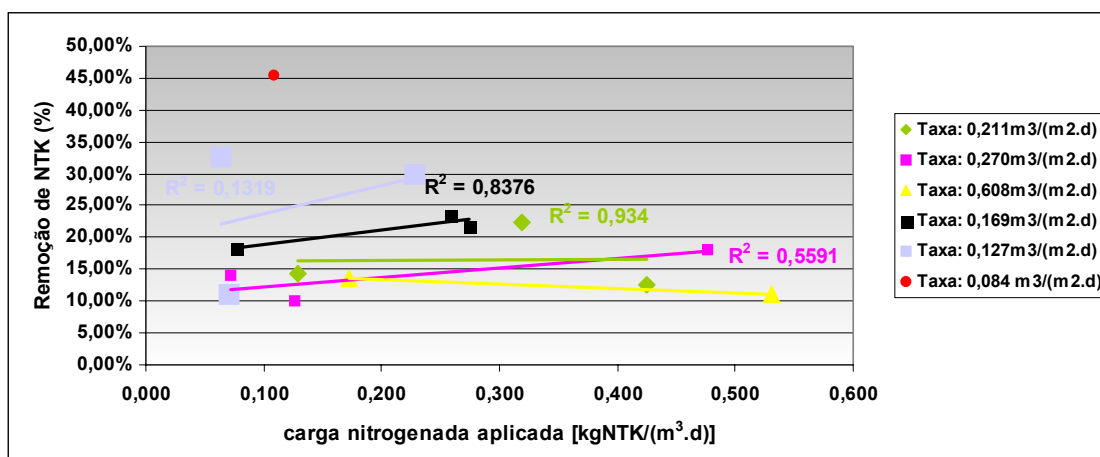


Figura D.20 – Remoções de NTK obtidas na Subfase B.1 *versus* carga nitrogenada aplicada como kgNTK/(m³.d)

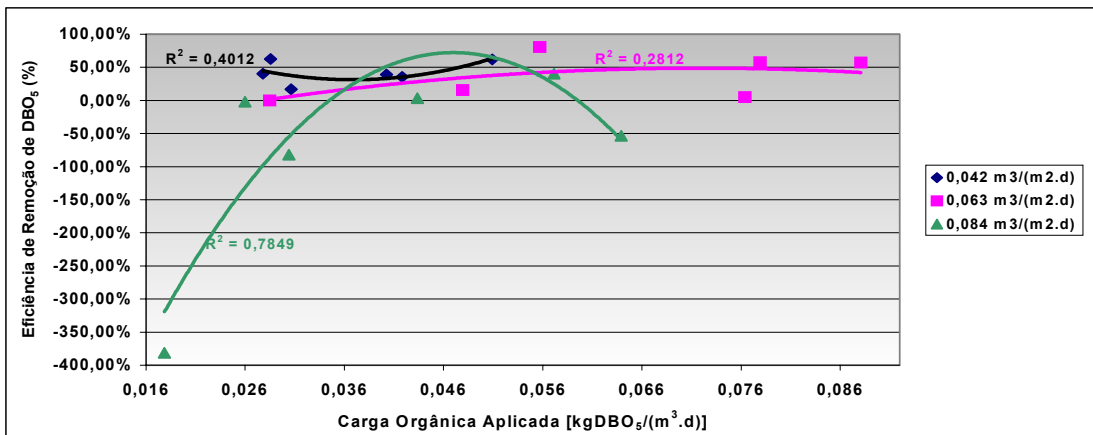


Figura D.21 – Plotagem de eficiências de remoção de DBO₅ versus cargas orgânicas aplicadas (DBO₅) para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

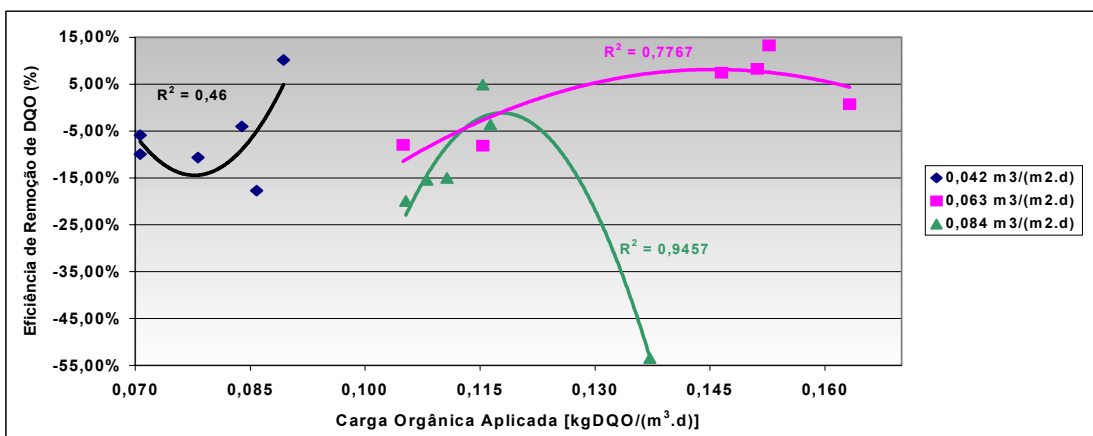


Figura D.22 – Plotagem de eficiências de remoção de DQO versus cargas orgânicas aplicadas (DQO) para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

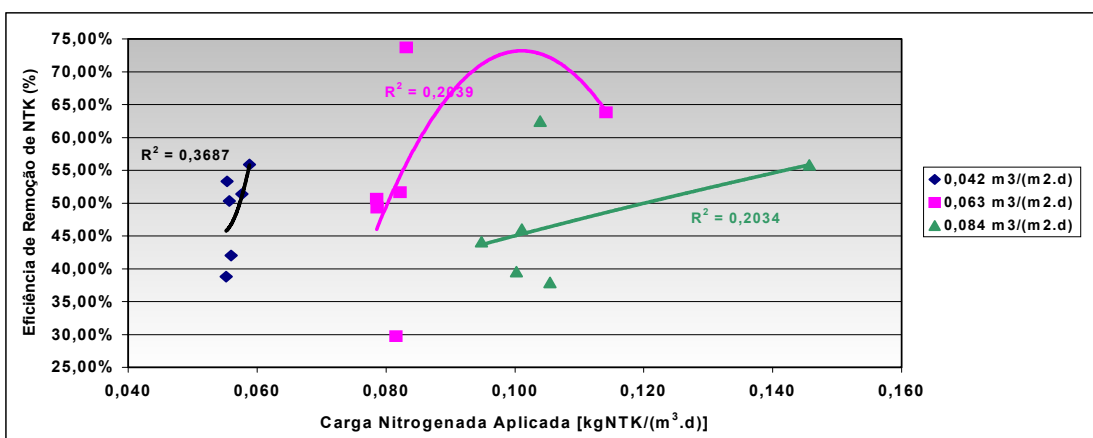


Figura D.23 – Plotagem de eficiências de remoção de NTK versus cargas nitrogenadas (NTK) aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

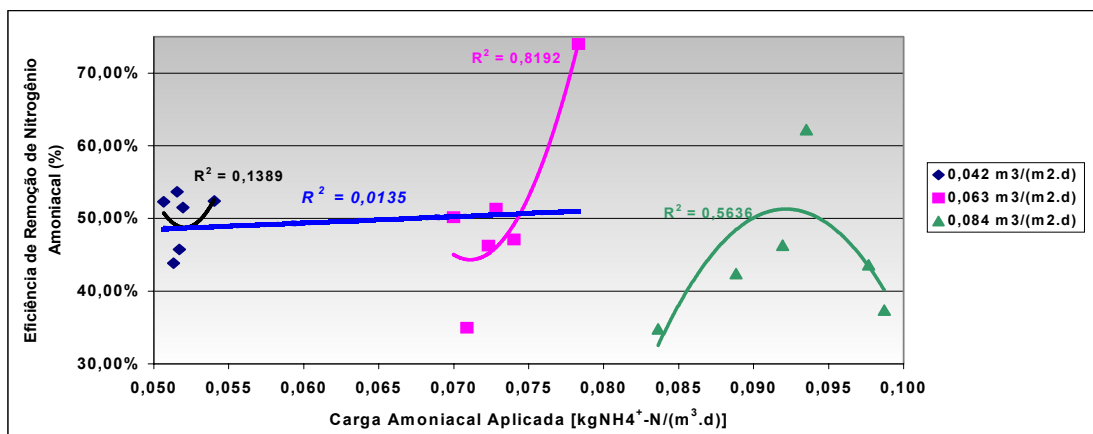


Figura D.24 – Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal *versus* cargas amoniacais aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

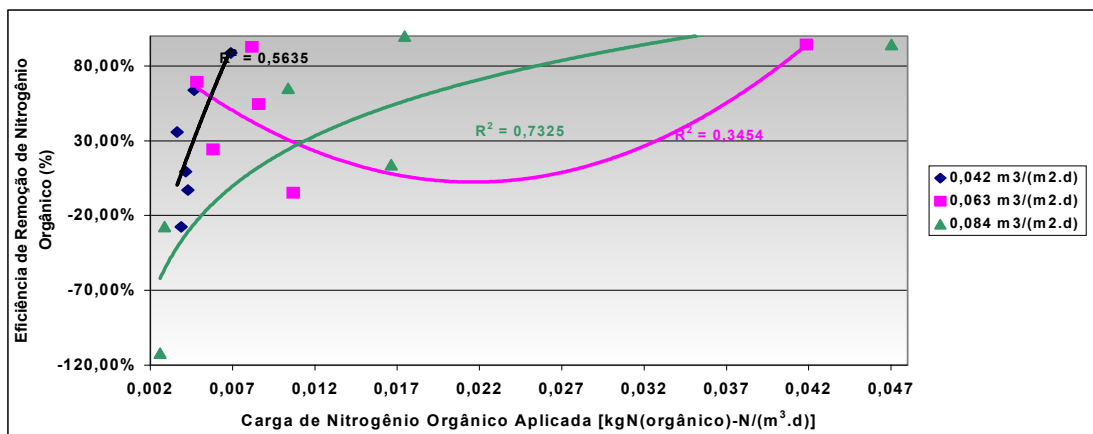


Figura D.25 – Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio orgânico *versus* cargas de nitrogênio orgânico aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

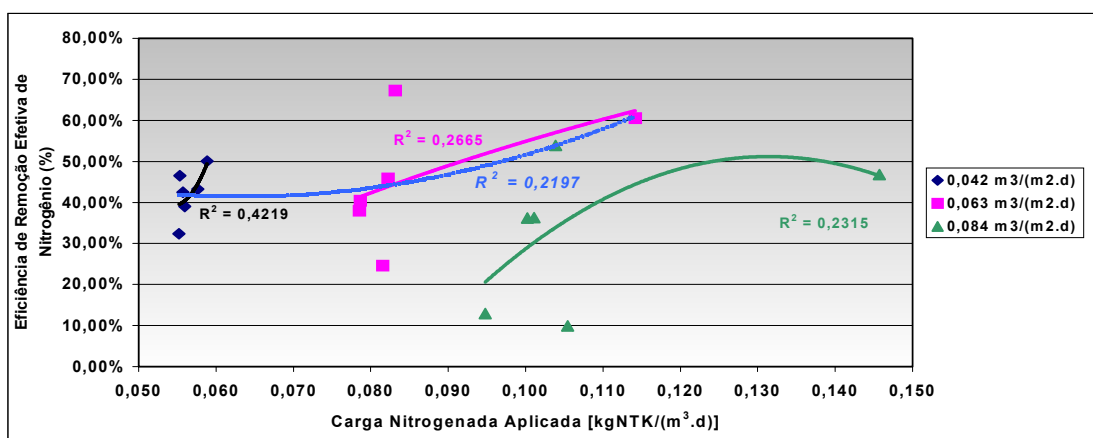


Figura D.26 – Plotagem de eficiências de remoção *real* de nitrogênio *versus* cargas de NTK aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

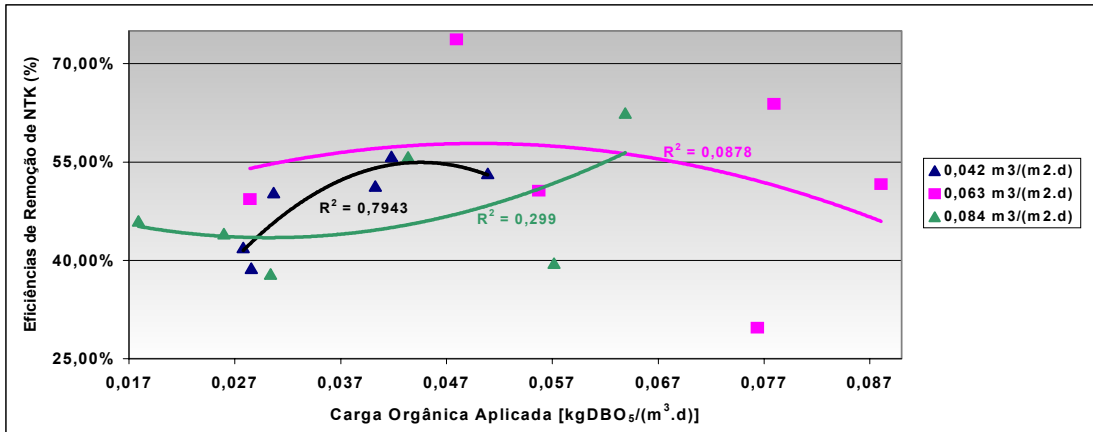


Figura D.27 – Plotagem de eficiências de remoção de NTK *versus* cargas de DBO₅ aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

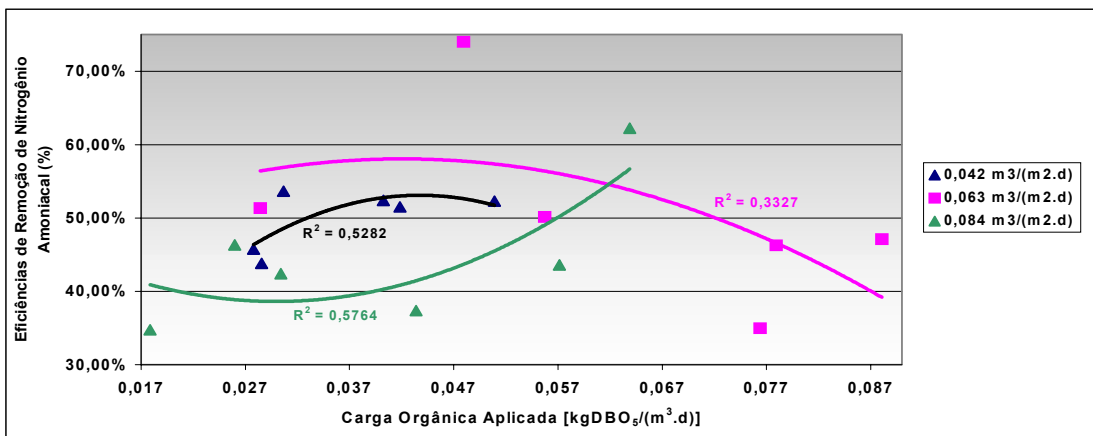


Figura D.28 – Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal *versus* cargas de DBO₅ aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

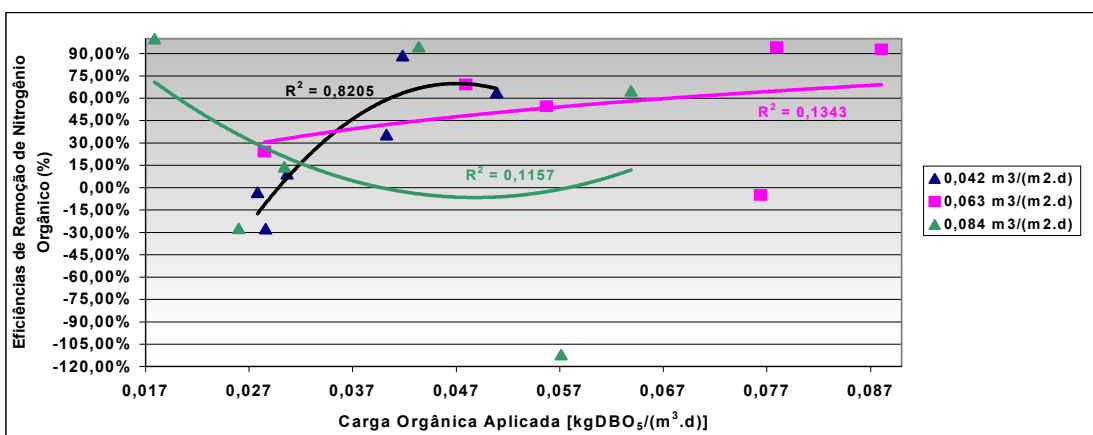


Figura D.29 – Plotagem de eficiências de remoção de nitrogênio orgânico *versus* cargas de DBO₅ aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

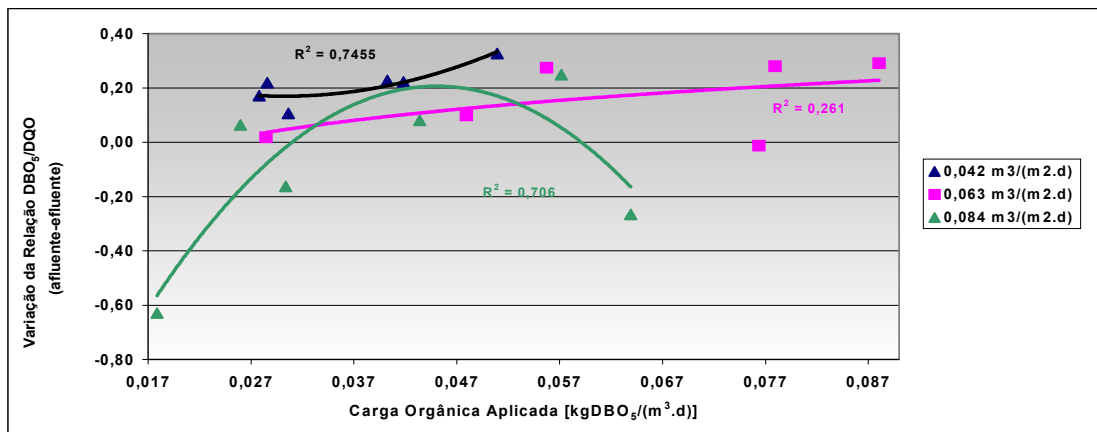


Figura D.30 – Plotagem das diferenças entre as razões DBO₅/DQO de afluente e efluente das aplicações ao biofiltro em função das cargas de DBO₅ aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

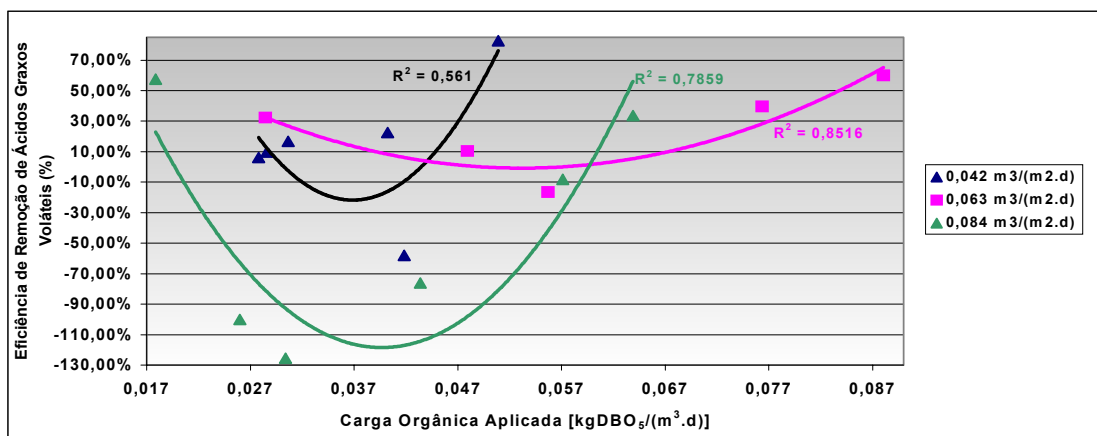


Figura D.31 – Plotagem das remoções de AGV em função das cargas de DBO₅ aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

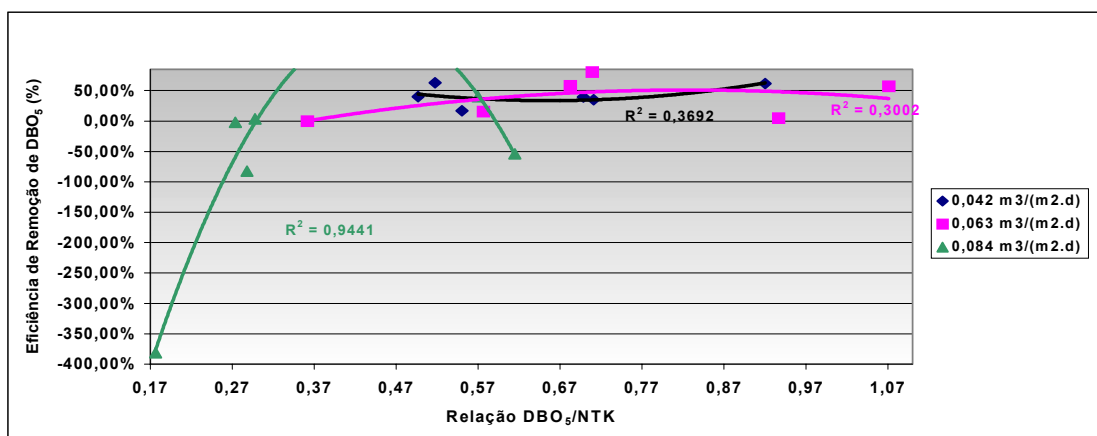


Figura D.32 – Plotagem das remoções de DBO₅ em função das relações DBO₅/NTK dos afluentes para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

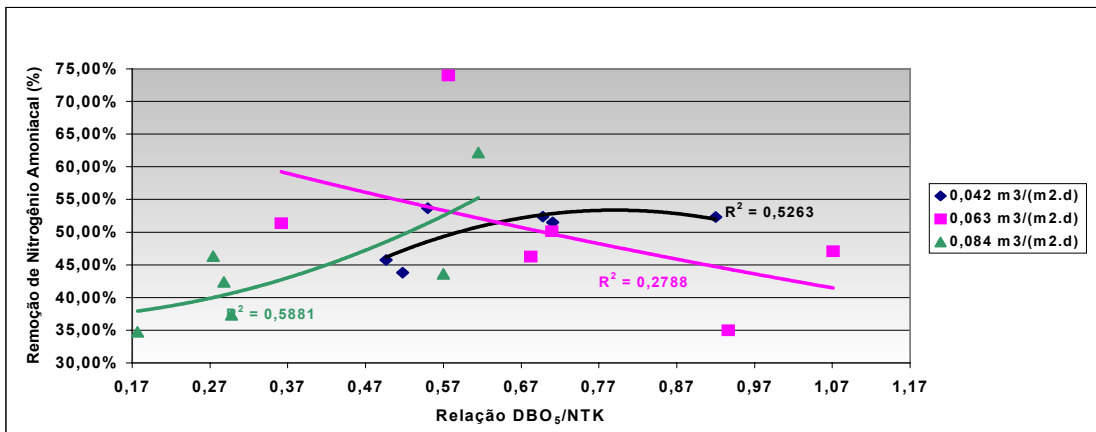


Figura D.33 – Plotagem das remoções de nitrogênio amoniacal em função das relações DBO_5/NTK dos afluentes para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

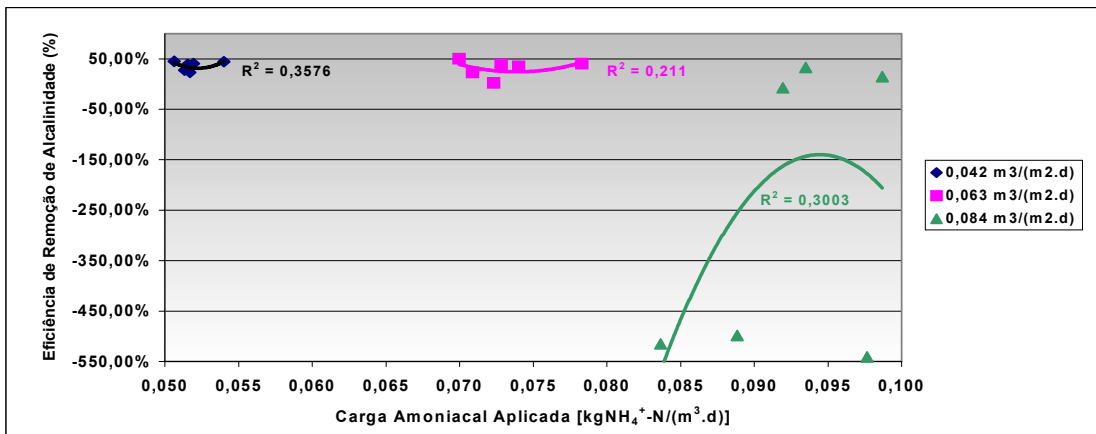


Figura D.34 – Plotagem das remoções de alcalinidade em função das cargas amoniacais aplicadas para as três taxas de aplicação superficiais utilizadas na Subfase B.2

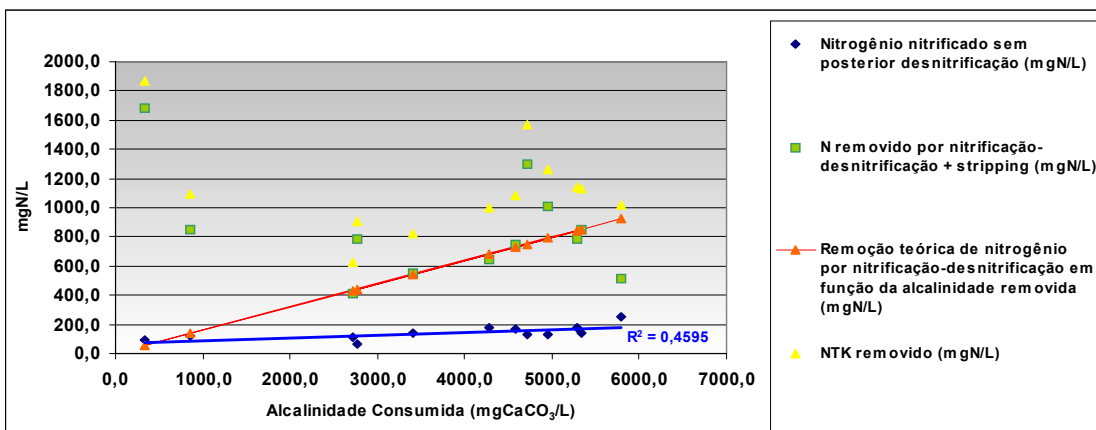


Figura D.35 – Plotagem das remoções de alcalinidade verificadas *versus* remoção teórica de nitrogênio por nitrificação-desnitrificação, *versus* nitrogênio convertido a formas inorgânicas, *versus* nitrogênio efetivamente removido do sistema e *versus* remoção de NTK [taxas 0,042 e 0,063 $m^3/(m^2 \cdot d)$]

Anexo E
Estatísticas

Tabela E.1 – Análise das médias referentes às características físico-químicas e biológicas do afluente utilizado na Subfase A.1 (semanas 1-30)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	29	8,3	8,2	8,0	8,8	0,0756	0,2750	0,051	3,32%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	29	4975,7	4570,0	2690,0	8860,0	276972	1664,2	309,04	33,45%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	29	9378,7	8710,0	5345,0	14670,0	623305	2496,6	463,60	26,62%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	4138,9	3830,0	1270,0	7130,0	348961	1868,0	622,68	45,13%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	4	2035,0	2040,0	1920,0	2140,0	10916,	104,48	52,24	5,13%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	4	258,8	232,5	200,0	370,0	5772,9	75,979	37,98	29,36%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	10	2270,5	2337,5	1920,0	2570,0	37880,	194,62	61,546	8,57%
Nitratos (mgNO ₃ ⁻ /L)	1								
Fósforo Total (mgP/L)	10	11,1	11,3	4,7	20,0	26,015	5,1005	1,612	45,95%
Fosfato Total (mgPO ₄ ⁻³ /L)	1								
Sulfatos (mgSO ₄ ⁻² /L)	1								
Acidez Total (mgCaCO ₃ /L)	1								
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	1								
Condutividade Elétrica (µmhos/cm)	1								
Potencial Redox (mV)	1								
Cromo Total (mgCr/L)	8	0,3	0,35	0,0	0,4	0,0144	0,1201	0,042	38,28%
Sólidos Totais a 105°C (mg/L)	1								
Sólidos Totais Fixos a 550°C (mg/L)	1								
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	2								
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	4	2150,0	2120	1320,0	3040,0	820933	906,05	453,02	42,14%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	6,5	2,5	0,0	21,0	99	9,9487	4,97	153,07%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.2 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.a (semanas 3-31)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	29	8,3	8,2	7,9	8,7	0,06	0,25	0,0460	2,99%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	29	1692,6	1540,0	810,0	3400,0	568011	753,67	139,95	44,53%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	29	3638,5	3240,0	2340,0	6560,0	1105404	1051,3	195,23	28,90%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	10785,0	10785,0	10400,0	11170,0	296450	544,47	385	5,05%
Fósforo Total (mgP/L)	2	9,5	9,5	8,1	10,8	3,65	1,91	1,35	20,20%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	1301,1	910,0	490,0	3610,0	1009586,11	1004,78	334,9	77,22%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	2043,0	2043,0	2006,0	2080,0	2738,0	52,33	37	2,56%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	187,0	187,0	110,0	264,0	11858	108,89	77	58,23%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2232,5	2235,0	2190,0	2270,0	1091,6	33,04	16,520	1,48%
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,2	0,2	0,0	0,3	0,01	0,10	0,0331	51,68%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	1,5	0,1	0,0	7,0	9,45	3,07	1,3749	203,88%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	274,0	152,0	144,0	700,0	58024	240,88	107,72	87,91%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	1,8	1	0,0	5,0	5,58	2,36	1,1814	135,02%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	28	0,0801	0,0747	0,0440	0,1451	0,00	0,03	0,0050	33,37%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	28	0,0681	0,0635	0,0374	0,0000	0,00	0,02	0,0042	33,37%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	28	0,1513	0,1420	0,0875	0,2402	0,00	0,04	0,0075	26,30%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	28	0,1286	0,1207	0,0744	0,2041	0,00	0,03	0,0063	26,30%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.3 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.b (semanas 3-31)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	29	8,3	8,2	7,9	8,7	0,05578	0,23619	0,04386	2,86%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	29	1741,9	1455,0	380,0	3545,0	858395	926,496	172,046	53,19%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	29	3617,3	3260,0	2300,0	7200,0	1206737	1098,51	203,989	30,37%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	12315,0	12315,0	11370,0	13260,0	1786050	1336,43	945	10,85%
Fósforo Total (mgP/L)	2	7,1	7,1	5,4	8,8	5,78	2,40416	1,7	33,86%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	1104,4	790,0	550,0	2750,0	548577	740,660	246,886	67,06%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	1995,0	1995,0	1970,0	2020,0	1250	35,3553	25	1,77%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	140,0	140,0	70,0	210,0	9800	98,9949	70	70,71%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2215,0	2250,0	2040,0	2320,0	14966	122,338	61,1691	5,52%
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,2	0,3	0,0	0,3	0,01122	0,10596	0,03532	51,83%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	0,1	0,0	0,0	0,2	0,012	0,10954	0,04899	136,93%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	303,6	170,0	163,0	813,0	81433,3	285,365	127,619	93,99%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	2,0	0	0,0	8,0	16	4	2	200,00%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	28	0,0801	0,0747	0,0440	0,1451	0,00071	0,02673	0,00505	33,37%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	28	0,0681	0,0635	0,0374	0,1233	0,00051	0,02271	0,00429	33,37%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	28	0,1513	0,1420	0,0875	0,2402	0,00158	0,03980	0,00752	26,30%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	28	0,1286	0,1207	0,0744	0,2041	0,00114	0,03382	0,00639	26,30%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.4 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.c (semanas 5-21)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	17	8,5	8,6	8,2	8,8	0,0559558	0,23655	0,05737	2,77%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	17	1544,8	1360,0	320,0	2930,0	559255	747,833	181,376	48,41%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	17	2837,4	2870,0	1856,0	3620,0	148458	385,303	93,4498	13,58%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	16	0,0187	0,0177	0,0105	0,0346	0,000043	0,00658	0,00164	35,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	16	0,0159	0,0151	0,0089	0,0294	0,000031	0,00559	0,00139	35,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	16	0,0352	0,0334	0,0225	0,0505	0,000062	0,00789	0,00197	22,45%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	16	0,0299	0,0284	0,0192	0,0429	0,000045	0,00671	0,00167	22,45%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.5 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.d (semanas 5-21)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	17	8,3	8,4	8,0	8,6	0,0388970	0,19722	0,04783	2,36%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	17	1096,4	1160,0	300,0	2020,0	244325	494,292	119,883	45,08%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	17	2693,4	2730,0	2176,0	3120,0	65226	255,394	61,9422	9,48%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	16	0,0201	0,0190	0,0112	0,0370	0,0000496	0,00704	0,00176	35,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	16	0,0170	0,0161	0,0095	0,0314	0,0000358	0,00598	0,00149	35,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	16	0,0377	0,0357	0,0241	0,0540	0,0000714	0,00845	0,00211	22,45%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	16	0,0320	0,0304	0,0205	0,0459	0,0000515	0,00718	0,00179	22,45%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.6 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.e (semanas 9-25)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	17	8,3	8,3	8,1	8,6	0,0390441	0,19759	0,04792	2,39%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	17	1154,4	1020,0	500,0	2490,0	225677	475,054	115,217	41,15%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	17	2686,2	2380,0	1585,0	5940,0	856336,02	925,38	224,438	34,45%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	16	0,0046	0,0044	0,0026	0,0085	0,0000023	0,00151	0,00037	33,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	16	0,0039	0,0038	0,0022	0,0072	0,0000016	0,00128	0,00032	33,12%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	16	0,0088	0,0083	0,0052	0,0124	0,0000039	0,00199	0,0005	22,81%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	16	0,0074	0,0070	0,0044	0,0106	0,0000028	0,00169	0,00042	22,81%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.7 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.f (semanas 9-20)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	12	8,4	8,4	8,1	8,6	0,0409090	0,20226	0,05838	2,42%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	12	952,2	735,0	256,0	2500,0	425107	652,002	188,216	68,48%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	12	2512,5	2360,0	2080,0	4440,0	423765	650,973	187,919	25,91%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	11	0,0048	0,0044	0,0026	0,0085	0,0000028	0,00169	0,00051	35,06%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	11	0,0041	0,0038	0,0022	0,0072	0,0000020	0,00144	0,00043	35,06%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	11	0,0089	0,0084	0,0065	0,0124	0,0000034	0,00184	0,00055	20,64%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	11	0,0076	0,0071	0,0055	0,0106	0,0000024	0,00156	0,00047	20,64%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.8 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.i (semanas 14-30)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	17	8,1	8,1	8,0	8,4	0,0124264	0,11147	0,02703	1,37%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	17	1316,5	1200,0	720,0	2140,0	135149	367,626	89,1625	27,93%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	17	3357,6	3120,0	2040,0	8120,0	1706106	1306	316,795	38,90%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	16	0,0019	0,0018	0,0011	0,0034	0,00000034	0,000586	0,000146	30,83%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	16	0,0016	0,0015	0,0009	0,0029	0,00000025	0,000498	0,000124	30,83%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	16	0,0036	0,0034	0,0020	0,0056	0,00000087	0,000931	0,000233	25,88%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	16	0,0031	0,0029	0,0017	0,0047	0,00000063	0,000791	0,000198	25,88%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.9 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.1.j (semanas 14-30)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	17	8,2	8,1	8,1	8,5	0,01867647	0,136662	0,033145	1,67%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	17	1322,1	1000,0	560,0	2480,0	391503	625,7023	151,7551	47,33%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	17	2703,5	2690,0	1720,0	4610,0	390199	624,6593	151,5021	23,11%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	16	0,0019	0,0018	0,0011	0,0034	0,00000034	0,000586	0,000146	30,83%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	16	0,0016	0,0015	0,0009	0,0029	0,00000025	0,000498	0,000124	30,83%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	16	0,0036	0,0034	0,0020	0,0056	0,00000087	0,000931	0,000233	25,88%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	16	0,0031	0,0029	0,0017	0,0047	0,00000063	0,000791	0,000198	25,88%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.10 – Média, mínimo e máximo relativos aos registros semanais das temperaturas máxima e mínima colhidos entre as semanas 3 e 31 da Subfase A.1

Parâmetros	N	MÉDIA	MEDIANA	MÍNIMO	MÁXIMO
Temperatura Mínima Semanal (°C)	29	14,3	15,0	4,5	26,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)	29	32,0	32,0	22,0	42,0
ΔT (°C)	29	17,9	18,5	7,0	26,5

N: número de medições

Tabela E.11 - Estatísticas relativas às eficiências semanais de remoção de DBO₅ promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)

Reatores	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
Reator A.1.a	28	47,61	49,23	-17,18	77,58	504,8567514	22,46902	4,246245	47,20%
Reator A.1.b	28	47,62	50,77	-12,05	87,01	712,2752459	26,68849	5,04365	56,05%
Reator A.1.c	16	24,15	23,59	-34,01	84,04	1576,015057	39,69906	9,924764	164,37%
Reator A.1.d	16	36,61	43,00	-109,47	87,36	2219,267704	47,1091	11,77728	128,67%
Reator A.1.e	16	19,93	31,07	-132,44	69,06	2105,872078	45,88978	11,47245	230,21%
Reator A.1.f	11	7,06	50,04	-193,26	85,78	8404,602996	91,67662	27,64154	1298,06%
Reator A.1.i	16	15,21	19,10	-38,24	49,97	664,1841494	25,77177	6,442943	169,44%
Reator A.1.j	16	17,83	27,60	-70,34	61,98	1342,855556	36,64499	9,161248	205,55%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.**Tabela E.12** - Estatísticas relativas às eficiências semanais de remoção de DQO promovidas pelos reatores da Subfase A.1 (semanas 4-31)

Reatores	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
Reator A.1.a	28	43,76	46,17	22,49	65,02	130,8461917	11,4388	2,16173	26,14%
Reator A.1.b	28	44,11	45,58	16,73	69,76	163,2199794	12,77576	2,414391	28,97%
Reator A.1.c	16	31,83	31,99	0,69	53,31	208,3134231	14,43307	3,608267	45,34%
Reator A.1.d	16	34,96	36,70	3,41	55,40	156,5069948	12,51028	3,127569	35,78%
Reator A.1.e	16	15,65	23,11	-104,39	63,30	1292,117702	35,94604	8,98651	229,74%
Reator A.1.f	11	21,96	24,84	-57,52	54,76	796,2247921	28,21746	8,507883	128,50%
Reator A.1.i	16	15,42	13,66	-14,57	62,72	411,9250644	20,29594	5,073984	131,59%
Reator A.1.j	16	15,16	15,88	-36,05	50,11	422,9031088	20,56461	5,141152	135,68%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.**Tabela E.13** - Estatísticas relativas às relações DBO₅/DQO do afluente e dos efluentes da Subfase A.1 (semanas 1; 4-31)

Reatores	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
AFLUENTE	29	0,53	0,53	0,35	0,71	0,009817191	0,099082	0,018399	18,63%
Reator A.1.a	29	0,47	0,44	0,24	0,88	0,02808387	0,167582	0,031119	35,91%
Reator A.1.b	29	0,47	0,46	0,12	0,84	0,037823634	0,194483	0,036115	41,16%
Reator A.1.c	17	0,54	0,54	0,12	0,98	0,053533538	0,231373	0,056116	43,23%
Reator A.1.d	17	0,41	0,40	0,12	0,78	0,033948521	0,184251	0,044687	45,37%
Reator A.1.e	17	0,44	0,42	0,24	0,80	0,01860982	0,136418	0,033086	31,29%
Reator A.1.f	12	0,37	0,32	0,12	0,88	0,045506116	0,213322	0,061581	57,66%
Reator A.1.i	17	0,41	0,43	0,16	0,69	0,013179973	0,114804	0,027844	27,82%
Reator A.1.j	17	0,49	0,45	0,20	0,90	0,041890743	0,204672	0,04964	41,80%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.14 - Análise das médias referentes às características físico-químicas e biológicas do afluente utilizado na Subfase A.3

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	9	8,1	8,0	8,0	8,2	0,00527	0,07264	0,0242	0,90%	5	8,1	8,1	7,9	8,2	0,012	0,1095	0,048	1,36%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	9	5440,0	4660,0	4000,0	8250,0	2595225	1610,97	536,99	29,61%	5	2618,0	2840,0	1430,0	3300,0	498720	706,20	315,8	26,97%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	9	10284,4	9410,0	6510,0	14670,0	6655652	2579,85	859,95	25,09%	5	5824,0	5680,0	3730,0	9470,0	4877330	2208,4	987,6	37,92%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	8	4497,5	4015,0	2620,0	7130,0	2665364	1632,59	577,2	36,30%	5	2674,0	1770,0	1190,0	6760,0	5363230	2315,8	1035	86,61%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	3	2000,0	1975,0	1920,0	2105,0	9025	95	54,84	4,75%	0								
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	3	265,0	225,0	200,0	370,0	8425	91,7877	52,9	34,64%	0								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	8	2243,1	2300,0	1920,0	2570,0	44420	210,762	74,51	9,40%	5	1942,6	1900,0	1870,0	2093,0	7893,8	88,84	39,73	4,57%
Fósforo Total (mgP/L)	8	12,1	13,5	4,7	20,0	27,099	5,20569	1,840	42,93%	5	7,5	7,6	5,8	10,0	2,94	1,71	0,766	22,86%
Cromo Total (mgCr/L)	8	0,31	0,35	0,04	0,42	0,01442	0,120111	0,042	38,28%	5	0,14	0,18	0,04	0,20	0,00482	0,069	0,031	48,89%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	2									0								
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	4	2150,0	2120,0	1320,0	3040,0	820933	906,053	453,02	42,14%	5	628,0	572,0	328,0	900,0	62662	250,32	111,94	39,86%
Coliformes Fecais (NMPE/100mL)	4	7	3	0	21	99	9,949	4,974	153,07%	0								

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.15 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.a

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	10	8,1	8,1	7,9	8,3	0,013	0,1159	0,0366	1,44%	5	8,2	8,2	8,1	8,3	0,007	0,0836	0,0374 1	1,02%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	10	1664,0	1300,0	870,0	3280,0	773804	879,66	278,17	52,86%	5	798,0	730,0	590,0	1050,0	39170	197,91	88,509	24,80%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	10	4245,0	3815,0	3070,0	6560,0	1513183	1230,1	388,99	28,98%	5	2318,0	2240,0	1950,0	2880,0	149820	387,06	173,10	16,70%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	10785,0	10785,0	10400,0	11170,0	296450	544,47	385	5,05%	0								
Fósforo Total (mgP/L)	2	9,5	9,5	8,1	10,8	3,64	1,909	1,35	20,20%	0								
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	1301,1	910,0	490,0	3610,0	1009586	1004,78	334,92	77,22%	5	977,0	940,0	655,0	1380,0	82420	287,08	128,39	29,38%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	2043,0	2043,0	2006,0	2080,0	2738	52,32	37	2,56%	0								
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	187,0	187,0	110,0	264,0	11858	108,894	77	58,23%	0								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2232,5	2235,0	2190,0	2270,0	1091,6	33,040	16,52	1,48%	0								
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,19	0,20	0,04	0,33	0,0098	0,099	0,0331	51,68%	5	0,11	0,12	0,07	0,15	0,00083	0,0288	0,0128	25,27%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	1,51	0,14	0,00	7,00	9,452	3,0744	1,3749	203,88%	5	0,10	0,00	0,00	0,50	0,05	0,2236	0,1	223,61%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	274,0	152,0	144,0	700,0	58024	240,88	107,72	87,91%	5	113,4	98,0	5,0	276,0	10186,8	100,92	45,137	89,00%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	2	1	0	5	5,583	2,3629	1,1814	135,02%	0								
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	9	0,0889	0,0762	0,0654	0,1349	0,000693	0,0263	0,0087	29,61%	5	0,0214	0,0206	0,0104	0,0360	0,000084	0,0092	0,0041	42,99%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	9	0,0756	0,0647	0,0556	0,1146	0,0005	0,0223	0,0074	29,61%	5	0,0182	0,0175	0,0088	0,0306	0,00006	0,0078	0,0034	42,99%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	9	0,1681	0,1538	0,1064	0,2398	0,00177	0,0421	0,0140	25,09%	5	0,0492	0,0413	0,0271	0,1032	0,000949	0,0308	0,0137	62,65%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	9	0,1428	0,1307	0,0904	0,2038	0,00128	0,03583	0,0119	25,09%	5	0,0418	0,0351	0,0230	0,0877	0,000685	0,0261	0,0117	62,65%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.16 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.b

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	10	8,1	8,1	7,9	8,3	0,011222	0,105935	0,0334	1,31%	5	8,1	8,1	8,0	8,2	0,007	0,083	0,0374	1,03%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	10	1813,5	1375,0	700,0	3500,0	1237478	1112,419	351,77	61,34%	5	773,0	790,0	180,0	1390,0	220495	469,5	209,99	60,75%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	10	4036,0	3615,0	3010,0	6530,0	1346360	1160,327	366,92	28,75%	5	2325,4	2290,0	1867,0	2910,0	140115,8	374,32	167,40	16,10%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	12315,0	12315,0	11370,0	13260,0	1786050	1336,431	945	10,85%	0								
Fósforo Total (mgP/L)	2	7,1	7,1	5,4	8,8	5,78	2,40416	1,7	33,86%	0								
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	1104,4	790,0	550,0	2750,0	548577,7	740,6603	246,88	67,06%	5	1004,0	1000,0	430,0	1440,0	146030	382,13	170,89	38,06%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	1995,0	1995,0	1970,0	2020,0	1250	35,35533	25	1,77%	0								
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	140,0	140,0	70,0	210,0	9800	98,99494	70	70,71%	0								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2215,0	2250,0	2040,0	2320,0	14966,66	122,3383	61,169	5,52%	0								
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,20	0,25	0,03	0,32	0,011227	0,105961	0,0353	51,83%	5	0,12	0,12	0,08	0,15	0,00062	0,0248	0,0111	21,10%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	0,08	0,00	0,00	0,20	0,012	0,109544	0,0489	136,93%	5	0,12	0,00	0,00	0,60	0,072	0,2683	0,12	223,61%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	303,6	170,0	163,0	813,0	81433,3	285,3652	127,61	93,99%	5	123,8	100,0	9,0	314,0	12925,7	113,69	50,84	91,83%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	2	0	0	8	16	4	2	200,00%	0								
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	9	0,0890	0,0762	0,0654	0,1350	0,000694	0,026355	0,0087	29,61%	5	0,0214	0,0206	0,0104	0,0360	0,000085	0,0092	0,0041	42,99%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	9	0,0756	0,0648	0,0556	0,1147	0,000501	0,022393	0,0074	29,61%	5	0,0182	0,0175	0,0088	0,0306	0,000061	0,0078	0,0035	42,99%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	9	0,1683	0,1539	0,1065	0,2400	0,001781	0,042206	0,0140	25,09%	5	0,0492	0,0413	0,0271	0,1033	0,000951	0,0308	0,0137	62,65%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	9	0,1430	0,1308	0,0905	0,2039	0,00128	0,035861	0,0119	25,09%	5	0,0418	0,0351	0,0230	0,0878	0,000686	0,0262	0,0117	62,65%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.17 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.c

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	9	8,2	8,2	8,1	8,2	0,00194	0,044095	0,0146	0,54%	5	8,2	8,3	8,0	8,4	0,023	0,1516	0,0678	1,84%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	9	1363,3	1150,0	480,0	2420,0	497975	705,6734	235,22	51,76%	5	862,0	930,0	350,0	1170,0	93970	306,54	137,09	35,56%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	9	3035,6	2990,0	2600,0	4000,0	153052	391,2196	130,40	12,89%	5	2418,6	2320,0	1893,0	3310,0	306679,8	553,78	247,66	22,90%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	10850,0	10850,0	10730,0	10970,0	28800	169,7056	120	1,56%	0								
Fósforo Total (mgP/L)	2	5,2	5,2	4,9	5,4	0,125	0,353553	0,25	6,87%	0								
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	668,9	560,0	490,0	1240,0	53536	231,37	77,126	34,59%	5	1006,0	1060,0	560,0	1340,0	116580	341,43	152,69	33,94%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	2070,0	2070,0	1990,0	2150,0	12800	113,1370	80	5,47%	0								
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	115,0	115,0	90,0	140,0	1250	35,355	25	30,74%	0								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2217,5	2230,0	2130,0	2280,0	4025	63,4428	31,721	2,86%	0								
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,15	0,18	0,03	0,26	0,00685	0,082764	0,0275	56,43%	5	0,11	0,11	0,08	0,14	0,00047	0,0216	0,0096	20,07%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00%	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	88,2	90,0	60,0	116,0	513,2	22,65391	10,131	25,68%	5	49,0	30,0	4,0	136,0	2583	50,823	22,728	103,72%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	1	0	0	5	6,25	2,5	1,25	200,00%	0								
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	8	0,0237	0,0200	0,0134	0,0505	0,000132	0,011499	0,0040	48,57%	5	0,0107	0,0050	0,0040	0,0336	0,000163	0,012	0,0057	119,19%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	8	0,0201	0,0170	0,0114	0,0429	0,00009	0,009771	0,0034	0,485734	5	0,0091	0,0042	0,0034	0,0285	0,000118	0,0108	0,0048	119,19%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	8	0,0632	0,0587	0,0499	0,0965	0,00022	0,015083	0,0053	0,238764	5	0,0266	0,0172	0,0133	0,0673	0,00052	0,0228	0,0102	86,11%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	8	0,0537	0,0499	0,0424	0,0820	0,000164	0,0128	0,0045	0,238764	5	0,0226	0,0147	0,0113	0,0572	0,000378	0,0194	0,0087	86,11%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.18 – Análise das médias referentes às cargas orgânicas aplicadas e características físico-químicas e biológicas do efluente do reator A.3.d

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica: 14 dias									Tempo de Detenção Hidráulica: 21 dias								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	9	8,1	8,1	8,0	8,1	0,001944	0,04409	0,0146	0,55%	5	8,1	8,2	8,0	8,2	0,008	0,0894	0,04	1,10%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	9	1066,7	980,0	160,0	2000,0	290475	538,9573	179,65	50,53%	5	818,0	950,0	190,0	1060,0	125770	354,64	158,60	43,35%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	9	2855,6	2770,0	2430,0	3890,0	183827,7	428,7514	142,91	15,01%	5	2519,4	2480,0	1707,0	3120,0	358066,8	598,38	267,60	23,75%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	2	10525,0	10525,0	10200,0	10850,0	211250	459,6194	325	4,37%	0								
Fósforo Total (mgP/L)	2	5,8	5,8	5,6	6,0	0,08	0,282842	0,2	4,88%	0								
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	9	671,1	590,0	370,0	1310,0	72561,11	269,37	89,790	40,14%	5	834,0	900,0	540,0	1010,0	36830	191,91	85,825	23,01%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	2	1937,5	1937,5	1875,0	2000,0	7812,5	88,38	62,5	4,56%	0								
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	2	322,5	322,5	280,0	365,0	3612,5	60,104	42,5	18,64%	0								
Nitrogênio Total de Kjeldahl (mgN/L)	4	2247,5	2255,0	2200,0	2280,0	1291,6	35,939	17,969	1,60%	0								
Cromo Total (mgCr/L)	9	0,16	0,19	0,04	0,27	0,0062	0,078740	0,0262	48,21%	5	0,11	0,11	0,07	0,12	0,00043	0,0207	0,0092	19,56%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0,00%	5	0,06	0,00	0,00	0,30	0,018	0,1341	0,06	223,61%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	97,4	100,0	70,0	114,0	302,8	17,40114	7,7820	17,87%	5	51,6	40,0	4,0	144,0	2884,8	53,710	24,019	104,09%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	4	277	4	0	1100	301049,3	548,6796	274,33	198,08%	0								
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	8	0,0271	0,0212	0,0129	0,0539	0,000255	0,015987	0,0056	58,93%	5	0,0102	0,0054	0,0012	0,0343	0,000185	0,0136	0,0060	132,90%
Carga Orgânica Aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	8	0,0231	0,0180	0,0110	0,0458	0,000184	0,013584	0,0048	0,589293	5	0,0087	0,0046	0,0010	0,0291	0,000133	0,0115	0,0051	132,90%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	8	0,0593	0,0557	0,0474	0,0875	0,000154	0,012448	0,0044	0,209851	5	0,0268	0,0159	0,0153	0,0670	0,000510	0,0225	0,0101	84,39%
Carga Orgânica Aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	8	0,0504	0,0473	0,0403	0,0743	0,000111	0,01057	0,0037	0,209851	5	0,0227	0,0135	0,0130	0,0570	0,000368	0,0191	0,0085	84,39%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.19 – Média, mínimo e máximo relativos aos registros semanais das temperaturas máxima e mínima durante Subfase A.3

Parâmetros	SEMANAS 1-10					SEMANAS 11-16				
	N	MÉDIA	MEDIANA	MÍNIMO	MÁXIMO	N	MÉDIA	MEDIANA	MÍNIMO	MÁXIMO
Temperatura Mínima Semanal (°C)	10	8,5	8,0	4,5	17,0	6	8,2	8,0	5,0	13,0
Temperatura Máxima Semanal (°C)	10	27,6	26,8	22,0	32,0	6	29,1	29,3	21,0	35,0
ΔT (°C)	10	19,1	18,5	14,0	26,5	6	20,9	21,8	12,0	28,5

N: número de resultados.

Tabela E.20 – Resumos das médias relativas às relações DBO₅/DQO do afluente e dos efluentes da Subfase A.3

Reatores	SEMANAS 1-10 EFLUENTES/SEMANAS 1-9 AFLUENTE									SEMANAS 11-16 EFLUENTES/SEMANAS 10-15 AFLUENTE								
	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
AFLUENTE	9	0,53	0,54	0,40	0,65	0,009111	0,095455	0,0318	17,90%	5	0,46	0,50	0,35	0,59	0,009533	0,0976	0,0436	21,03%
Reator A.3.a	10	0,37	0,36	0,24	0,52	0,007360	0,085795	0,027	22,88%	5	0,36	0,34	0,20	0,53	0,015341	0,1238	0,0553	34,66%
Reator A.3.b	10	0,43	0,42	0,23	0,84	0,034479	0,185685	0,058	43,59%	5	0,36	0,35	0,08	0,74	0,067940	0,2606	0,1165	73,11%
Reator A.3.c	9	0,45	0,38	0,17	0,80	0,048617	0,220494	0,0734	49,47%	5	0,36	0,38	0,17	0,49	0,013563	0,1164	0,0520	32,65%
Reator A.3.d	9	0,38	0,38	0,06	0,82	0,043124	0,207665	0,0692	55,23%	5	0,33	0,34	0,09	0,56	0,028729	0,1694	0,0758	50,71%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MÁX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.21 - Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,042 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	6	8,3	8,3	8,2	8,4	0,0096667	0,0983192	0,0401386	1,19%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	6	1411,7	1365,0	1070,0	1960,0	125336,7	354,0	144,5	25,08%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	6	3070,8	3120,0	2720,0	3440,0	93264,2	305,4	124,7	9,94%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	11993,3	11990,0	11790,0	12200,0	24066,7	155,1	63,3	1,29%
Fósforo Total (mgP/L)	6	5,8	5,9	3,3	7,8	2,6	1,6	0,7	27,87%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	6	1201,7	1160,0	610,0	2190,0	285856,7	534,7	218,3	44,49%
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	6	17,6	18,5	1,5	30,0	113,8	10,7	4,4	60,68%
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	6	0,02	0,02	0,00	0,05	0,00	0,02	0,01	79,80%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	6	1996,8	1987,5	1950,0	2080,0	1948,2	44,1	18,0	2,21%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	6	176,5	162,5	140,0	265,0	2067,5	45,5	18,6	25,76%
Cromo Total (mgCr/L)	6	0,1133333	0,11	0,07	0,18	0,0013867	0,037238	0,0152023	32,86%
Sólidos Sedimentáveis em 1 hora (mL/L)	2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	6	108,7	122,0	26,0	197,0	3851,1	62,1	25,3	57,11%
Coliformes Fecais (NMPF/100mL)	3	7	0	0	23	176,33333	13,279056	7,6666667	173,21%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.22 - Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,063 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	6	8,4	8,4	8,3	8,4	0,003	0,0547723	0,0223607	0,66%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	6	1601,7	1695,0	730,0	2260,0	329576,7	574,1	234,4	35,84%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	6	3567,2	3820,0	2693,0	4190,0	356056,2	596,7	243,6	16,73%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	9881,7	11285,0	2430,0	11780,0	13409176,7	3661,9	1494,9	37,06%
Fósforo Total (mgP/L)	6	7,6	7,3	5,4	10,2	3,7	1,9	0,8	25,25%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	5	992,0	950,0	300,0	1580,0	287270,0	536,0	239,7	54,03%
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	6	18,7	19,0	11,0	25,0	27,1	5,2	2,1	27,87%
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	6	0,04	0,04	0,00	0,07	0,00	0,03	0,01	74,52%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	6	1875,0	1862,5	1796,0	2010,0	5724,8	75,7	30,9	4,04%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	6	341,8	215,0	124,0	1074,0	131505,8	362,6	148,0	106,09%
Cromo Total (mgCr/L)	5	0,13	0,13	0,12	0,14	0,0001	0,01	0,0044721	7,69%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	5	76,4	90,0	10,0	136,0	2726,8	52,2	23,4	68,35%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.23 - Resumos das médias referentes às características dos afluentes utilizados na Subfase B.2 com taxa de aplicação superficial = 0,084 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
pH	6	8,3	8,4	7,7	8,7	0,144	0,3794733	0,1549193	4,57%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (mgO ₂ /L)	6	765,7	710,0	344,0	1230,0	122642,7	350,2	143,0	45,74%
Demanda Química de Oxigênio (mgO ₂ /L)	6	2222,8	2175,0	2027,0	2640,0	48340,2	219,9	89,8	9,89%
Acidez (mgCaCO ₃ /L)	1								
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	3053,7	1090,5	101,0	7680,0	11942140,3	3455,7	1410,8	113,17%
Fósforo Total (mgP/L)	6	9,2	7,1	6,1	21,0	33,6	5,8	2,4	62,80%
Ácidos Graxos Voláteis (mgÁc.Acético/L)	6	906,7	825,0	360,0	1790,0	285946,7	534,7	218,3	58,98%
Nitrato Total (mg NO ₃ ⁻ /L)	6	23,2	19,5	15,0	44,0	113,7	10,7	4,4	45,97%
Nitrito Total (mg NO ₂ ⁻ /L)	6	0,03	0,02	0,00	0,06	0,00	0,03	0,01	105,18%
Nitrogênio Amoniacal (mgN/L)	6	1778,3	1785,0	1610,0	1900,0	11736,7	108,3	44,2	6,09%
Nitrogênio Orgânico (mgN/L)	6	311,0	260,0	50,0	905,0	99904,0	316,1	129,0	101,63%
Cromo Total (mgCr/L)	6	0,08	0,075	0,05	0,13	0,0008	0,0282843	0,011547	35,36%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (mg/L)	6	196,7	142,5	24,0	580,0	39185,5	198,0	80,8	100,65%
Cor (mgCoPt/L)	1								
Limiar de Odor (%)	1								
Turbidez (UNT)	1								

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.24 - Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,042 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	6	0,037	0,035	0,028	0,051	0,00008456	0,0091956	0,0037541	25,08%
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	6	0,060	0,058	0,045	0,083	0,00022314	0,0149379	0,0060984	25,08%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	6	0,080	0,081	0,071	0,089	0,00006292	0,0079323	0,0032383	9,94%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	6	0,130	0,132	0,115	0,145	0,00016604	0,0128857	0,0052606	9,94%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	6	0,052	0,052	0,051	0,054	0,00000131	0,0011464	0,000468	2,21%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	6	0,084	0,084	0,082	0,088	0,00000347	0,0018624	0,0007603	2,21%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ³ .d)]	6	0,005	0,004	0,004	0,007	0,00000139	0,001181	0,0004822	25,76%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ² .d)]	6	0,007	0,007	0,006	0,011	0,00000368	0,0019186	0,0007832	25,76%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	6	0,056	0,056	0,055	0,059	0,00000215	0,0014662	0,0005986	2,60%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	6	0,092	0,091	0,090	0,096	0,00000567	0,0023819	0,0009724	2,60%
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	6	0,65	0,62	0,50	0,92	0,02601326	0,1612863	0,0658448	24,85%
Relação DBO ₅ /DQO afluente	6	0,46	0,45	0,34	0,57	0,00741385	0,0861037	0,0351517	18,85%
Relação DBO ₅ /DQO efluente	6	0,24	0,24	0,12	0,33	0,00540763	0,0735366	0,0300212	30,04%
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	6	0,21	0,22	0,11	0,33	0,00530325	0,0728234	0,02973	34,33%
Variação do pH (pH inicial - pH final)	6	-0,2	-0,2	-0,3	0,0	0,01600000	0,1264911	0,0516398	63,25%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	6	42,73%	39,77%	16,95%	62,73%	0,02994509	0,1730465	0,0706459	40,50%
Demanda Química de Oxigênio (%)	6	-6,33%	-7,90%	-17,70%	10,17%	0,00877265	0,0936624	0,0382375	147,92%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	36,66%	39,89%	23,01%	44,90%	0,00822602	0,0906974	0,0370271	24,74%
Fósforo Total (%)	6	-109,15%	-118,94%	-167,86%	-6,41%	0,40567029	0,6369225	0,2600225	58,36%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	6	13,31%	13,25%	-57,98%	82,65%	0,20096874	0,4482954	0,1830158	336,92%
Nitrogênio Amoniacal (%)	6	49,90%	51,90%	43,83%	53,65%	0,00166003	0,0407434	0,0166334	8,16%
Nitrogênio Orgânico (%)	6	27,85%	22,54%	-27,52%	88,68%	0,18842489	0,4340794	0,1772122	155,85%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	6	48,61%	50,85%	38,82%	55,85%	0,00448709	0,0669857	0,0273468	13,78%
Cromo Total (%)	6	-16,07%	-10,10%	-116,67%	57,14%	0,31623422	0,5623471	0,2295772	350,04%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	6	-150,77%	-162,31%	-350,00%	6,60%	1,71320803	1,3088957	0,5343544	86,82%
Coliformes Fecais (%)	1								
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	6	6,25%	6,55%	2,86%	8,09%	0,00035001	0,0187086	0,0076377	29,94%
NTK remanescente (%)	6	51,47%	49,22%	44,22%	61,21%	0,00447872	0,0669232	0,0273213	13,00%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	6	42,28%	42,88%	32,37%	50,05%	0,00375797	0,0613023	0,0250265	14,50%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.25 - Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,063 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	6	0,062	0,066	0,028	0,088	0,0005003	0,0223671	0,0091313	35,84%
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	6	0,101	0,107	0,046	0,143	0,0013202	0,0363347	0,0148336	35,84%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	6	0,139	0,149	0,105	0,163	0,0005405	0,0232482	0,0094910	16,73%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	6	0,226	0,242	0,170	0,265	0,0014263	0,0377661	0,0154179	16,73%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	6	0,073	0,073	0,070	0,078	0,0000087	0,0029479	0,0012035	4,04%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	6	0,119	0,118	0,114	0,127	0,0000229	0,0047888	0,0019550	4,04%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ³ .d)]	6	0,013	0,008	0,005	0,042	0,0001996	0,0141287	0,0057680	106,09%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ² .d)]	6	0,022	0,014	0,008	0,068	0,0005268	0,0229517	0,0093700	106,09%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	6	0,086	0,082	0,079	0,114	0,0001889	0,0137426	0,0056104	15,91%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	6	0,140	0,133	0,128	0,185	0,0004984	0,0223246	0,0091140	15,91%
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	6	0,72	0,70	0,36	1,07	0,0641103	0,2532002	0,1033685	35,02%
Relação DBO ₅ /DQO afluente	6	0,44	0,49	0,25	0,58	0,0156614	0,1251456	0,0510905	28,25%
Relação DBO ₅ /DQO efluente	6	0,28	0,26	0,07	0,53	0,0241131	0,1552838	0,0633943	54,52%
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	6	0,16	0,19	-0,01	0,29	0,0196447	0,1401596	0,0572199	88,62%
Variação do pH (pH inicial - pH final)	6	-0,4	-0,3	-1,2	-0,1	0,1576667	0,3970726	0,1621042	95,30%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	6	36,01%	36,26%	0,00%	80,42%	0,1114911	0,3339028	0,1363152	92,73%
Demanda Química de Oxigênio (%)	6	2,27%	4,08%	-8,11%	13,27%	0,0079585	0,0892102	0,0364199	392,97%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	32,02%	37,24%	2,95%	50,88%	0,0283585	0,1683999	0,0687490	52,59%
Fósforo Total (%)	6	-12,50%	12,72%	-79,37%	17,46%	0,1876729	0,4332123	0,1768582	346,59%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	5	25,22%	32,28%	-16,42%	60,00%	0,0854879	0,2923831	0,1307577	115,92%
Nitrogênio Amoniacal (%)	6	50,64%	48,64%	34,96%	73,98%	0,0164544	0,1282748	0,0523680	25,33%
Nitrogênio Orgânico (%)	6	55,07%	61,95%	-4,74%	94,23%	0,1539725	0,3923933	0,1601939	71,26%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	6	53,17%	51,15%	29,77%	73,71%	0,0221422	0,1488027	0,0607484	27,99%
Cromo Total (%)	5	-6,17%	-8,33%	-15,38%	7,14%	0,0092689	0,0962750	0,0430555	155,98%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	5	-194,43%	-22,06%	-894,44%	40,00%	15,5092475	3,9381782	1,7612068	202,55%
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	6	6,95%	6,00%	3,22%	12,56%	0,0010824	0,0328999	0,0134313	47,31%
NTK remanescente (%)	6	46,92%	48,93%	26,40%	70,28%	0,0220646	0,1485416	0,0606419	31,66%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	6	46,12%	43,17%	24,58%	67,28%	0,0243308	0,1559834	0,0636800	33,82%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.26 - Resumos das médias referentes às cargas aplicadas e eficiências obtidas na Subfase B.2 - Taxa de aplicação superficial = 0,084 m³/(m².d)

Parâmetros	N	MÉDIA	MED	MÍN	MÁX	s ²	s	EP	CV
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ³ .d)]	6	0,040	0,037	0,018	0,064	0,0003310	0,0181924	0,0074270	45,74%
Carga orgânica aplicada [kgDBO ₅ /(m ² .d)]	6	0,065	0,060	0,029	0,104	0,0008734	0,0295531	0,0120650	45,74%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ³ .d)]	6	0,115	0,113	0,105	0,137	0,0001305	0,0114215	0,0046628	9,89%
Carga orgânica aplicada [kgDQO/(m ² .d)]	6	0,188	0,184	0,171	0,223	0,0003442	0,0185539	0,0075746	9,89%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ³ .d)]	6	0,092	0,093	0,084	0,099	0,0000317	0,0056278	0,0022976	6,09%
Carga nitrogenada aplicada [kgNH ₄ ⁺ -N/(m ² .d)]	6	0,150	0,151	0,136	0,160	0,0000836	0,0091423	0,0037323	6,09%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ³ .d)]	6	0,016	0,014	0,003	0,047	0,0002696	0,0164195	0,0067032	101,63%
Carga nitrogenada aplicada [[kgN(orgânico))/(m ² .d)]	6	0,026	0,022	0,004	0,076	0,0007115	0,0266731	0,0108892	101,63%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ³ .d)]	6	0,109	0,102	0,095	0,146	0,0003451	0,0185780	0,0075844	17,12%
Carga nitrogenada aplicada [kgNTK/(m ² .d)]	6	0,176	0,166	0,154	0,237	0,0009108	0,0301794	0,0123207	17,12%
Relação DBO ₅ /NTK do afluente (mgO ₂ /mgNTK)	6	0,37	0,29	0,18	0,62	0,0316973	0,1780374	0,0726835	48,08%
Relação DBO ₅ /DQO afluente	6	0,35	0,35	0,15	0,55	0,0279483	0,1671775	0,0682499	47,70%
Relação DBO ₅ /DQO efluente	6	0,46	0,39	0,13	0,81	0,0793071	0,2816152	0,1149689	61,06%
Rebaixamento da relação DBO ₅ /DQO do lixiviado	6	-0,11	-0,05	-0,63	0,25	0,0984232	0,3137247	0,1280776	283,38%
Variação do pH (pH inicial - pH final)	6	-0,1	-0,1	-0,3	0,2	0,0280000	0,1673320	0,0683130	167,33%
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	6	-79,13%	-27,83%	-381,10%	40,45%	2,3787717	1,5423267	0,6296522	194,92%
Demanda Química de Oxigênio (%)	6	-17,05%	-15,20%	-53,41%	4,95%	0,0400554	0,2001385	0,0817062	117,37%
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	6	-252,30%	-252,72%	-541,12%	32,67%	8,5130001	2,9177046	1,1911479	115,64%
Fósforo Total (%)	6	-1,59%	-3,10%	-49,21%	47,62%	0,0956398	0,3092568	0,1262536	1942,10%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	6	-36,43%	-42,13%	-125,58%	57,54%	0,5620339	0,7496892	0,3060593	205,77%
Nitrogênio Amoniacal (%)	6	44,45%	43,01%	34,78%	62,22%	0,0093578	0,0967358	0,0394922	21,76%
Nitrogênio Orgânico (%)	6	22,38%	39,53%	-112,00%	100,00%	0,6726319	0,8201414	0,3348213	366,50%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	6	47,66%	45,08%	37,93%	62,50%	0,0092289	0,0960672	0,0392193	20,16%
Cromo Total (%)	6	-7,72%	-14,58%	-40,00%	30,77%	0,0664175	0,2577160	0,1052121	333,73%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	6	-15,45%	22,04%	-233,33%	75,52%	1,2225924	1,1057090	0,4514038	715,88%
Cor (%)	1								
Turbidez (%)	1								
NTK convertido em nitratos e nitritos (%)	6	14,90%	9,29%	3,24%	31,15%	0,0135197	0,1162743	0,0474688	78,05%
NTK remanescente (%)	6	52,41%	55,00%	37,62%	62,09%	0,0091978	0,0959051	0,0391531	18,30%
Nitrogênio efetivamente removido (%)	6	32,69%	36,28%	9,94%	53,94%	0,0317278	0,1781229	0,0727184	54,49%

N: número de resultados; MED: Mediana; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Tabela E.27 – Aspectos relativos à compreensão da Tabela E.28, estabelecida para apresentar os resumos relativos aos testes utilizando a Tabela one-way ANOVA

Resumo da Teoria: Tabela one-way ANOVA (análise de variância – fator único)	Dados n conjuntos de dados, cada qual representando um tratamento, o método estabelece o quociente entre a variância entre os grupos de dados e a variância interna aos mesmos grupos como parâmetro (F), e verifica a probabilidade da ocorrência de tal relação entre as variâncias utilizando a distribuição <i>t</i> de <i>Student</i> padronizada para o número de graus de liberdade entre e dentro dos referidos grupos. A Tabela E.28 foi constituída para evitar a reprodução integral das tabelas ANOVA constituídas para os testes com o auxílio do aplicativo computacional MS EXCEL®.
Questionamento (1ª Coluna)	Estabelece a pergunta que deverá ser respondida pelo confronto estatístico e suposições pertinentes.
Dados	Estabelece a fonte dos dados que serão analisados, bem como a forma de organização da matriz constituída pelos tratamentos agrupados em linhas.
Hipóteses Simplificadoras	Apresenta as hipóteses, considerações, suposições e simplificações pertinentes para possibilitar o uso da estatística ANOVA.
F_{calculado}	Apresenta o valor de F (=variância entre grupos/variância dentro dos grupos) calculado.
F*	Apresenta o valor de F para probabilidade de 5% da distribuição de Student para o número de graus de liberdade do teste.
F**	Apresenta o valor de F para probabilidade de 1% da distribuição de Student para o número de graus de liberdade do teste (omitido na tabela quando o teste para 5% de significância demonstrar diferença não significativa).
F***	Apresenta o valor de F para probabilidade de 0,1% da distribuição de Student para o número de graus de liberdade do teste (omitido na tabela quando os testes para 5% e/ou 1% de significância demonstrar diferença não significativa).
Conclusão	Estabelece a conclusão obtida a partir dos resultados dos testes efetuados e das premissas assumidas.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1 – Parte 1

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
1	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.a e A.1.b, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.a (semanas 4-31); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.b (semanas 4-31). Todos os dados são extraídos das tabelas C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator.	0,025882	4,01954	-	-	Não há diferença significativa entre as médias das eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores a nível de significância de 5%
2	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.c e A.1.d, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.c (semanas 6-21); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.d (semanas 6-21). Todos os dados são extraídos das tabelas C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator.	0,654386	4,170886	-	-	Não há diferença significativa entre as médias das eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores a nível de significância de 5%.
3	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.e e A.1.f, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.e (semanas 10-25); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.f (semanas 10-20). Todos os dados são extraídos das tabelas C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Não há problema em considerar-se os resultados referentes ao reator A.1.e nas cinco semanas em que o reator A.1.f não operou.	0,233476	4,241699	-	-	Não há diferença significativa entre as médias das eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores a nível de significância de 5%

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1 – Parte 2

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
4	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.i e A.1.j há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.i (semanas 15-30); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.j (semanas 15-30). Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator.	0,054628	4,170886	-	-	Não há diferença significativa entre as médias das eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores a nível de significância de 5%
5	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=14 d e 28 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 48,11%, o conjunto com TDH=28 d apresentou média 30,38%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	6,233412	3,951882	6,939104	-	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 5%
6	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=14 d e 56 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 48,11%, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 14,69%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	11,22307	3,95886	6,958544	11,66063	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 1%

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 3

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
7	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=14 d e 91 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 48,11%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 16,52%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1 ^a linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2 ^a linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	28,97814	3,951882	6,939104	11,6097	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 0,1%.
8	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=28 d e 56 d o conjunto com TDH=28 d apresentou média 30,38%, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 14,69%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1 ^a linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados); 2 ^a linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	1,175283	3,995893	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
9	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=28 d e 91 d o conjunto com TDH=28 d apresentou média 30,38%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 16,52%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1 ^a linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados); 2 ^a linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	2,158412	3,995893	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 4

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
10	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ dos reatores com TDH=56 d e 91 d, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 14,69%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 16,52%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DBO ₅ dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, e igualmente não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	0,019004	4,009877	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
11	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores A.1.a e A.1.b, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.a (semanas 4-31); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO do reator A.1.b (semanas 4-31). Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator.	0,011478	4,01954	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
12	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores A.1.c e A.1.d, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.c (semanas 6-21); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO do reator A.1.d (semanas 6-21). Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator.	0,429531	4,170886	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 5

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
13	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores A.1.e e A.1.f, há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.e (semanas 10-25); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO do reator A.1.f (semanas 10-20). Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Não há problema em considerar-se os resultados referentes ao reator A.1.e nas cinco semanas em que o reator A.1.f não operou.	0,237495	4,241699	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
14	Referentemente às eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores A.1.i e A.1.j há diferença significativa entre suas médias ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.i (semanas 15-30); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO do reator A.1.j (semanas 15-30). Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	0,001371	4,170886	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
15	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=14 d e 28 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 43,93%, o conjunto com TDH=28 d apresentou média 33,40%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	14,40157	3,951882	6,939104	11,6097	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 0,1%

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 6

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
16	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=14 d e 56 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 43,93%, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 18,22%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	27,44719	3,95886	6,958544	11,66063	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 0,1%
17	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=14 d e 91 d o conjunto com TDH=14 d apresentou média 43,93%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 15,29%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.a e A.1.b agrupadas (56 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	70,20166	3,951882	6,939104	11,6097	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 0,1%
18	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=28 d e 56 d o conjunto com TDH=28 d apresentou média 33,40%, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 18,22%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	5,801522	4,009877	7,101562	-	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 5%

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 7

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
19	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=28 d e 91 d o conjunto com TDH=28 d apresentou média 33,40%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 15,29%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.c e A.1.d agrupadas (32 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	17,99766	3,995893	7,062226	11,93348	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 0,1%
20	Agrupando-se as eficiências semanais de remoção de DQO dos reatores com TDH=56 d e 91 d, o conjunto com TDH=56 d apresentou média 18,22%, o conjunto com TDH=91 d apresentou média 15,29%. A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.e e A.1.f agrupadas (27 dados); 2ª linha: - eficiências de remoção de DQO dos reatores A.1.i e A.1.j agrupadas (32 dados) Todos os dados são extraídos da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, e, igualmente, não dependem das características do lixiviado a tratar, tampouco da temperatura externa ao reator. Como as médias dos resultados provindos de reatores com iguais TDH não diferem significativamente os dados podem ser agrupados como tratamentos.	0,178354	4,009877	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
21	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.a em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 47,70%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 47,53%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.a relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (12 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.a relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (16 dados). Os dados provêm da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,0004	4,225	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 8

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
22	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.b em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 48,32%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 48,85%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.b relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (12 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.b relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (16 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,003	4,225	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
23	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.c em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 31,99%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 14,07%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.c relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (9 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.c relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (7 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,791	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
24	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.d em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 41,63%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 30,16%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.d relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (9 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.d relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (7 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,221	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 9

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
25	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.e em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 23,62%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 17,72%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.e relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (6 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.e relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (10 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,058	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
26	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.f em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 27,24%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: - 9,75%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.f relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (5 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.f relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (6 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,418	5,117	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
27	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.i em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 3,35%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: - 17,95%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.i relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (3 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.i relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (13 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,77	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 10

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F_{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
28	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DBO ₅ relativas ao reator A.1.j em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: -3,19%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: 22,68%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.j relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (3 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DBO ₅ do reator A.1.j relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (13 dados). Os dados provém da tabela C.5.	As eficiências de remoção de DBO ₅ de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	1,233	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
29	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.a em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 49,39%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: 39,53%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.a relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (12 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.a relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (16 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	6,046	4,225	7,721	-	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 5%.
30	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.b em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 49,74%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: 39,88%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.b relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (12 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.b relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (16 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	4,64	4,225	7,721		A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 11

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F _{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
31	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.c em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 33,94%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 29,13%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.c relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (9 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.c relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (7 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,419	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
32	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.d em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 35,38%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 34,42%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.d relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (9 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.d relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (7 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,022	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
33	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.e em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 30,02%) e (2) relativas a T mínima semanal é inferior a 15°C (média: 7,02%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.e relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (6 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.e relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (10 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	1,597	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.28 – Resumo dos testes efetuados utilizando a Tabela one-way ANOVA para a Subfase A.1– Parte 12

	Questionamento	Dados	Hipóteses Simplificadoras	F _{calculado}	F*	F**	F***	Conclusão
34	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.f em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 31,18%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: - 14,27%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.f relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (5 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.f relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (6 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,978	5,117	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.
35	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.i em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 35,77%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: - 10,73%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.i relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (3 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.i relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (13 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	4,6	4,6	-	-	A diferença entre as médias é significativa a nível de significância de 5%.
36	Agruparam-se as eficiências semanais de remoção de DQO relativas ao reator A.1.j em (1) relativas a T mínima semanal superior a 15°C (média: 9,48%) e (2) relativas a T mínima semanal inferior a 15°C (média: 16,47%). A diferença entre as médias é significativa ?	Matriz com duas linhas: 1ª linha – eficiências de remoção de DQO do reator A.1.j relativas a semanas com T mínima semanal superior a 15°C (3 dados); 2ª linha eficiências de remoção de DQO do reator A.1.j relativas a semanas com T mínima semanal inferior a 15°C (13 dados). Os dados provém da tabela C.6.	As eficiências de remoção de DQO de um mesmo reator são independentes entre si, isto é cada resultado independe dos resultados anteriores, e igualmente, não dependem da variabilidade do lixiviado a tratar.	0,268	4,6	-	-	A diferença entre as médias não é significativa a nível de significância de 5%.

Tabela E.29 – Resumos das médias referentes às taxas de aplicação e eficiências obtidas na Fase C - primeiro ciclo de trabalho em banhado com cobertura

TAXAS DE APLICAÇÃO	N	MÉDIA	MÍN	MÁX	s²	s	EP	CV
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)	4	21,58	0,00	75,55	1301,29	36,07	18,04	167,20%
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m².sem)]	4	59,26	0,00	202,62	9200,86	95,92	47,96	161,87%
Carga Orgânica Aplicada [gDBO₅/(m².sem)]	4	16,22	0,00	55,38	686,61	26,20	13,10	161,55%
Carga Amoniacal Aplicada [gNH₄⁺-N/(m².sem)]	4	29,28	0,00	106,90	2684,05	51,81	25,90	176,97%
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m².sem)]	4	2,95	0,00	11,26	30,72	5,54	2,77	188,18%
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m².sem)]	4	32,22	0,00	118,16	3288,90	57,35	28,67	177,99%
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m².sem)]	4	157,85	0,00	513,74	57585,93	239,97	119,99	152,02%
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	N	MÉDIA	MÍN	MÁX	s²	s	EP	CV
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	4	-12,28	-166,61	60,84	10858,43	104,20	52,10	848,33%
Demanda Química de Oxigênio (%)	4	12,58	-8,32	42,36	519,21	22,79	11,39	181,09%
Fósforo Total (%)	4	8,62	-31,44	36,76	837,38	28,94	14,47	335,87%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	4	29,07	-52,70	88,64	3505,55	59,21	29,60	203,64%
Nitrato Total (%)	4	22,31	4,57	32,31	150,92	12,29	6,14	55,05%
Nitrito Total (%)	4	91,81	67,76	100,00	257,04	16,03	8,02	17,46%
Nitrogênio Amoniacal (%)	4	4,99	-36,09	47,28	1160,22	34,06	17,03	682,92%
Nitrogênio Orgânico (%)	4	-37,85	-152,31	73,83	14136,01	118,89	59,45	314,16%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	4	8,79	-4,52	30,56	254,93	15,97	7,98	181,66%
Cromo Total (%)	4	-59,80	-313,89	71,10	30924,01	175,85	87,93	294,05%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	4	44,13	-17,16	77,99	1824,43	42,71	21,36	96,80%

N: número de resultados; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = $100.s/\text{média}$.

Tabela E.30 – Resumos das médias referentes às taxas de aplicação e eficiências obtidas na Fase C - quarto ciclo de trabalho em banhado com cobertura

TAXAS DE APLICAÇÃO	N	MÉDIA	MÍN	MÁX	s²	s	EP	CV
Taxa Superficial Aplicada (mm/sem)	6	29,21	7,48	81,66	739,31	27,19	11,10	93,08%
Carga Orgânica Aplicada [gDQO/(m².sem)]	6	15,67	7,89	20,20	24,19	4,92	2,01	31,38%
Carga Orgânica Aplicada [gDBO₅/(m².sem)]	6	7,38	2,96	16,33	23,93	4,89	2,00	66,24%
Carga Amoniacal Aplicada [gNH₄⁺-N/(m².sem)]	6	6,65	3,92	9,39	3,97	1,99	0,81	29,97%
Carga de Nitrogênio Orgânico Aplicada [gN/(m².sem)]	6	0,74	0,00	2,31	0,67	0,82	0,33	110,26%
Carga de NTK Aplicada [gNTK/(m².sem)]	6	7,39	3,92	10,60	6,06	2,46	1,01	33,33%
Carga de Fósforo Aplicada [mgP/(m².sem)]	6	65,72	25,79	179,66	3310,73	57,54	23,49	87,55%
EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO	N	MÉDIA	MÍN	MÁX	s²	s	EP	CV
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (%)	6	25,02	-28,20	48,81	843,68	29,05	11,86	116,11%
Demanda Química de Oxigênio (%)	6	14,71	-5,05	48,81	383,16	19,57	7,99	133,09%
Fósforo Total (%)	6	5,90	-35,91	47,33	816,75	28,58	11,67	484,65%
Ácidos Graxos Voláteis (%)	6	-71,09	-558,49	76,74	60600,62	246,17	100,50	346,27%
Nitrato Total (%)	6	-52,92	-244,88	76,74	9873,93	99,37	40,57	187,76%
Nitrito Total (%)	6	-1120,39	-6992,44	94,51	8276436,81	2876,88	1174,48	256,77%
Nitrogênio Amoniacal (%)	6	45,57	28,21	94,51	185,37	13,61	5,56	29,87%
Nitrogênio Orgânico (%)	6	-23,48	-170,17	87,42	11441,98	106,97	43,67	455,57%
Nitrogênio Total de Kjeldahl (%)	6	43,01	14,68	87,42	270,31	16,44	6,71	38,22%
Cromo Total (%)	4	-130,83	-357,58	100,00	57195,81	239,16	119,58	182,80%
Sólidos Suspensos Totais a 105°C (%)	6	-22,17	-184,21	100,00	9526,77	97,61	39,85	440,19%

N: número de resultados; MIN: Mínimo; MAX: Máximo; s²: Variância = $[\sum(x_i - \text{média})^2]/(N-1)$; s: Desvio Padrão = $(s^2)^{0,5}$; EP: Erro Padrão = $(s^2/N)^{0,5}$; CV: Coeficiente de Variação = 100.s/média.

Anexo F
Registros Fotográficos



Figura F.1 - Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do ciclo de operação sem cobertura



Figura F.2 - Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do ciclo de operação sem cobertura



Figura F.3 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do ciclo de operação sem cobertura



Figura F.4 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do primeiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.5 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do primeiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.6 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do primeiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.7 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do primeiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.8 – Registro do banhado-piloto no dia 28 do primeiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.9 – Registro do banhado-piloto no dia 0 (zero) do segundo ciclo de operação com cobertura



Figura F.10 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do segundo ciclo de operação com cobertura



Figura F.11 - Banhado-piloto no dia 0 (zero) do terceiro ciclo de operação com cobertura



Figura F.12 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 0 (zero) do quarto ciclo de operação com cobertura (as plantas foram podadas após a fotografia)



Figura F.13 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 7 do quarto ciclo de operação com cobertura



Figura F.14 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 14 do quarto ciclo de operação com cobertura



Figura F.15 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 21 do quarto ciclo de operação com cobertura



Figura F.16 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 28 do quarto ciclo de operação com cobertura



Figura F.17 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 42 do quarto ciclo de operação com cobertura



Figura F.18 – Registro fotográfico do banhado-piloto no dia 42 do quarto ciclo de operação com cobertura, após colheita das plantas, evidenciando raízes saudáveis



Figura F.19 – Poço de captação do lixiviado bruto utilizado na Fase A da pesquisa, sito no Aterro Sanitário Santa Tecla, Gravataí



Figura F.20 – Vista posterior dos reatores do sistema anaeróbio de tratamento



Figura F.21 – Bombona que servia de base nivelada para coleta dos efluentes dos reatores anaeróbios



Figura F.22 – Tanque de estocagem de lixiviado bruto utilizado na Fase A da pesquisa



Figura F.23 – Termômetro de mínima e máxima instalado na área do experimento



Figura F.24 – Contraste entre pedras não utilizada no experimento (esquerda) e proveniente do meio suporte de um dos reatores da Subfase A.3



Figura F.25 – Coleta de efluente de um dos reatores anaeróbios da Subfase A.1



Figura F.26 – Registro fotográfico dos efluentes dos reatores A.2.C1 (esquerda), A.2.C2 (centro) e A.2.T (direita) tomado no dia 48 da Subfase A.2



Figura F.27 – Registro fotográfico dos efluentes dos reatores A.2.T (esquerda) e A.2.C1 (direita) evidenciando as diferenças em cor e turbidez



Figura F.28 – Registro fotográfico da montagem do filtro aeróbio utilizado no experimento (Fase B)

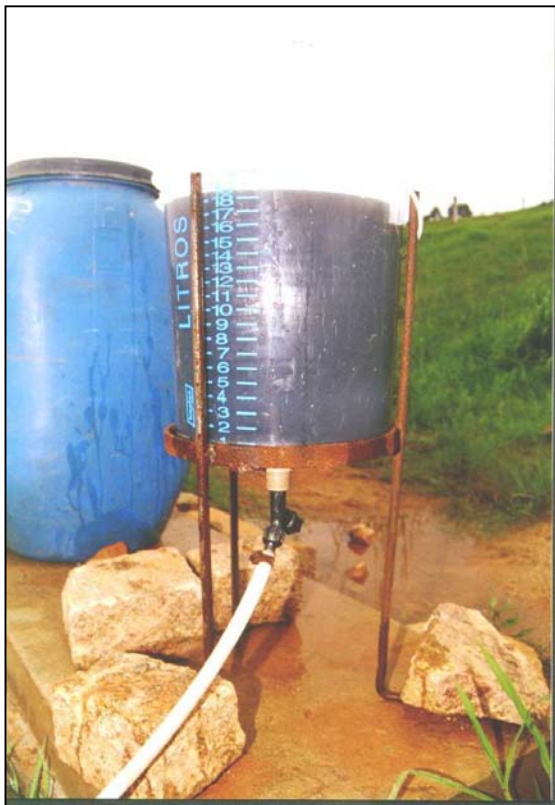


Figura F.29 – Balde graduado com torneira na base utilizado para aplicação de lixiviados no filtro aeróbio



Figura F.30 – Vista geral do sistema de aplicação de lixiviado ao filtro aeróbio por gravidade



Figura F.31 – Sistema de gotejamento de lixiviado no filtro aeróbio, composto por 6 canos de PVC perfurados



Figura F.32 – Vista do poço de lixiviado utilizado na Subfase B.1 do experimento, sito no Aterro Sanitário Extrema, Porto Alegre



Figura F.33 – Vista do banhado-piloto com sistema de cobertura (tapume)