UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

TATIANA CORRÊA

**Estudo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários
utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP
Agosto - 2012

Tatiana Corrêa

**Estudo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários
utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial**

Tese apresentada ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Assoc. Valdir Schalch

São Carlos – SP
Agosto - 2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

CC824e
e
CORRÊA, TATIANA
ESTUDO DA TRATABILIDADE ANAERÓBIA DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO FILTROS BIOLÓGICOS
OPERADOS EM BATELADA SEQUENCIAL. / TATIANA CORRÊA;
orientador VALDIR SCHALCH. São Carlos, 2012.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação e Área
de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2012.

1. ATERROS SANITÁRIOS. 2. RESÍDUOS SÓLIDOS. 3.
LIXIVIADOS. 4. FILTROS ANAERÓBIOS. 5. BATELADAS
SEQUENCIAIS. 6. COLIFORMES. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **TATIANA CORRÊA**.

Título da tese: "Estudo de parâmetros indicativos da tratabilidade anaeróbia de
lixiviados de aterros sanitários utilizando filtros biológicos operados em batelada
sequencial".

Data da defesa: 31/08/2012

Comissão Julgadora:

Prof. Associado **Valdir Schalch (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Ronan Cleber Contrera**
(Escola Politécnica/USP)

Prof. Dr. **Reinaldo Pisani Junior**
(Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP)

Prof^a. Dr^a. **Iolanda Cristina Silveira Duarte**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Prof. Dr. **Marcus César Avezum Alves de Castro**
(UNESP/ Campus de Rio Claro)

Resultado:

APROVADO

APROVADO

APROVADO

APROVADO

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e
Saneamento:

Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

**Dedico ao meu marido *Bruno Marques* e aos
meus queridos filhos *João Pedro* e *José Henrique*,
por quem sinto um amor incondicional.**

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Valdir Schalch pela orientação, atenção e agradável convivência durante o desenvolvimento deste estudo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento do estudo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida.

Ao Professor Doutor Ronan Cleber Contrera pela ideia inicial do projeto e por todo conhecimento e apoio prestados durante a pesquisa.

Ao Professor Doutor Marcus Cesar Avezum de Castro pelas contribuições durante o exame de qualificação.

À Professora Doutora Iolanda Cristina Silveira Duarte e à aluna de Iniciação Científica Amanda Prandini, da Universidade Federal de São Carlos - Campus Sorocaba, pela realização das análises microbiológicas, além de todo apoio, amizade e carinho.

Ao Professor Doutor Marcelo Zaiat pela orientação prestada na montagem do filtro anaeróbio.

Ao Professor Doutor Frederico Fábio Mauad pela disponibilidade de seu equipamento para coleta de lodo da lagoa de chorume, quando nos faltava ideia e opção de como realizá-la.

Às prefeituras municipais de todos os municípios envolvidos: São Carlos, Araraquara, Rio Claro, Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim; e seus respectivos funcionários responsáveis pela autorização da coleta nos aterros sanitários.

Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento, em especial a Rose, Sá, Pavi, Valderez, Cecília e André, pelo excelente atendimento realizado.

Às funcionárias da Contabilidade Flávia e Fernanda por todas as “orientações contábeis” e pela agradável convivência.

Aos funcionários do Laboratório de Saneamento Julio Trofino, Natália, Paulo Fragiácomo, Cidinha e Sabrina por todo apoio e orientações durante as análises.

À funcionária Eloiza Pozzi do Laboratório de Processos Biológicos pela realização das análises de microscopia óptica.

À aluna de engenharia ambiental Rita Gabriela Fernandes pelo auxílio na realização das análises laboratoriais.

Aos amigos do Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER) e do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS): Eduardo Rodrigo Ferreira, Luis Fernando Lemos Barroso, Luis Gustavo Pila D'Alóia, Adriana Ferreira, Érica Pugliesi, Daniel Anijar, Leandro Martines Piassi, Lucas Marcon, Fernanda Ferraz.

Ao amigo Rodrigo Córdoba pela amizade, auxílio e disponibilidade durante toda a pesquisa.

Aos amigos mais que especiais: Valquíria Voltarelli, Paula Novaes, Rodrigo Trindade Nepomuceno, Marcelo Cervini, Marina Figueiredo, Izabel Fernandez Monteiro, Sarah Amarante, Luciana Almeida e Tania Leme de Almeida.

Aos amigos Tatiana Terasin de Lima e Fernando Apone, pela amizade, respeito, admiração e apoio em todo e qualquer momento, durante esta e outras jornadas.

A minha família, pelo amor dedicado em todos os momentos e pelo constante apoio nas escolhas da minha vida profissional.

Aos meus pais Silvio Roberto Corrêa e Neuza Corrêa e a minha irmã Lucineide Corrêa pelo apoio incondicional, desde o início da minha vida acadêmica, hoje e sempre. Aos meus sogros Claudio Braz e Magda Bruno, e cunhados Benner Marques e Bianca Marques pela convivência e carinho.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

*Em muitos lugares pequenos,
grupos pequenos de pessoas,
fazendo coisas pequenas,
mudarão para melhor a face do mundo.*

(Provérbio Africano)

CORRÊA, T. Estudo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários utilizando filtros biológicos operados em batelada sequencial. . 2012. 154f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

RESUMO

Este trabalho procurou contribuir na busca por informações das características de tratabilidade de lixiviados de diferentes aterros sanitários do interior de São Paulo, e estabelecer correlações entre parâmetros analisados. As coletas foram realizadas nos aterros sanitários de: São Carlos, Araraquara, Rio Claro, Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim. O experimento foi conduzido a 30°C, em dois filtros biológicos anaeróbios operados em batelada sequencial, com capacidade de tratamento de 8L de lixiviado cada e biomassa imobilizada em suportes de poliuretano inoculados com lodo do fundo de uma das lagoas de lixiviados do aterro de São Carlos-SP. Os filtros operados simultaneamente eram idênticos e foram, alimentados com os lixiviados. O monitoramento do reator foi realizado por meio da caracterização físico-química do afluente e efluente de cada ciclo de batelada e dois perfis temporais. Foi realizada a caracterização do lodo, que apresentou morfologias microbianas pertinentes ao tratamento anaeróbio. A caracterização do lixiviado de São Carlos apresentou sólidos totais de 14,5 g/L e sólidos totais voláteis de 5,1 g/L, nitrogênio amoniacal de 2.411 mg/L e nitrato de 115,5 mg/L. Além disso, apresentou resultados mais elevados para DQO (bruta 3.940 mg/L e filtrada 3.565 mg/L); entretanto apresentou características recalcitrantes ao tratamento anaeróbio, assim como os lixiviados de Araraquara, Rio Claro e Ribeirão Preto. Nos tratamentos dos lixiviados de Catanduva e Votorantim a eficiência de remoção de DQO foi de aproximadamente 30%. Com exceção do lixiviado de Catanduva, o nitrogênio amoniacal esteve presente em todos os lixiviados em altas concentrações, representando cerca de 80% do nitrogênio total e refletindo na alcalinidade total. A concentração de metais estava dentro dos valores máximos permitidos pela Resolução nº. 430/2011 do CONAMA. A população de coliformes totais manteve-se estável (de $2,3 \times 10^5$ para $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL) no lixiviado de São Carlos, no entanto, em todos os demais tratamentos, os coliformes totais e termotolerantes foram removidos totalmente, demonstrando a eficiência do tratamento em filtro anaeróbio para estes parâmetros. Os lixiviados de aterros “jovens” apresentaram algumas características de aterros “velhos”, o que sugere que eles passaram rapidamente para a fase metanogênica. . A implementação de filtros biológicos nos aterros sanitários torna-se uma alternativa de pré-tratamento em municípios com número reduzido de habitantes e baixa vazão de lixiviado, sendo possível dimensionar o filtro biológico e viabilizar o tratamento.

Palavras-chave: Aterro sanitário, Resíduos Sólidos, Lixiviados, Filtro anaeróbio, Bateladas sequenciais, Coliformes.

CORRÊA, T. Study of anaerobic treatability of leachates from landfills using biological sequencing batch filters. 2012. 154f. Thesis (Ph.D.) - School of Engineering of Sao Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2012.

ABSTRACT

The present study intends to contribute in the research for information about anaerobic treatability of leachates from different landfills in the country part of São Paulo State, and also to establish correlation among analyzed parameters. Leachates were collected in landfills from different cities: São Carlos, Araraquara, Rio Claro, Ribeirão Preto, Catanduva and Votorantim. Experiments were carried out in 30 °C, in two anaerobic biological sequencing batch filters, with capacity for treating 8L of leachate and immobilized biomass in polyurethane supports inoculated with sludge from one of the São Carlos landfill leachate reservoir. Filters are identical and were operated simultaneously a filled with leachates from the places mentioned above. Reactor's monitoring was performed by through physico-chemical characterization of the influent and effluent of each batch cycle, and two temporal profiles. Characterization of the sludge was performed and showed microbial morphologies pertinent to anaerobic treatment. Characterization of the leachates from São Carlos showed total solids of 14,5 g/L and total volatile solids of 5,1 g/L, ammonia nitrogen of 2.411 mg/L and nitrate of 115,5 mg/L. Furthermore depicted high results of COD (gross 3.940 mg/L and filtered 3.565 mg/L); however presented recalcitrante behavior to anaerobic treatment such as the leachates of Araraquara, Rio Claro and Ribeirão Preto. The treatment of leachates from Catanduva and Votorantim presented removal efficiency of COD of approximately 30%. Except for leachate of Catanduva, the ammonia nitrogen was present in high concentrations from all the leachates representing about of 80% of the total nitrogen. These high concentrations of ammonia nitrogen reflected in the total alkalinity. The metals concentration was within the maximum values allowed by Resolution number 430/2011 of CONAMA. In the leachates of São Carlos, the population of total coliforms remained stable (of $2,3 \times 10^5$ to $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL), however, in all other treatments, the total coliforms and thermotolerant coliforms were fully removed, demonstrating the efficiency of treatment in anaerobic filter for such parameters. The leachates of "young" landfills presented some characteristics of "old" landfills, suggesting that it passed quickly to metanogenic phase. The implementation of biological filters in landfills would be an alternative as a pretreatment in "young" landfills, with few inhabitants and low leachate flow, making it possible to measure the biological filter and facilitating treatment.

Key words: Landfills, Solid Residues, leachates, Anaerobic filter, Sequential Batch

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
A	Afluente
AI	Alcalinidade Intermediária
AP	Alcalinidade Parcial
AVG	Ácidos Graxos Voláteis de Cadeia Curta
AVT	Ácidos Voláteis Totais
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio ambiente
COT	Carbono Orgânico total
CGR	Centro de Gerenciamento de Resíduos
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Araraquara
D	Diâmetro
DAAE	Departamento Autônomo de Águas e Esgotos
DAERP	Departamento de Água e Esgotos de Ribeirão Preto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Efluente
EESC	Escola de Engenharia de São carlos
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
ESTRE	Empresa de Saneamento e Tratamento de Resíduos S/A
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQR	Índice de Qualidade de Resíduo
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
KM	Kilômetro
L	Altura
LPB	Laboratório de Processos Biológicos
NBR	Norma Brasileira Registrada

ND	Não Detectado
NEPER	Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos
N-amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
N-orgânico	Nitrogênio Orgânico
NMP	Número Mais Provável
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PCA	<i>Plate Count Agar</i>
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMSC	Prefeitura Municipal de São Carlos
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
QSP	Quantidade Suficiente Para
RA	Reator A
RAP	Relatório Ambiental Preliminar
RB	Reator B
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
RS	Rio Grande do Sul
RSD	Resíduos Sólidos Domiciliares
RSS	Resíduos de Serviços de Saúde
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SP	São Paulo
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
t	Toneladas
TAC	Termo de Ajustamento de Conduta
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente
UFC	Unidade Formadora de Colônias

UFSCAR	Universidade Federal de São Carlos
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USP	Universidade de São Paulo
UV	Ultra violeta
VG	Volume de Gás
VS	Volume para Suporte
VT	Volume Total
VU	Volume Útil

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Componentes utilizados na construção de aterros sanitários.	5
Figura 3.2: Destinação final dos RSU coletados no Brasil em 2011.	6
Figura 3.3: Fluxo hidráulico e mistura no interior do filtro biológico. Transporte de substrato no interior do reator. (a) Contato lixiviado-biomassa. (b). Transporte de substrato para a superfície de biomassa imobilizada	15
Figura 4.1: Imagem de satélite do aterro de São Carlos	18
Figura 4.2: Vista aérea do aterro de São Carlos.	19
Figura 4.3: Foto aérea do aterro de São Carlos indicando os locais que ocorreram a ampliação do aterro	19
Figura 4.4: Esquema da localização caixas de coleta de lixiviado no aterro sanitário de São Carlos e a distribuição nas lagoas.	19
Figura 4.5: Realização da coleta do lixiviado na lagoa de contenção do aterro sanitário de São Carlos. (a) Local exato da coleta do lixiviado. (b) Local de entrada do lixiviado na lagoa de contenção. (c) Total de lixiviado coletado: aproximadamente 100 litros.	20
Figura 4.6: Evolução do IQR do município de São Carlos.	20
Figura 4.7: Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Araraquara	21
Figura 4.8: (a) Aterro Sanitário de Araraquara, com as atividades encerradas. (b) Vista da Central de Triagem de Recicláveis.	22
Figura 4.9: Evolução do IQR para o município de Araraquara.	23
Figura 4.10: Realização da coleta do lixiviado na lagoa de contenção do aterro sanitário de Araraquara. (a) Coleta realizada direto da lagoa de contenção. (b) Lagoa de contenção de lixiviado. (c) Total de lixiviado coletado: aproximadamente 120 litros	23
Figura 4.11: Evolução do IQR para o município de Rio Claro.	25
Figura 4.12. Coleta do lixiviado no aterro sanitário de Rio Claro. (a) Sistemas de tratamento de lagoas aeradas. (b) Coleta realizada direto da lagoa de contenção	25
Figura 4.13: Foto Aérea do Aterro Sanitário de Ribeirão Preto.	26
Figura 4.14: Evolução do IQR do município de Ribeirão Preto	27
Figura 4.15: Evolução do IQR do município de Catanduva.	28

Figura 4.16: Coleta do lixiviado no aterro sanitário de Catanduva (a) Lagoa de contenção que recebe o lixiviado gerado no aterro. (b) Aterro sanitário de Catanduva.	28
Figura 4.17: Evolução do IQR do município de Votorantim.	30
Figura 4.18: Aparência do lodo da lagoa de lixiviado no momento da coleta	31
Figura 4.19: a) Coletor utilizado na retirada de lodo do fundo da lagoa de lixiviado. b) Detalhe do funcionamento do coletor. c) Pesquisador do NEPER utilizando o coletor. d) Armazenamento imediato do lodo em galões de 20 litros.	31
Figura 4.20: Lodo sendo peneirado antes do teste de atividade da biomassa	32
Figura 4.21: (a) Reatores do teste de atividade do lodo. (b) Reatores com <i>headspace</i> eliminado.	33
Figura 4.22: (a) Pesquisadora cortando o bobe recheado pela espuma de densidade 23 kg/m^3 para servir de suporte para a biomassa. (b) Bobes cortados com 1cm de lado.	33
Figura 4.23: Preparo do suporte de imobilização da biomassa. (a) O suporte em contato com água. (b) Suporte em contato com o lodo. (c) Enchimento do filtro biológico	33
Figura 4.24: Filtro biológico anaeróbio operado em batelada sequencial (medidas em metros) (a) Saída do efluente. (b) Saída de gás. (c) Amostrador. (d) Entrada do afluente. (e) Bomba. (medidas em metros. Escala 1:10).	36
Figura 4.25: Filtros biológicos no interior da câmara climatizada.	37
Figura 5.1: Garrafas utilizadas como reatores após 8 dias de batelada.	41
Figura 5.2: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes no lodo usado no teste de atividade de biomassa. (a) e (b) Cocobacilos (c) Morfologias semelhantes a <i>Methanococcus</i> e <i>Methanobrevibacter</i> (d) <i>Methanococcus</i> e <i>Methanobrevibacter</i> sob fluorescência	42
Figura 5.3: Escoamento das águas pluviais em direção à lagoa de lixiviado, em dia de forte chuva.	43
	47
Figura 5.4: Concentração da DQO nas amostras afluentes e efluentes até a 8ª batelada na etapa de adaptação da biomassa ao tratamento anaeróbio.	
Figura 5.5: Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.	55
Figura 5.6: Relação da concentração de DQO (Bruta e Filtrada) e AVT no segundo perfil temporal na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.	56

Figura 5.7: Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.	57
Figura 5.8: Concentrações e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos	58
Figura 5.9: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara.	59
Figura 5.10: (a) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara. (b) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara	59
Figura 5.11: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP.	60
Figura 5.12: (a) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro. (b) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro.	60
Figura 5.13: (a) Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP. (b) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP. (c) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto	61
Figura 5.14: Concentrações e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva.	62
Figura 5.15: Resultados da concentração de DQO nos perfis temporais da etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva (a) Primeiro perfil (1ª batelada); (b) Segundo perfil (5ª batelada).	63
Figura 5.16: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim.	63
Figura 5.17: Resultados da concentração de DQO nos perfis temporais da etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim-SP (a) Primeiro perfil (1ª batelada); (b) Segundo perfil (5ª batelada).	64
Figura 5.18: (a) Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva (b) Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim.	65
Figura 5.19: (a) Volume de NaOH deslocado pela produção de biogás durante o tratamento do lixiviado de Catanduva. (b) Volume de NaOH deslocado pela produção de biogás durante o tratamento do lixiviado de Votorantim.	69
Figura 5.20 Variação da concentração de nitrogênio no primeiro perfil temporal da etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos .	71

Figura 5.21: Variação da concentração de nitrogênio e eficiência de remoção na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.	72
Figura 5.22: Comportamento da alcalinidade total e do N-amoniaco no primeiro perfil temporal da etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos .	72
Figura 5.23: Concentrações e eficiência de remoção de NTK, N-amoniaco e N-orgânico na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara.	73
Figura 5.24: Concentração de Sólidos durante o Tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP. (a) Sólidos Totais. (b) Sólidos Suspensos Voláteis.	75
Figura 5.25: (a) Mudança de cor entre o afluente e efluente da 1ª batelada do tratamento lixiviado de Catanduva. (1) Afluente; (2) Efluente. (b) Concentração de sólidos suspensos totais durante o tratamento do lixiviado de Catanduva.	76
Figura 5.26: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes no lixiviado do aterro de São Carlos (a) e (b) Bacilos.	78
Figura 5.27: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes durante o tratamento do lixiviado do aterro de Rio Claro (a) Bacilos grandes (b) <i>Metanosaetas</i> ; (c) e (d) Cistos de protozoários.	78
Figura A1: Imagem do tubo de ensaio contendo o meio EC, confirmando a presença de <i>Escherichia coli</i> devido à formação de gases.	99
Figura A2: Esquema da diluição em quintuplicatas para determinação de bactérias desnitrificantes, nitrificantes e grupo coliformes.	100
Figura A3: Incubação das bactérias desnitrificantes em estufa a 30°C.	101
Figura A4: Aparelho Contador de Colônias (marca Phoenix).	105
Figura C.1: (a) Bomba dosadora Prominent. (b) Aparato utilizado na calibração da bomba dosadora.	150

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Composição física dos resíduos sólidos depositados e aterrados no aterro sanitário da cidade de São Carlos.	7
Tabela 4.1: Teste realizado para a avaliação da atividade da biomassa.	33
Tabela 4.2: Datas das coletas realizadas em aterros de seis municípios do interior do Estado de SP.	35
Tabela 4.3. Descrição dos filtros biológicos anaeróbios em batelada sequencial.	38
Tabela 4.4: Parâmetros físico-químicos e biológicos monitorados, tipo de amostra coletada e metodologia utilizada.	40
Tabela 5.1: Caracterização microbiana do lodo da lagoa de lixiviados de São Carlos.	43
Tabela 5.2: Resultados da caracterização do lixiviado gerado no aterro sanitário de São Carlos-SP.	45
Tabela 5.3: Concentrações de etanol e extrato de levedura adicionada, diluições realizadas no lixiviado durante a fase de adaptação da biomassa ao tratamento anaeróbio e a duração de cada batelada.	46
Tabela 5.4: Resultados das análises de pH realizadas durante a caracterização dos lixiviados.	48
Tabela 5.5: Resultados das análises de pH realizadas durante o tratamento dos lixiviados.	49
Tabela 5.6: Estratégia de readaptação após contaminação do lixiviado de Catanduva com solução de NaOH.	50
Tabela 5.7: Valores da temperatura dos efluentes durante os tratamentos dos lixiviados.	51
Tabela 5.8: Valores de DQO Bruta, DQO Filtrada, COT e AVT da caracterização dos lixiviados.	51
Tabela 5.9: Valores de DBO, DQO e da relação DBO/DQO da caracterização dos lixiviados.	52
Tabela 5.10: Valores da relação DQO/COT na caracterização dos lixiviados e das médias calculadas a partir dos resultados dos tratamentos.	54
Tabela 5.11: Valores de concentrações de DQO, acompanhado das médias e desvio padrão durante os tratamentos dos lixiviados.	54
Tabela 5.12: Valores das concentrações de AVT nos tratamentos dos lixiviados.	62

Tabela 5.13: Quadro comparativo de parâmetros em lixiviados de aterros sanitários de diferentes municípios do Interior de São Paulo.	65
Tabela 5.14: Média e Desvio Padrão dos valores de eficiência de remoção dos parâmetros indicativos de tratabilidade anaeróbia.	67
Tabela 5.15: Deslocamento (em mL) de NaOH ocasionado pela geração de biogás nos filtros anaeróbios durante os tratamentos dos lixiviados.	68
Tabela 5.16: Valores de alcalinidade total, relação AI/AP e concentrações de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico na caracterização dos lixiviados.	70
Tabela 5.17: Valores das concentrações de metais durante a caracterização dos lixiviados.	77
Tabela 5.18: Caracterização microbiológica dos afluentes e efluentes do tratamento dos lixiviados de São Carlos, Araraquara e Rio Claro.	80
Tabela 5.19: Caracterização microbiológica dos afluentes e efluentes do tratamento dos lixiviados de Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim.	81
Tabela A1: Composição do caldo Lactosado.	97
Tabela A2: Composição do caldo Lactosado Verde Brilhante.	98
Tabela A3: Composição do meio E. C.	98
Tabela A4 : Solução Estoque 1.	99
Tabela A5: Solução Estoque 2.	99
Tabela A6: Água de Diluição.	99
Tabela A7: Composição do meio Caldo Nutriente.	100
Tabela A8: Concentração das soluções estoque utilizadas para o preparo do meio de cultura das bactérias oxidadoras de amônia e nitrato.	102
Tabela A9. Soluções estoque para o preparo do meio de cultura para bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e nitrito.	104
Tabela A10: Composição do meio PCA.	105
Tabela B1: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Araraquara-SP.	107
Tabela B2: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Rio Claro.	108
Tabela B3: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Ribeirão Preto.	109

Tabela B4: Resultado da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Catanduva.	110
Tabela B5: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Votorantim.	111
Tabela B6 : Resultados das análises realizadas na fase de adaptação da biomassa nos filtros biológicos: Filtro Biológico RA.	112
Tabela B7: Resultados das análises realizadas na fase de adaptação da biomassa nos filtros biológicos: Filtro Biológico RB.	115
Tabela B8 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de São Carlos.	118
Tabela B9: Resultados das análises do PERFIL realizado antes do tratamento do lixiviado de São Carlos.	122
Tabela B10 : Resultados das análises do PERFIL realizado na 5ª batelada do tratamento do lixiviado de São Carlos.	123
Tabela B11: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Araraquara.	124
Tabela B12: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Araraquara.	127
Tabela B13: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Araraquara.	128
Tabela B14: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Rio Claro.	129
Tabela B15 : Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Rio Claro.	132
Tabela B16: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Rio Claro.	133
Tabela B17 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto.	134
Tabela B18: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto.	137
	138
Tabela B19 : Resultados das análises do perfil da 6ª batelada do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto.	

Tabela B20 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Catanduva.	139
Tabela B21 : Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Catanduva.	142
Tabela B22: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Catanduva.	143
Tabela B23: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Votorantim.	144
Tabela B24: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Votorantim.	147
Tabela B25 : Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Votorantim.	148
Tabela C1: Valores de vazão obtidos com a calibração da Bomba dosadora da marca Prominent.	150

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	3
2.1. OBJETIVO PRINCIPAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. DEFINIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	4
3.2. RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS	4
3.3. LIXIVIADOS GERADOS EM ATERROS SANITÁRIOS	7
3.4. DIGESTÃO ANAERÓBIA EM LIXIVIADOS	8
3.5. TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LIXIVIADOS	12
3.6. FILTRO BIOLÓGICO ANAERÓBIO OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL	14
4. MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1. DESCRIÇÃO DOS LOCAIS DE COLETA DOS LIXIVIADOS	17
4.1.1. Aterro Sanitário de São Carlos – SP	17
4.1.2. Aterro Sanitário de Araraquara-SP	21
4.1.3. Aterro Sanitário de Rio Claro-SP	24
4.1.4. Aterro Sanitário de Ribeirão Preto-SP	25
4.1.5. Aterro Sanitário de Catanduva-SP	27
4.1.6. Aterro Sanitário de Votorantim-SP	29
4.2. COLETA DAS AMOSTRAS	30
4.2.1. Coleta e preparação do lodo	30
4.2.2. Teste de atividade do lodo	32
4.2.3. Preparo do suporte para a imobilização da biomassa nos filtros biológicos	33
4.2.4. Coleta dos lixiviados	34
4.3. OPERAÇÃO DOS FILTROS BIOLÓGICOS	35
4.3.1. Descrição dos Filtros Biológico Anaeróbios Operado em Batelada Sequencial	35

4.3.2. Adaptação da biomassa a tratamento anaeróbio nos filtros biológicos	37
4.3.3. Operação dos filtros biológicos	38
4.4. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E EXAMES MICROBIOLÓGICOS DAS AMOSTRAS	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1. TESTE DE ATIVIDADE DO LODO	41
5.2. ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA AO TRATAMENTO ANAERÓBIO NOS FILTROS BIOLÓGICOS	44
5.3. CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO ANAERÓBIO EM FILTRO BIOLÓGICO OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAL - LIXIVIADOS GERADOS EM ATERROS SANITÁRIOS LOCALIZADOS NO INTERIOR DE SÃO PAULO	48
5.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	48
5.3.2. Temperatura	50
5.3.3. Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Carbono Orgânico Total (COT)	51
5.3.4. Geração de Biogás (Metano e CO ₂)	68
5.3.5. Alcalinidade e Nitrogênio	69
5.3.6. Sólidos	74
5.3.7 Metais	76
5.3.8. Microbiota	77
5.3.9. Estimativa da Microbiota	79
6. CONCLUSÕES	83
7 – SUGESTÕES PARA DESENVOLVIMENTOS DE TRABALHOS FUTUROS	83
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84
APÊNDICE A - DESCRIÇÃO DAS METODOLOGIAS DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E EXAMES MICROBIOLÓGICOS DAS AMOSTRAS	91
A1. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	92
A1.1. POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	92
A1.2. TEMPERATURA	92
A1.3. ALCALINIDADE	92

A1.4. ÁCIDOS VOLÁTEIS TOTAIS	93
A1.5. NITROGÊNIO AMONÍACAL	93
A1.6. NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL (NTK)	93
A1.7. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO - TOTAL E FILTRADA	94
A1.8. SÓLIDOS – SÉRIE COMPLETA	94
A1.9. METAIS	95
A1.10. FOSFATO	95
A1.11. DETERMINAÇÃO DE NITRATO	95
A1.12. DETERMINAÇÃO DE NITRITO	96
A1.13. DETERMINAÇÃO DE SULFATO	96
A2. ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	97
A2.1. MICROSCOPIA DE CONTRASTE DE FASE E FLUORESCÊNCIA UV	97
A2.2. DETERMINAÇÃO DE COLIFORMES	97
A2.3. DETERMINAÇÃO DE BACTÉRIAS DESNITRIFICANTES	99
A2.4. DETERMINAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES	101
A2.5. BACTÉRIAS OXIDADORAS DE AMÔNIA	103
A2.6. BACTÉRIAS OXIDADORAS DE NITRITO	103
A2.7. DETERMINAÇÃO DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS TOTAIS	104
APÊNDICE B - RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	106
APÊNDICE C - CALIBRAÇÃO DA BOMBA DOSADORA	149
ANEXO A -TABELA PADRÃO DE PROBABILIDADE PARA CÁLCULO DE NMP	151

1. INTRODUÇÃO

Existe uma forte tendência do aumento da quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários ao invés dos lixões. Em 1989 apenas 1,1% dos resíduos sólidos eram destinados a aterros sanitários, e atualmente são 27,7% dos resíduos recebendo uma destinação final adequada (IBGE, 2008).

A disposição dos resíduos em aterros licenciados faz com que os lixiviados gerados sejam coletados ao invés de infiltrarem no solo. Quando coletados estes lixiviados devem receber um tratamento correto para evitarem que contaminem os corpos d'água superficiais. Na maioria dos aterros o que se encontram são lagoas de tratamento, que por não serem eficientes acabam trabalhando somente como tanques de contenção de lixiviados.

Infelizmente ainda não existe um consenso sobre qual seria o melhor sistema de tratamento para os lixiviados de aterros sanitários em geral. Atualmente, existem muitas pesquisas sobre o assunto, as quais utilizam processos de tratamento biológicos e físico-químicos. Porém, apesar do grande número de trabalhos existentes na literatura, poucos trabalhos fornecem diretrizes sobre que tipo de tratamento adotar para cada caso.

Neste contexto cabe ressaltar que a literatura divide os lixiviados em: lixiviados de aterros “jovens ou novos” e “velhos”, mas sabe-se que esta divisão é grosseira e que o lixiviado de cada aterro é singular, e sua característica pode mudar em função do tempo e de intervenções operacionais que venham a ocorrer no aterro.

Sabe-se que o tratamento biológico consegue melhor resultado em lixiviados de aterros considerados “novos”, mas ao menos da relação DBO/DQO (DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio), existem poucos trabalhos que apresentem parâmetros confiáveis como indicativos de tratabilidade dos lixiviados. Contrera (2008) concluiu que a relação AVT /DQO (AVT: Ácidos Voláteis Totais) pode ser um indicativo da tratabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários, mas em seu estudo utilizou somente os lixiviados do aterro de São Carlos-SP.

A falta de pesquisas mais profundas sobre os aterros sanitários no Brasil implica no pouco conhecimento das características qualitativas dos lixiviados presentes neste sistema de disposição de resíduos urbanos. Nos países mais desenvolvidos, os sistemas e estudos sobre o

tratamento e tipo de resíduos que produzem são mais consistentes. Muitos dados presentes na literatura são referentes aos estudos realizados no exterior, em países com clima temperado, e consequentemente características diferentes dos aterros brasileiros. É importante que exista um banco de dados de caracterizações de lixiviados de aterros brasileiros, ou no âmbito regional, possibilitando o desenvolvimento de projetos adaptados à realidade nacional.

Para dar continuidade ao trabalho iniciado pelo pesquisador supracitado (CONTRERA, 2008), este trabalho avaliará a tratabilidade anaeróbia de lixiviados de seis aterros sanitários de municípios do interior do Estado de São Paulo, correlacionando os parâmetros analisados e procurando estabelecer bases e parâmetros para o tratamento anaeróbio de lixiviados de aterros sanitários.

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO PRINCIPAL

Avaliar a tratabilidade anaeróbia de lixiviados gerados em seis aterros sanitários localizados no interior de São Paulo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O objetivo principal foi contemplado através dos seguintes objetivos específicos:

- ❖ Estabelecer correlações entre parâmetros físico-químicos para diferentes lixiviados e avaliar sua relação com a tratabilidade anaeróbia;
- ❖ Criar um banco de dados amplo para adotar critérios com bases reacionais para o seu tratamento;
- ❖ Caracterizar a microbiota da lagoa facultativa usada no tratamento de lixiviado de aterro sanitário do município de São Carlos e de lixiviados gerados em aterros sanitários em diferentes cidades do interior do estado de São Paulo;
- ❖ Quantificar as populações de bactérias do grupo coliformes, bactérias nitrificantes e desnitrificantes e heterotróficas totais, proveniente de lixiviados de aterros e biorreator do tipo filtro usado no tratamento de lixiviado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. DEFINIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Segundo as normas da ABNT (2004), resíduos sólidos são definidos como:

“resíduos sólidos são resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, de serviços de saúde, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Consideram-se também resíduos sólidos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpo d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

3.2. RESÍDUOS SÓLIDOS E ATERROS SANITÁRIOS

A produção de resíduos sólidos nas cidades brasileiras é um fenômeno inevitável que ocorre diariamente em quantidades e composições que variam com seu nível de desenvolvimento econômico, sua população e seus diferentes níveis sociais (IPT/CEMPRE, 2000). Nota-se que na maioria dos municípios a questão dos resíduos sólidos apresenta características muito semelhantes, da geração à disposição final, envolvendo atividades de coleta regular, transporte e disposição final, em locais quase sempre selecionados pela disponibilidade da área e pela distância em relação ao centro urbano e às vias de acesso.

Até meados de 2010, a disposição final dos resíduos ocorria em sua maioria a céu aberto, em locais conhecidos como “lixões”, sem o tratamento adequado, empregando a máxima capacidade natural do solo em atenuar a carga de poluentes orgânicos. Em raras situações, procedimentos diferenciados eram adotados, como a implementação da coleta seletiva, processos de compostagem dos resíduos orgânicos, tratamento térmico, entre outros. Mesmo assim, frequentemente esses processos são mal planejados, o que dificulta a operação e torna-os inviáveis em curto prazo (LEITE et al., 1999).

Esta problemática tem impulsionado a implementação de aterros sanitários, a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário, conforme definido pela NBR 8419 (ABNT, 1992). Quando um aterro sanitário (Figura 3.1) é bem projetado, construído e operado, com a construção de células, impermeabilização do solo e sistema para a drenagem de líquidos percolados e gases, a produção desses poderão ocorrer em poucas semanas após o início da operação (CONTRERA; ZAIAT; SCHALCH, 2005) e a captação para o seu tratamento torna-se viabilizada.

Figura 3.1: Componentes utilizados na construção de aterros sanitários.
Fonte: Switzenbaum (1992) (adaptado).

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil, produzido pela ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2011), são produzidos no Brasil cerca de 62 milhões de toneladas de RSU - Resíduos Sólidos Urbanos por ano. Destas, 55,5 milhões de toneladas são coletadas e 58,6% são destinadas a aterros

sanitários, enquanto 41,94% são destinados inadequadamente a aterros controlados ou lixões (Figura 3.2).

Os resíduos sólidos domiciliares representam fração bastante significativa dos resíduos sólidos urbanos e são constituídos, basicamente por materiais orgânicos fermentáveis. Em estudos que envolvem resíduos sólidos e suas formas de tratamento e disposição final, torna-se imprescindível sua caracterização, como mostra Fresca (2007) que realizou a caracterização dos resíduos na cidade de São Carlos – SP (Tabela 3.1). Observa-se que a maior parte da fração do resíduo destinado ao aterro sanitário é passível de degradação biológica, correspondentes à matéria orgânica putrescível (59,08%) e o papel e papelão que não são destinados à coleta seletiva (6,44%), sendo um dos fatores responsáveis pela formação do lixiviado (SCHALCH, 1992).

Figura 3.2: Destinação final dos RSU coletados no Brasil em 2011.

Tabela 3.1: Composição física dos resíduos sólidos depositados e aterrados no aterro sanitário da cidade de São Carlos-SP.

Componente	% média em massa (base úmida)
Matéria orgânica putrescível	59,08
Papel e papelão	6,44
Plástico	10,47
Metal	1,31
Trapos	-
Madeira, couro, borracha	-
Vidro	1,67
Embalagem longa vida	0,94
Inertes	-
Rejeitos/outros	20,09
TOTAL	100

Fonte: Fresca (2007)

3.3. LIXIVIADOS GERADOS EM ATERROS SANITÁRIOS

Segundo Oliveira e Pasqual (2000) os resíduos sólidos, inicialmente agem como uma esponja, absorvendo água, até que o material atinja um teor de umidade, conhecido como capacidade de campo. Qualquer acréscimo de água adicional resulta na percolação de igual quantidade da massa, carreando substâncias solúveis e nocivas presentes na massa de resíduos. Entretanto, Schalch (1984) descreveu que, devido à heterogeneidade da massa de resíduos, a produção e percolação de líquido poderá se formar antes que a capacidade de retenção seja atingida, pois alguns dos canais da massa de resíduos podem não absorver instantaneamente a água.

Os lixiviados são compostos pelos líquidos provenientes de fontes externas, tais como sistema de drenagem superficial, chuvas, e aqueles resultantes da decomposição dos resíduos sólidos. A sua formação se dá pela digestão de matéria orgânica por meio da ação de enzimas produzidas por bactérias. A função dessas enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que a mesma possa ser assimilada pelas células bacterianas.

Este líquido é formado quando componentes solúveis são desprendidos dos materiais dos resíduos sólidos presentes no aterro e carregados pelo líquido percolado. A qualidade do lixiviado é o conjunto de características físicas, químicas e microbiológicas, considerando a

concentração de cada uma delas, dada pela integração do volume de água infiltrada no aterro com os tipos de resíduos aterrados. Segundo Salem et al., (2008), a qualidade do lixiviado é determinada fundamentalmente pela composição e solubilidade destes constituintes orgânicos solúveis e inorgânicos, resultado de processos químicos e biológicos realizados no próprio aterro sanitário (EL FADEL e BOU-ZEID, 2002). Já a quantidade, ou seja, a vazão do lixiviado em cada aterro é determinada por balanço hídrico.

As características dos lixiviados gerados pelos resíduos podem variar sazonalmente (clima e estação do ano) de acordo com o tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, idade do aterro e tipo de operação. As reações bioquímicas que ocorrem no interior da massa de RSD - Resíduos Sólidos Domiciliares em decomposição modificam as substâncias, tornando-as mais ou menos suscetíveis ao arraste pelo líquido que percola pelo resíduo. Dessa forma, a composição do lixiviado se altera dependendo da fase em que se encontra o processo (IPT/CEMPRE, 2000).

O tempo de aterramento influi sobre a qualidade dos lixiviados, de forma que o seu potencial poluidor apresenta um rápido aumento no início, até um nível máximo e então uma diminuição gradual para a maioria das concentrações de seus constituintes (COELHO; LANGE; SIMÕES, 2007). Geralmente, os valores de constituintes presentes no líquido percolado tendem a reduzir rapidamente nos primeiros anos de disposição do resíduo. Dados do trabalho de Ziyang et al. (2009) apontaram uma redução de 7.200 mg/L (DQO para resíduos dispostos no solo há dois anos), para 695 mg/L para 12 anos de disposição. Este fenômeno indicou que esta redução pode ser proveniente da degradação natural.

3.4. DIGESTÃO ANAERÓBIA EM LIXIVIADOS

Os aterros sanitários podem ser considerados grandes reatores biológicos mistos, aeróbios seguidos de anaeróbios. Os processos biológicos são amplamente utilizados na degradação e conversão de compostos químicos de caráter poluente. O tratamento biológico anaeróbio pode ser aplicado para resolver problemas ambientais onde são encontradas altas taxas orgânicas com vantagens como produção de gás metano, baixa produção de lodo, redução de odores, bem como a facilidade na integração com sistema de manejo de águas residuárias.

No estágio inicial, o lixiviado produzido da decomposição dos dejetos é gerado tipicamente sob condições aeróbias, produzindo uma solução complexa com pH neutro. Este

estágio ocorre geralmente em poucos dias ou semanas (podendo variar de acordo com a profundidade do aterro), tendo assim uma curta duração em relação à fase anaeróbia. Consome rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente, ocorrendo a formação de gás carbônico (CO_2), hidrogênio e o aumento de temperatura, que induz a formação de sais de alta solubilidade nestas condições, como o cloreto de sódio (NaCl) e outros contendo metais, como por exemplo, o chumbo (Pb^{2+}) (IPT/CEMPRE, 2000). Os componentes predominantes no material orgânico complexo são as proteínas, carboidratos e lipídeos.

Quando o oxigênio começa a tornar-se escasso no interior da célula do aterro, entram em ação os microrganismos anaeróbios e facultativos, dando início à fase anaeróbia de decomposição da matéria orgânica.

A divisão do processo da digestão anaeróbia em etapas facilita o seu entendimento, porém durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Na rotina de um aterro sanitário sempre há depósito de resíduos sólidos novos, causando variação na idade do material disposto, e por sua vez, lixiviados “novos” são gerados e misturados aos lixiviados “velhos”, influenciando no tempo de estabilização dos elementos presentes no lixiviado (HENRY; PRASAD ;YOUNG,1987). Conhecer esse processo é importante para determinar a idade do aterro e determinar parâmetros importantes para avaliar sua tratabilidade.

Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela sequência das etapas de degradação: hidrólise de polímeros, fermentação de ácidos orgânicos e mineralização final dos resíduos com a metanogênese (CASTILHOS JÚNIOR, 2003). A degradação anaeróbia pode ocorrer em quatro fases bem diferenciadas (FORESTI et al.,1999):

Hidrólise: A matéria orgânica é convertida pelas bactérias fermentativas em compostos dissolvidos de menor peso molecular. Proteínas são convertidas em aminoácidos, os carboidratos se transformam em mono e dissacarídeos (açúcares solúveis), e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa de carbono (C_{15} a C_{17}) e glicerina.

Acidogênese: Os compostos gerados no processo de hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas e excretadas como AVG - ácidos graxos voláteis de cadeia curta, alcoóis, ácido láctico e compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 e H_2S). A fermentação acidogênica é realizada em sua maioria por bactérias anaeróbias obrigatórias, entretanto algumas espécies são facultativas e podem metabolizar o material orgânico por via oxidativa. Este fato é importante no sistema como um todo, porque o oxigênio dissolvido poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias metanogênicas se não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas.

Acetogênese: é a conversão dos produtos da acidogênese em substratos para a formação de metano (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono). Aproximadamente 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, e o restante da DQO é concentrado em hidrogênio formado. Dos produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas estes dois compostos podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas.

Metanogênese: O metano é produzido pelas arqueias acetotróficas, a partir da redução do ácido acético, ou pelas arqueias hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono. A seguir, as reações catabólicas:

O dióxido de carbono e o metano são os principais produtos da decomposição anaeróbia, além de outros gases formados ou presentes no reator. Geralmente, os gases que compõem o gás de aterros sanitários compreendem metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico, oxigênio, hidrogênio, mercaptanas, propano, butano e outros compostos (CASTILHOS JÚNIOR, 2003). Desta forma, há remoção da matéria orgânica da fase líquida por meio da sua transferência para a fase gasosa.

O principal objetivo do tratamento anaeróbio é a degradação e destruição das substâncias orgânicas, com a redução dos odores e de patógenos. Essa conversão é catalisada por um grande número de microrganismos sinérgicos que catalisam diferentes reações químicas (IMEN et al., 2009)

No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo ser tolerantes em pequenas quantidades (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). Mesmo nos reatores anaeróbios, onde não se encontra oxigênio dissolvido, pode haver a presença de oxidantes alternativos, que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. Estes oxidantes são o nitrato e o sulfato. O nitrato pode ser reduzido a nitrogênio molecular, pela desnitrificação, e o sulfato reduzido a sulfeto. Essa redução biológica em digestores anaeróbios é considerada indesejável, por duas razões: o sulfato oxida material orgânico que deixa de transformar-se em metano para formar o gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor desagradável, tanto à fase líquida quanto ao biogás; além de ser tóxico para o processo de metanogênese. Os principais microrganismos envolvidos neste processo são as bactérias. As comunidades microbianas presentes em

sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e arqueas metanogênicas (CASTILHOS JÚNIOR, 2003).

A estabilidade da digestão anaeróbia requer a atividade combinada e balanceada destas populações microbianas, porém, esta estabilidade pode ser perturbada por vários fatores. É conhecido que as *arqueas* metanogênicas são as mais sensíveis no consórcio anaeróbio em relação às bactérias acidogênicas. Quando acontecem mudanças ambientais ou presença de compostos tóxicos e inibidores, ocorre uma inibição das arqueas metanogênicas, com consequente aumento na concentração de ácidos orgânicos voláteis produzidos pelas bactérias acidogênicas. Ao mesmo tempo, a população acidogênica pode sofrer inibição pelo acúmulo do produto final de seu metabolismo, como por exemplo, ácidos e H_2 . Por essa razão, uma inibição na população metanogênica produz, em curto período de tempo, uma inibição na população acidogênica (GARCIA-MORALES et al., 2001).

A eficiência do processo depende da relação estequiométrica entre a quantidade de metano formada e a fração da matéria orgânica removida, expressa em DQO. Pouco se sabe sobre a composição exata de cada componente da DQO total. É necessário investigar a composição dos líquidos percolados dos aterros para entender sobre esta distribuição, o comportamento ambiental e o destino individual de cada componente. Essas informações irão representar o risco que cada componente oferece ao meio ambiente após o tratamento e o processo de envelhecimento do líquido percolado, além de serem importantes na escolha do tipo de processo de tratamento a ser adotado (ZIYANG et al., 2009).

Grande parte dos poluentes orgânicos presentes no lixiviado de fase ácida são os ácidos voláteis. Esses ácidos orgânicos de baixo peso molecular constituem a maioria da matéria orgânica e, como os ácidos voláteis são facilmente degradáveis, o lixiviado assume a característica de lixiviado “novo” e a razão de DBO/DQO nesta fase é geralmente 0,4 ou 0,5, além de promover valores baixos de pH – potencial hidrogeniônico, devido à acidez, podendo proporcionar um aumento na concentração de metais pesados (EHRIG, 1983) e compostos nocivos ao meio ambiente (NECZAJ et al., 2008).

Na fase metanogênica da decomposição anaeróbia, as arqueas metanogênicas degradam os ácidos voláteis e reduzem a concentração de matéria orgânica no lixiviado. Já o carbono orgânico remanescente ao processo de degradação metanogênica é proveniente das moléculas de alto peso molecular, mais resistente à degradação microbiana. Esses compostos geralmente fazem parte da composição dos lixiviados “velhos”. Neczaj et al. (2008) destacaram que durante esta fase, o lixiviado apresenta alta concentração de amônia, que constitui um problema ambiental devido seus efeitos tóxicos. Durante esta fase, a razão

DBO/DQO tem valor menor e o pH volta a aumentar (DIAMADOPOULOS, 1994). Salem et al. (2008) mediram valores próximos a 0,25, revelando que o lixiviado estava em um estado de transição do metabolismo anaeróbico, da fase acidogênica (aterro “jovem”) para a fase metanogênica (aterro “velho”).

A caracterização e determinação dos processos bioquímicos que ocorrem no interior do aterro são importantes ferramentas para determinar os impactos que o aterro sanitário pode oferecer ao meio ambiente, durante e após a sua operação (LO, 1996). No entanto, a caracterização dos lixiviados não é simples. Suas características podem variar de acordo com mudanças bioquímicas e processos físico-químicos presentes na lagoa de contenção, incluindo dissolução, precipitação, adsorção, diluição, volatilização e outros processos que influenciam nas características do lixiviado. Além de todos esses processos, a composição dos lixiviados pode mudar de acordo com a idade do aterro, sendo cada lixiviado variável e heterogêneo (KULIKOWSKA & KLIMIUK, 2008).

3.5. TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LIXIVIADOS

Para o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento, ou mesmo o aperfeiçoamento das tecnologias já existentes, é necessário o estudo das características do lixiviado, assim como da composição do subproduto gerado pelo efluente (PARK et al., 2000).

Dois importantes tipos de tratamentos de lixiviados são: o tratamento biológico (EHRIG, 1984; CONTRERA, 2003) e o tratamento físico-químico (AMOKRANE; COMEL; VERON, 1997). Os tratamentos biológicos podem ser aeróbios (ROCHA, 2005) ou anaeróbios (HOLLOPETER; DAGUE, 1994) ou a combinação dos dois tipos (CONTRERA, 2008). Quando o lixiviado reúne características de lixiviado “novo” tanto no tratamento aeróbio quanto o anaeróbio pode reduzir a carga orgânica, mas apenas dos compostos mais facilmente biodegradáveis. O tratamento físico-químico é apropriado para lixiviados onde já se foi consumido a fração orgânica facilmente degradável, sendo este recomendável antes de descarregar o lixiviado em corpos hídricos. Outros autores recomendam a osmose reversa (CHIANESE et al., 1998) como tratamento para lixiviados “velhos”, onde a carga orgânica e os sólidos dissolvidos já foram amplamente removidos.

A complexidade estrutural dos componentes presentes nos resíduos encontrados em aterros dificulta o seu tratamento biológico. Existe uma enorme variedade de compostos, inclusive de origem sintética, promovendo reações químicas, físicas e biológicas realizadas por

comunidades microbianas. Alguns compostos acabam influenciando negativamente a ação microbiana, entre eles a alta concentração de DQO, N-amoniaco (nitrogênio amoniacal) bem como a presença de compostos tóxicos e metais pesados (UYGUR & KARGI, 2004). Igualmente, no lixiviado produzido pela degradação desses resíduos, existe uma cadeia de constituintes na sua composição, sendo impossível considerar um único processo de tratamento viável.

Ao analisar as publicações presentes na literatura, na área de tratamento biológico de lixiviados, Contrera (2008) notou que nenhum dos tratamentos biológicos apresentados foi capaz de atingir isoladamente concentrações reduzidas em termos de DQO e que, na maioria dos casos, as eficiências foram maiores onde se utilizaram sistemas mistos de tratamentos, compostos por reatores biológicos e sistemas físico-químicos.

A implementação de um sistema integrado, englobando tratamentos biológicos, físicos e químicos pode abranger um leque maior de tratabilidade (ZIYANG et al., 2009). Os reatores biológicos são bons redutores de carga orgânica, quando os afluentes apresentam altas cargas e não são recalcitrantes ao tratamento biológico (CONTRERA, 2008). Os tratamentos físico-químicos têm sido frequentemente usados como complemento a algum tipo de tratamento biológico, porém são tratamentos dispendiosos. Os métodos de tratamento anaeróbio são direcionados para lixiviados mais concentrados, oferecendo baixos custos, produção de biogás reaproveitável (metano), e produção de um resíduo sólido (lodo) livre de patógenos, onde poderá até ser reutilizado como material de cobertura do próprio aterro (KENNEDY e LENTZ, 2000).

Um tipo de tratamento estudado recentemente é o lixiviado combinado com o esgoto doméstico, e vem apresentando resultados positivos (UYGUR & KARGI, 2004, NECZAJ et al. 2007, DIAMAPOULOS et al., 1997, CASTRO, 2001). No entanto, essa metodologia vem sido questionada em relação à presença de compostos recalcitrantes, N-amoniaco e metais pesados no lixiviado que acabam sendo adicionados ao esgoto doméstico, podendo reduzir a eficiência do tratamento, além de sua influência negativa no metabolismo dos consórcios microbianos responsáveis pela degradação. A solução para este problema é o estudo da proporção ideal entre o lixiviado e o esgoto doméstico, para que esta influência seja amenizada (RENOU et al., 2008).

A utilização do processo anaeróbio no tratamento de efluentes sanitários é considerada uma técnica relativamente recente, pois vem sendo utilizada há pouco mais de cem anos. Diversos estudos realizados na década de 1920 e 1930, como a influência da temperatura sobre a velocidade de digestão, da importância da inoculação e do controle de pH em sistemas

anaeróbios levaram a um melhor entendimento do processo. Já na década de 1970 várias configurações de reatores anaeróbios de alta taxa foram desenvolvidas para tratamento de águas residuárias industriais, como leito fluidizado e o reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) (FORESTI et al., 1999).

Nesta contextualização, a utilização do processo anaeróbio desponta como alternativa promissora, haja vista, biodisponibilizar uma grande variedade de resíduos orgânicos putrescíveis, produzindo composto com características essenciais de agente condicionador de solo e um representativo potencial energético, advindo do gás metano (LEITE et al., 2003). O processo de digestão anaeróbia pode ser acelerado com a operação de reatores de fluxo contínuo ou batelada, muito eficientes para tratar os líquidos poluentes com elevada carga orgânica (FORESTI et al., 1999). No geral, o processo de bioestabilização anaeróbia é regulado por uma série de fatores, dentre os quais se podem destacar: concentração de sólidos; umidade; temperatura; alcalinidade e pH; nutrientes, entre outros. (LEITE et al., 2003).

Para avaliar a tratabilidade do lixiviado, é importante a realização de uma caracterização dos parâmetros físico-químicos: DQO, DBO, pH, alcalinidade, série sólidos, nitrogênio total e amoniacal, entre outros. Torna-se necessário encontrar um inóculo apropriado que contenha o consórcio de microrganismos necessários para o processo de degradação. No caso deste trabalho, a digestão anaeróbia elimina a necessidade de se avaliar a DBO no lixiviado em estudo, já que a avaliação dos parâmetros será realizada em ambiente anaeróbio. Porém, a relação DBO/DQO indica o nível de biodegradabilidade presente no aterro e conseqüentemente a sua “idade”, característica importante a ser avaliada.

3.6. FILTRO BIOLÓGICO ANAERÓBIO OPERADO EM BATELADA SEQUENCIAL

A utilização de filtros biológicos anaeróbios já é um processo consagrado no tratamento de águas residuárias (BIDONE et al., 2007), e foi desenvolvido como alternativa aos reatores de fluxo contínuo, com a realização de pesquisas de aplicação prática no tratamento de resíduos sólidos e de águas residuárias.

A configuração de um filtro biológico anaeróbio operado em batelada sequencial constitui um filtro anaeróbio preenchido com material inerte, com a função de imobilizar a biomassa por aderência em meio suporte fixo (KATO et al., 1999). Apresenta vantagens como: boa retenção de biomassa, simplicidade de operação e flexibilidade. A sua operação convencional é constituída por três etapas: alimentação, reação e descarga. Podem apresentar

fluxo ascendente, horizontal ou descendente. Os filtros de fluxo ascendente têm sido significativamente utilizados em pesquisas aplicados ao tratamento de esgotos (ANDRADE NETO et al., 1999).

Na etapa de alimentação do filtro, um volume predeterminado de afluente é misturado à biomassa (Figura 3.3a), de modo a permitir o melhor contato possível, para que na fase seguinte, de reação, a matéria orgânica seja convertida a metano. A mistura e o contato biomassa-afluente ocorrem durante o fluxo nos interstícios, sendo importante uma distribuição uniforme do afluente, bem como a disposição e forma do material suporte, para evitar passagens preferenciais. Desta forma, é importante que não haja formação de zonas mortas ou fluxos preferenciais, que resultem em espaços ou condições no interior onde não seja favorável o contato entre o afluente e a biomassa, prejudicando o seu desempenho.

A fase de reação (Figura 3.3b) é a mais importante do processo, pois parte da matéria orgânica presente na água residuária é convertida a metano, representando muitas vezes 80 % ou mais do tempo total do ciclo (HOLLOPETER; DAGUE, 1994). O tempo gasto nesta etapa dependerá da composição da água residuária, da concentração de sólidos presentes, da carga orgânica, da concentração de biomassa, da temperatura e da qualidade exigida do efluente (SUNG; DAGUE, 1995). Na prática, a carga orgânica do afluente a ser aplicado deve ser menor que a máxima capacidade do reator, uma vez que este nunca opera em condições ideais, e por uma questão de segurança operacional, não se deve trabalhar próximo de sua capacidade limite (KATO et al., 1999).

Figura 3.3: Fluxo hidráulico e mistura no interior do filtro biológico. Transporte de substrato no interior do reator. (a) Contato lixiviado-biomassa. (b). Transporte de substrato para a superfície de biomassa imobilizada

Fonte: Kato et al., (1999)

Biorreatores de leito fixo têm sido cada vez mais utilizados no tratamento anaeróbio de águas residuárias, devido ao seu bom desempenho, estabilidade e também em virtude do seu alto tempo de retenção celular.

Os reatores de batelada sequencial são amplamente usados na remoção de DQO e fosfato, bem como nitrogênio (KARGI, 2002). Em alguns estudos, o tratamento é dividido em fases, que se alternam: anaeróbia, aeróbia e anóxica.

Uygur e Kargi (2004) utilizaram o reator de batelada sequencial na remoção de nutrientes presentes em lixiviado. Neste estudo ele foi operado em 5 fases (Anaeróbia/Anóxica/Óxica/Anóxica/Óxica) com 7 horas de duração em cada ciclo, totalizando 21 horas de operação (3 vezes cada ciclo). Resultou em remoção de 62% para DQO, 31% para nitrogênio amoniacal e 19% de fosfato, sendo considerado como apropriado para a remoção efetiva de nutrientes. Este mesmo reator foi testado com o lixiviado misturado com esgoto sanitário em igual proporção e obteve resultado superior sobre o lixiviado puro (64% para a DQO, 23% para o nitrogênio amoniacal e 26% para o fosfato) comprovando a eficácia desta tecnologia para a remoção de nutrientes de águas residuárias.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Descrição dos locais de coleta dos lixiviados

As coletas foram realizadas em aterros sanitários de seis municípios localizados no interior do Estado de São Paulo, e estão descritos a seguir:

4.1.1. Aterro Sanitário de São Carlos-SP

A região do aterro sanitário de São Carlos-SP está localizada na Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 13. O município de São Carlos encontra-se na região central do Estado de São Paulo, apresentando uma área territorial de aproximadamente 1140 km², dos quais 70 km² constituem a sua área urbana. É um importante centro regional industrial, com a economia fundamentada em atividades industriais e na agropecuária. Sua população é de 220 mil habitantes e são produzidas atualmente cerca de 160 toneladas de resíduos por dia, segundo a “São Carlos Ambiental”, empresa responsável pela administração e operação dos sistemas de coleta de resíduos domiciliares e sua disposição no aterro, bem como a operação do aterro

O aterro sanitário foi construído em 1989, pela Prefeitura Municipal de São Carlos e desde 1995 é administrado e operado pela iniciativa privada. A área total do aterro é de 10,63 hectares e localiza-se a noroeste da área urbana (Figuras 4.1 e 4.2), na Fazenda Guaporé, distante cerca de 15 km do centro da cidade. Suas coordenadas geográficas são 21°57'S e 47°55'W. O acesso dá-se pela SP-310, Rodovia Washington Luiz, km 240, por uma estrada de terra vicinal.

A operação deste aterro acontece desde o início da década de 90, e atualmente encontra-se em seu limite de capacidade, ou seja, possui sua vida útil esgotada. De acordo com a Prefeitura Municipal de São Carlos, o aterro sanitário foi planejado para receber resíduos de origem domiciliar, os quais são coletados pelos serviços de coleta regular do município. Os resíduos de origem industrial que apresentam um alto grau de periculosidade não são recebidos para disposição final.

Figura 4.1: Imagem de satélite de São Carlos

Fonte: Google Earth (2010)

No ano de 2001, a primeira célula teve sua capacidade de recebimento de resíduos esgotada, sendo assim, houve a necessidade de uma primeira ampliação do aterro com a construção de uma área emergencial. Esta nova área recebeu como impermeabilização apenas uma camada de argila. Já em 2005, houve novamente uma ampliação do aterro, onde a impermeabilização foi feita de manta de polietileno de alta densidade (PEAD) de 2 mm de espessura. Em 2008, deram-se início as obras da terceira ampliação, onde a previsão de vida útil foi de aproximadamente 25 meses. Com o esgotamento das áreas ampliadas, será executada uma camada final de cobertura, com espessura mínima de 60 cm seguido do plantio de gramíneas.

A Figura 4.5 ilustra o momento da coleta do lixiviado na lagoa 2 do aterro de São Carlos. A coleta foi realizada direto da entrada do lixiviado na lagoa de contenção (Figura 4.5a e 4.5b). Foram coletados aproximadamente 100 litros de lixiviado (Figura 4.5c).

Figura 4.5: Realização da coleta do lixiviado na lagoa de contenção do aterro sanitário de São Carlos. (a) Local exato da coleta do lixiviado. (b) Local de entrada do lixiviado na lagoa de contenção. (c) Total de lixiviado coletado: aproximadamente 100 litros.

Dados do último Inventário Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo, avaliação realizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011) revelou que o município de São Carlos gerou 125,7 toneladas de resíduos por dia e apresentou o IQR igual a 7,9, referente ao ano de 2009, considerada uma condição controlada. Não é um valor satisfatório, já que esse índice veio diminuindo em relação aos anos anteriores (Figura 4.6), e manteve-se na faixa de 8, até o ano de 2011.

Figura 4.6: Evolução do IQR do município de São Carlos.

Fonte de dados: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

4.1.2 Aterro Sanitário de Araraquara-SP

O município de Araraquara encontra-se na região central do Estado de São Paulo, apresentando uma área territorial de aproximadamente 1.006 km², dos quais 77,37 km² constituem a sua área urbana. Atualmente sua população é de 200 mil habitantes, segundo o site oficial da Prefeitura Municipal de Araraquara.

Há alguns anos o destino final de todo resíduo coletado é o aterro de Araraquara, que antes era um lixão e hoje é classificado como um aterro controlado (Figura 4.7). O aterro deste município apresenta uma área territorial de aproximadamente 80.000 m² e localiza-se a noroeste do centro urbano, na Av. Gervásio Brito Teixeira, 750, Jardim Pinheiros e coordenadas 21°45'S e 48°07'W, próximo ao km 74 da Rodovia Antonio Machado Sant'ana SP 255 e ao Parque Ecológico do Pinheirinho.

Figura 4.7: Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Araraquara
Fonte: Lopes (2007).

A área onde funciona o aterro é denominada Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Araraquara (CTRS). Nela são realizadas a disposição final dos RSD, a triagem dos

materiais recicláveis e o tratamento dos resíduos de serviços de saúde através do incinerador, que no momento encontra-se desativado.

Em 2003, a prefeitura de Araraquara transferiu as atividades de gestão e de gerenciamento do tratamento e deposição dos RSD e de RSS para o Departamento Autônomo de Águas e Esgotos (DAAE) do município. Na mesma época foram contratados por uma cooperativa, catadores para trabalharem na estação de triagem do aterro (Figura 4.8).

Figura 4.8: (a) Aterro Sanitário de Araraquara, com as atividades encerradas. (b) Vista da Central de Triagem de Recicláveis.

Segundo dados do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares do Estado de São Paulo, no ano de 2011, o município de Araraquara gerou 122,8 toneladas de resíduos por dia e com base no IQR (CETESB, 2011), indicou que o aterro de Araraquara recebeu nota 10 referente aos anos de 2009, 2010 e 2011 (Figura 4.9). No entanto, a capacidade de deposição de RSD do aterro de Araraquara está esgotada, já que o tempo de vida útil do mesmo foi de 30 anos. No momento, conforme o Departamento Autônomo de Água e Esgotos (DAAE), os RSD estão sendo destinados diariamente ao aterro sanitário de Guataparã – SP desde 2009, localizado a 54,4 km de distância da cidade.

Figura 4.9: Evolução do IQR para o município de Araraquara.

Fonte de dados: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

A Prefeitura Municipal de Araraquara informou que o projeto de um novo aterro já vem sendo desenvolvido e em cerca de 2 a 3 anos estará pronto com vida útil de aproximadamente 30 anos.

A Figura 4.10 ilustra o momento da coleta do lixiviado na lagoa de contenção do aterro de Araraquara. A coleta foi realizada direto da lagoa de contenção (Figura 4.10a e 4.10b). Foram coletados aproximadamente 120 litros de lixiviado (Figura 4.10c).

(d)

(e)

(f)

Figura 4.10: Realização da coleta do lixiviado na lagoa de contenção do aterro sanitário de Araraquara. (a) Coleta realizada direto da lagoa de contenção. (b) Lagoa de contenção de lixiviado. (c) Total de lixiviado coletado: aproximadamente 120 litros.

4.1.3 Aterro Sanitário de Rio Claro-SP

O município de Rio Claro encontra-se na porção centro-leste do estado de São Paulo, apresentando uma população de aproximadamente 186 mil habitantes. Sua área territorial é de 498 km² segundo os dados do IBGE (2010). O aterro sanitário desta cidade localiza-se a aproximadamente 3 km do centro da cidade, ao lado da Rodovia Fausto Santo Mauro (SP-127), a qual interliga os municípios de Rio Claro e Piracicaba. Apresenta uma área total de cerca de 140 m², sendo que apenas 90 m² são utilizados para disposição final dos resíduos.

O aterro sanitário de Rio Claro encontra-se em operação para o recebimento de resíduos desde o ano de 2001. A vida útil do aterro foi projetada para aproximadamente 16 anos, tendo em vista um recebimento de 102 toneladas de resíduos sólidos domiciliares por dia conforme o Relatório Ambiental Preliminar (RAP), o qual foi protocolado para adquirir a licença ambiental de seu funcionamento.

Desde julho de 2009, o aterro é operado pela empresa Qualix Serviços Ambientais Ltda, a qual assinou um contrato com a prefeitura de Rio Claro. A partir de maio de 2010, todo o lixiviado gerado no aterro passou a ser tratado, devido à instalação de quatro aeradores nas lagoas. Estes aeradores são equipamentos constituídos por pás, as quais têm como função oxigenar o lixiviado, ou seja, aumentam a velocidade de sua decomposição. Atualmente três lagoas estão ativas e uma quarta está um processo de finalização.

O município de Rio Claro, segundo dados do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares do Estado de São Paulo, gerou 91,5 toneladas de RSD/dia no ano de 2011 e, com base no IQR (CETESB, 2011), demonstrou que o aterro de Rio Claro recebeu nota 7,4, ou seja, encontra-se funcionando em condições controladas (Figura 4.11).

Figura 4.11: Evolução do IQR para o município de Rio Claro.

Fonte de dados: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

A coleta no aterro sanitário de Rio Claro foi realizada na última lagoa do sistema de tratamento de lagoas aeradas. O dia estava chuvoso, e a coleta foi realizada com a ajuda do funcionário local (Figura 4.12).

(a)

(b)

Figura 4.12. Coleta do lixiviado no aterro sanitário de Rio Claro. (a) Sistemas de tratamento de lagoas aeradas. (b) Coleta realizada direto da lagoa de contenção.

4.1.4 Aterro Sanitário de Ribeirão Preto

O município de Ribeirão Preto situa-se na região Nordeste do Estado de São Paulo, mais precisamente na porção Norte-nordeste da Bacia do Paraná, e apresenta uma população de aproximadamente 600 mil habitantes. Sua área territorial é de 650 km², onde a área urbana representa mais que 50% (IBGE, 2010).

Por volta de 1974, os resíduos sólidos começaram a ter como destino final, um lixão, mais conhecido como “Antigo Lixão Juliana”. Sua localização ficava sobre a área correspondente ao Aquífero Guarani, ou seja, totalmente inadequada para a realização da descarga de resíduos, já que este processo apresenta grandes chances de contaminação do solo, e consequentemente, dos lençóis freáticos. No entanto, a Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto permitiu o seu funcionamento até 1979, o que acarretou em problemas ambientais que ainda estão sendo supervisionados até os dias de hoje (MUÑOZ, 2002).

De 1979 até 1989 novamente foi habilitada uma área correspondente a uma zona do arenito da formação Botucatu, ou seja, inadequada para a disposição de resíduos. Esta área foi denominada como “Lixão de Serrana”, localizado a 7,5 km da cidade de Ribeirão Preto. Neste local eram destinados RSD e RSS, os quais eram transportados por caminhões e lançados em buracos abertos no solo, sendo recobertos por uma camada de terra ou cal (MUÑOZ, 2002).

Em 1990, foi construído um aterro sanitário de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987) para receber todos os resíduos sólidos do município de Ribeirão Preto. Neste mesmo local, foi instalado também um incinerador a calor seco com o objetivo de tratar os resíduos de serviço de saúde antes de serem dispostos no aterro (MUÑOZ, 2002).

Esta nova área de destinação dos resíduos localiza-se nas margens da Rodovia Mário Donegá, a qual oferece acesso às cidades de Dumont e Pradópolis, próximo ao Anel Viário (Figura 4.13). Suas coordenadas estão entre 21°10' a 21°15' de latitude Sul e 47°50' a 47°51' de longitude Oeste (MUÑOZ, 2002).

Figura 4.13: Foto Aérea do Aterro Sanitário de Ribeirão Preto.
Fonte: Google Earth (2011)

Com 19 anos de funcionamento, a CETESB demonstrou interesse na realização do encerramento do aterro sanitário. O órgão responsável pela área de limpeza urbana e meio ambiente da cidade é o Departamento de Água e Esgotos de Ribeirão Preto (DAERP), sendo assim, responsável também pela operação do aterro.

Segundo dados do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares do Estado de São Paulo, o aterro sanitário de Ribeirão Preto esteve em funcionamento até o ano de 2008. Atualmente os resíduos gerados por este município estão sendo destinados ao aterro sanitário de Guataporã, o qual é administrado pela Empresa de Saneamento e Tratamento de Resíduos S/A (ESTRE). E com base no IQR, (CETESB, 2011), demonstrou que o aterro de Guataporã recebeu nota 10, ou seja, encontra-se funcionando em condições adequadas (Figura 4.14).

Figura 4.14: Evolução do IQR do município de Ribeirão Preto.

Fonte: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

4.1.5 Aterro Sanitário de Catanduva

O município de Catanduva está localizado na região Noroeste do estado de São Paulo e apresenta uma área territorial de aproximadamente 290 km². Sua população, segundo dados do IBGE (2010) encontra-se por volta de 112 mil habitantes. O aterro sanitário deste município, mais conhecido como Centro de Gerenciamento de Resíduos (CGR) Catanduva, foi inaugurado em julho de 2009 para receber os resíduos domiciliares de Catanduva e região.

O aterro sanitário apresenta uma área total de 1.038 m², da qual apenas 35 m² está em operação atualmente. É administrado por uma empresa terceirizada denominada CGR Catanduva, a

qual prevê uma vida útil de aproximadamente 20 anos para o aterro levando-se em consideração que o mesmo receba cerca de 150 toneladas de resíduos diariamente. Segundo dados do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares do Estado de São Paulo, o município de Catanduva gerou 56,2 toneladas de RSD/dia no ano de 2011 e, com base no IQR (CETESB, 2011), demonstrou que o aterro deste município recebeu nota 8,4, ou seja, encontra-se funcionando em condições adequadas (Figura 4.15).

Figura 4.15: Evolução do IQR do município de Catanduva.

Fonte: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

A coleta no aterro sanitário de Catanduva foi realizada direto da pequena lagoa de contenção que recebe o lixiviado (Figura 4.16).

(a)

(b)

Figura 4.16: Coleta do lixiviado no aterro sanitário de Catanduva (a) Lagoa de contenção que recebe o lixiviado gerado no aterro. (b) Aterro sanitário de Catanduva.

4.1.6 Aterro Sanitário de Votorantim

O município de Votorantim localiza-se na região Sudoeste do Estado de São Paulo e sua área territorial é de 183 km², sendo que a maior parte desta área é rural. Sua população é de aproximadamente 110 mil habitantes (IBGE, 2010).

O novo aterro sanitário de Votorantim foi inaugurado em 2009. Situa-se às margens da rodovia Raimundo Antunes Soares (SP-79), ficando ao lado do lixão onde eram depositados os resíduos. Sua área é de 90 m² e suas coordenadas são 23° 37' 38,37" S e 47° 27' 55,97" O. Apresenta capacidade para a construção de oito células de depósitos, sendo que cada uma possuirá 5 m² e duração de cinco anos.

A vida útil do aterro é calculada em aproximadamente 39 anos, considerando 51,3 toneladas de RSD por dia (valor abaixo do observado em 2010, 52,3 t/dia), no entanto, durante a sua operação, espera-se ampliar a sua vida útil em até 10 anos através de ações relacionadas à educação ambiental e a realização da seleção de materiais recicláveis. O órgão responsável pela administração do aterro é o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Votorantim, o qual terceirizou os serviços de coleta de lixo e operação e manutenção do aterro. Segundo dados cedidos pela administração do aterro, cerca de 80 a 90% dos resíduos destinados ao local são de origem orgânica e o restante é direcionado para reciclagem, em função da alta eficiência da coleta seletiva que é realizada nos bairros do município.

No ano de 2011, segundo o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares do Estado de São Paulo, o município de Votorantim gerou 52,8 toneladas de RSD/dia. E com relação ao IQR, o aterro apresentou nota 8,9, funcionando em condições adequadas (Figura 4.17).

Figura 4.17: Evolução do IQR do município de Votorantim.

Fonte: Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, CETESB-2011.

4.2 COLETA DAS AMOSTRAS

Foram coletadas amostras de lodo e de lixiviados, como descrito nos itens subsequentes:

4.2.1 Coleta e preparação do lodo

A primeira etapa deste trabalho consistiu na preparação da biomassa a ser imobilizada nos suportes do filtro biológico. Ela teve início com a coleta do lodo da lagoa 2 de lixiviados do aterro sanitário de São Carlos-SP, que contém uma variedade de microrganismos já adaptados, de forma a favorecer o sistema de tratamento e diminuir o tempo de adaptação dos filtros anaeróbios (CONTRERA, 2008). Possui consistência fluida, semelhante a uma lama escura e fina, de difícil sedimentação (Figura 4.18) e adequada ao meio suporte utilizado no filtro biológico.

Figura 4.18: Aparência do lodo da lagoa de lixiviado no momento da coleta.

Para a realização da coleta, foi desenvolvida uma nova metodologia com um coletor em forma de êmbolo, medindo aproximadamente 1,30 m gentilmente cedido pelo Prof.º Dr. Frederico Fábio Mauad, conforme observado nas figuras 4.19a e 4.19b. A amostra foi coletada e armazenada imediatamente em galões de 20L (Figuras 4.19c e 4.19d).

(a)

(b)

(c)

(d)

Figura 4.19: a) Coletor utilizado na retirada de lodo do fundo da lagoa de lixiviado. b) Detalhe do funcionamento do coletor. c) Pesquisador do NEPER utilizando o coletor. d) Armazenamento imediato do lodo em galões de 20 litros.

O lodo apresentou pedaços de galhos, plantas e impurezas em geral, o que levou a necessidade a peneirá-lo para a retirada do material grosseiro antes de iniciar o teste de atividade da biomassa (Figura 4.20).

Figura 4.20: Lodo sendo peneirado antes do teste de atividade da biomassa.

4.2.2 Teste de Atividade do Lodo

Para este teste inicial foi montado um experimento com garrafas PET de dois litros simulando um reator em batelada, como apresentado na Figura 4.21.

O experimento foi mantido a temperatura de $30^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ e teve a duração de 8 dias, sendo agitado manualmente uma vez por dia. Em cada reator foi adicionado 500 mL de lodo da lagoa de lixiviado previamente peneirado, 1L de lixiviado coletado na mesma lagoa e 2mL de etanol para cada litro de lixiviado, como fonte de carbono adicional ao sistema (Tabela 4.1).

Foi preparado um reator Controle, apenas com 1500 mL de lixiviado e 2 mL de etanol, e um Branco com 1500 mL de água. Para a medida do desempenho do reator, foi escolhida como parâmetro a produção de gás. O *headspace*⁽¹⁾ da garrafa foi eliminado para que a produção de gás pela biomassa fosse observada.

Figura 4.21: (a) Reatores do teste de atividade do lodo. (b) Reatores com *headspace* eliminado.
(1) *Headspace*: Atmosfera presente no interior dos reatores.

Tabela 4.1: Teste realizado para a avaliação da atividade da biomassa.

Reator	Inóculo	Volume de Lixiviado	Substrato Adicionado
Branco	-	-	-
Controle	-	1500 mL	2 mL etanol (92,8%)
Lodo 1	500 mL de Lodo	1000 mL	2 mL etanol (92,8%)
Lodo 2 ⁽¹⁾ (r)	500 mL de Lodo (r)	1000 mL	2 mL etanol (92,8%)

⁽¹⁾(r): réplica

4.2.3 Preparo do suporte para a imobilização da biomassa nos filtros biológicos

O suporte para a imobilização da biomassa foi cuidadosamente preparado para que não houvesse o fenômeno de colmatção da espuma durante a operação do filtro, provocando o entupimento sistema. A espuma cortada em tiras de 1 cm, adquirida de empresa especializada em fabricação de colchões, localizada em São Carlos-SP, foi encaixada dentro de bobes, adquirido de empresa especializada em fabricação de peças de plástico. Após a espuma ser encaixada, os bobes (anéis) foram cortados em espaços de 1cm (Figura 4.22 a). Os elementos de recheio ficaram com o aspecto demonstrado na figura 4.22b.

Figura 4.22: (a) Pesquisadora cortando o bobe recheado pela espuma de densidade 23 kg/m³ para servir de suporte para a biomassa. (b) Bobes cortados com 1cm de lado.

Após serem cortados, os elementos de recheio foram submersos em água e permaneceram por 24 horas, para que ficassem úmidos e facilitassem a etapa seguinte, conforme ilustrado na Figura 4.23a. Depois de umedecidos, os elementos de recheio ficaram submersos no lodo por mais 24 horas. Retirou-se o excesso de lodo (Figura 4.23b) e então o reator foi completado com os elementos de recheio devidamente preparados com a biomassa (Figura 4.23c).

Figura 4.23: Preparo do suporte de imobilização da biomassa. (a) O suporte em contato com água. (b) Suporte em contato com o lodo. (c) Enchimento do filtro biológico.

4.2.4. Coleta dos Lixiviados

As coletas dos lixiviados foram realizadas em aterros sanitários de seis diferentes cidades do interior do Estado de São Paulo: São Carlos, Araraquara, Rio Claro, Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim. Foram coletados aproximadamente 100L de lixiviado em cada local, transportados em galões de 20L cada. Na Tabela 4.2 estão apresentadas as datas das coletas.

Em São Carlos, a coleta foi realizada na entrada da lagoa de contenção, no momento de sua geração. Já nos aterros de Araraquara, Ribeirão Preto e Catanduva a coleta foi realizada em tanques de contenção, mas como a vazão de lixiviado neste dia era muito baixa, inviabilizou a coleta na entrada do tanque, sendo esta realizada direto da lagoa. A coleta no aterro de Rio Claro foi realizada na última lagoa do complexo de tratamento de lagoas aeróbias. Em Votorantim o lixiviado foi coletado pelo funcionário do SAAE-Votorantim, José Francisco de Pontes, direto do caminhão com o lixiviado que chegou para ser tratado na Estação de Tratamento de Esgoto.

Tabela 4.2: Datas das coletas realizadas em aterros de seis municípios do interior do Estado de SP.

Município	Mês/ano
São Carlos	Julho/2010
Araraquara	Novembro/2010
Rio Claro	Janeiro/2011
Ribeirão Preto	Fevereiro/2011
Catanduva	Abril/2011
Votorantim	Julho/ 2011

Após a coleta, os lixiviados foram caracterizados e armazenados em câmara fria a 5°C.

4.3. OPERAÇÃO DOS FILTROS BIOLÓGICOS

Foram confeccionados dois filtros biológicos idênticos, conforme descritos nos itens subsequentes:

4.3.1 Descrição dos Filtros Biológico Anaeróbios Operado em Batelada Sequencial

Foram confeccionados dois filtros biológicos anaeróbios em acrílico utilizando-se tubos com 15 cm de diâmetro. A Figura 4.24 esquematiza os reatores construídos, bem como suas dimensões.

Figura 4.24: Filtro biológico anaeróbico operado em batelada sequencial (medidas em metros) (a) Saída do efluente. (b) Saída de gás. (c) Amostrador. (d) Entrada do afluente. (e) Bomba. (medidas em metros. Escala 1:10).

Os reatores foram operados com fluxo ascendente e preenchidos com meio suporte inerte para permitir a retenção da biomassa anaeróbia no reator. O suporte de imobilização da biomassa são cubos (1 cm de lado) de espuma de poliuretano com densidade de 23 kg/m^3 (porosidade de leito de 40%).

As operações sequenciais a cada ciclo como alimentação, reação e descarga, foram feitas manualmente, envolvendo abertura/fechamento de válvula e recirculação na alimentação e descarte do efluente. A Figura 4.25 permite observar os filtros dentro da câmara climatizada a $30^\circ\text{C} \pm 2$.

Figura 4.25: Filtros biológicos no interior da câmara climatizada.

Os reatores tem capacidade de tratamento de aproximadamente 8L de lixiviado (volume líquido) por ciclo. No reator com suporte de espuma, o volume útil é dado pelo volume líquido e o volume de material suporte. A descrição dos reatores é apresentada na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Descrição dos filtros biológicos anaeróbios em batelada sequencial.

Características	Medidas
Material	acrílico
Volume Total (V_T)	$0,011 \text{ m}^3$
Volume Útil (V_U)	$0,0097 \text{ m}^3$
Volume para Suporte (V_S)	$0,0088 \text{ m}^3$
Volume de Gás (V_G)	$0,0018 \text{ m}^3$
Altura (L)	0,65 m
Diâmetro (D)	0,15 m
L/D	4,33

4.3.2 Adaptação da biomassa ao tratamento anaeróbio nos filtros biológicos

O experimento foi realizado em filtros biológicos a $30^\circ\text{C} \pm 2$, localizados nas dependências do Laboratório de Resíduos Sólidos da EESC - USP. Os dois filtros eram idênticos, denominados RA e RB, operados simultaneamente e com o lixiviado de São Carlos.

A primeira fase do experimento consistiu na adaptação da biomassa ao processo anaeróbio. Segundo Speece (1996) a adaptação da biomassa é necessária quando ela é confrontada com um substrato que requer enzimas adicionais, rotas metabólicas diferentes, ou apresenta condições ambientais que não as encontradas anteriormente para aquela fase de crescimento bacteriano. Apesar da biomassa utilizada no reator já estar em contato com o substrato utilizado (lodo coletado do fundo da lagoa de lixiviado do aterro de São Carlos), foram necessários aproximadamente 3 meses para a biomassa se adaptar à nova dinâmica do tratamento.

Os filtros foram alimentados com o lixiviado do aterro de São Carlos, e operados durante oito bateladas, com duração de 5 a 10 dias. A vazão de circulação do lixiviado no filtro foi de 24 horas. A concentração de DQO foi o parâmetro utilizado para acompanhar a adaptação da biomassa e estabilidade do processo de tratamento. O filtro biológico foi operado até estabilidade, ou seja, até que o desempenho não variasse muito entre um ciclo e outro. Verificada a aparente estabilidade, foi realizado um perfil temporal dos parâmetros.

4.3.3 Operação dos filtros biológicos

Após o período de adaptação, os filtros foram operados com lixiviados de diferentes procedências, conforme já citado anteriormente no item 4.3.2. Se o lixiviado apresentasse sinais de tratabilidade após dois meses de tratamento, este seria prorrogado por mais dois meses, totalizando quatro meses de tratamento. Caso o lixiviado não apresentasse sinais de tratabilidade, o reator seria reabilitado com a adição de etanol e extrato de levedura no afluente e em seguida seria utilizado lixiviado de outra cidade.

4.4. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E EXAMES MICROBIOLÓGICOS DAS AMOSTRAS

A Tabela 4.3 contém os parâmetros analisados, bem como o tipo de amostra e a metodologia empregada. As análises e exames descritos foram realizados no Laboratório de Saneamento e os exames microbiológicos conduzidos no Laboratório de Processos Biológicos (LPB), localizado no campus 2 da USP, em São Carlos.

Todas as demais análises foram realizadas segundo o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) com exceção da determinação de ácidos

voláteis, que foi feita de acordo com a metodologia desenvolvida por Dilallo e Albertson (1961), e o monitoramento da produção de biogás, que foi realizado pelo método de absorção do CO_2 (presente no biogás produzido pelos microrganismos) em solução de NaOH (5%), provocando o deslocamento da solução para uma proveta, indicando o volume de metano produzido. Uma mangueira de látex conecta o filtro biológico ao aparato, por onde o biogás produzido é deslocado até a solução de NaOH, armazenada em um erlemeyer vedado. Outra mangueira, em contato com a solução alcalina, é fixada à base de uma proveta, por onde a solução de NaOH se desloca do erlemeyer para a proveta, de acordo com volume de metano produzido.

O monitoramento adotado neste trabalho foi realizado da seguinte forma: uma caracterização do lixiviado logo após a sua coleta; um acompanhamento das características do afluente e efluente de cada ciclo de batelada e por fim, um perfil temporal do processo, com 2 pontos, sendo um na primeira batelada e outro após 4 bateladas.

A seguir, os parâmetros avaliados em cada fase do monitoramento:

- ✓ **Caracterização do lixiviado (1 ponto-início):** Temperatura, pH, alcalinidade a bicarbonato, alcalinidade a ácidos voláteis, DQO total, DQO filtrada, sólidos, metais (Na, K, Cl, Mg, Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu, Cr), COT, PO_4^{3-} , ácidos voláteis, NTK, nitrogênio amoniacal e microscopia ótica.
- ✓ **Perfil Temporal (6 pontos):** pH, temperatura, alcalinidade a bicarbonato, alcalinidade a ácidos voláteis, DQO total, DQO filtrada, COT, NTK, nitrogênio amoniacal (entrada e saída), sólidos (entrada e saída) ácidos voláteis.
- ✓ **Acompanhamento(2 pontos por batelada – entrada e saída):** pH, temperatura, alcalinidade a bicarbonato, alcalinidade a ácidos voláteis, DQO total, DQO filtrada, sólidos, ácidos voláteis e NTK, nitrogênio amoniacal.

Tabela 4.4: Parâmetros físico-químicos e biológicos monitorados, tipo de amostra coletada e metodologia utilizada.

Parâmetros	Tipo de amostra	Metodologia
pH	Líquida	Potenciometria
Temperatura	Líquida	Termômetro eletrônico
Alcalinidade	Líquida	Titulação
DQO	Líquida	Digestão e Espectrofotometria
Sólidos	Líquida	Filtração e Gravimetria
Metais	Líquida	Espectrofotometria
COT*	Líquida	Analizador de carbono
NH ₃	Líquida	Destilação e titulometria
NTK	Líquida	Digestão, dest. e titulometria
*PO ₄ ³⁻	Líquida	Espectrofotometria
Ácidos voláteis	Líquida	Cromatografia gasosa
Biogás	Gasosa	Deslocamento de NaOH
*Microrganismos	Líquida/Sólida	Microscopia Ótica

* Análises a serem realizadas nas situações já descritas e em todas as vezes que for necessário fazer a investigação de algum problema apresentado pelo sistema

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TESTE DE ATIVIDADE DO LODO

A atividade do lodo foi avaliada por meio da produção de biogás, com o preenchimento do *headspace* na garrafa (Figura 5.1). Pode-se notar que foi relevante a diferença na produção de biogás entre os reatores que continham a biomassa (Lodo 1 e Lodo 2). foram aproximadamente 500mL da garrafa pelo biogás, tanto no reator Lodo 1 e Lodo 2, ao longo de 8 dias (preenchimento de $62,5\text{mL.dia}^{-1}$), confirmando o resultado esperado para as réplicas; o Branco praticamente não produziu biogás; o Controle produziu em uma pressão bem reduzida.

Figura 5.1: Garrafas utilizadas como reatores após 8 dias de batelada.

O teste realizado indicou que a biomassa escolhida para este trabalho, retirada do fundo da Lagoa 2 de lixiviado, localizada no aterro sanitário de São Carlos, foi considerada metabolicamente ativa. O trabalho de Contrera (2008) indicou que lodos provenientes de acúmulo de lixiviados de aterros sanitários podem ser usados com melhor eficiência quando comparados a inóculos provenientes de outros tipos de tratamentos biológicos.

Foram realizados exames de microscopia óptica de contraste de fase e epifluorescência nas amostras (Figura 5.2). Os resultados dos exames revelaram a presença abundante de bacilos e *methanococos*, e algumas morfologias semelhantes à *Methanobrevibacter*. Esses microrganismos são característicos de sistemas de tratamentos anaeróbios, o que corroborou com a tese de que o contato permanente do lixiviado com o lodo na lagoa provoca a seleção

natural dos microrganismos presentes nele, favorecendo os anaeróbios e aumentando sua eficácia perante os sistemas anaeróbios (CONTRERA, 2008).

Figura 5.2: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes no lodo usado no teste de atividade de biomassa. (a) e (b) Cocobacilos (c) Morfologias semelhantes a *Methanococcus* e *Methanobrevibacter* (d) *Methanococcus* e *Methanobrevibacter* sob fluorescência.

A análise de Sólidos Totais (ST) no lodo indicou a presença de uma grande quantidade de solo. Valores de Sólidos Totais Fixos (STF) de 117 g/L e Sólidos Totais Voláteis (STV) de 44 g/L indicaram que o solo é escoado naturalmente para lagoa, já que é adicionado sobre a camada de resíduo ao final de cada dia durante a operação do aterro sanitário. Além disso, a lagoa não impermeabilizada. O solo pode também estar presente devido à ausência de sistema de drenagem de águas pluviais no entorno da lagoa favorecendo a entrada de água e solo carregados durante as chuvas nessas lagoas (Figura 5.3).

Figura 5.3: Escoamento das águas pluviais em direção à lagoa de lixiviado, em dia de forte chuva.
Fonte: Contrera (2008)

No entanto, o solo não influenciou negativamente na adesão do lodo à espuma utilizada para imobilização da biomassa no filtro biológico.

Os resultados com relação à presença de coliformes totais ($2,2 \times 10^7/100\text{mL}$) e termotolerantes (negativo) são quantificados através do número mais provável. No entanto, outros microrganismos patogênicos podem coexistir no sistema. Segue a caracterização microbiana do lodo da lagoa de lixiviados de São Carlos (Tabela 5.1).

Tabela 5.1: Caracterização microbiana do lodo da lagoa de lixiviados de São Carlos.

Parâmetros	Lodo da Lagoa
ST (g/L)	161,88
STV (g/L)	44,08
Coliformes Totais (NMP) ⁽¹⁾ /100mL)	$2,2 \times 10^7$
Coliformes Termotolerantes (NMP/gSTV)	Negativo
Bactérias Desnitrificantes (NMP/gSTV)	8×10^9
Bactérias Heterotróficas Totais (UFC/ml)	$6,64 \times 10^4$

⁽¹⁾: Número mais provável

A presença destes coliformes que se acumulam por processo de decantação na lagoa gera uma preocupação em relação à contaminação do solo e, conseqüentemente, do lençol freático, apesar do processo de digestão anaeróbia ser considerada responsável pelo decaimento de coliformes termotolerantes.

5.2. ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA AO TRATAMENTO ANAERÓBIO NOS FILTROS BIOLÓGICOS

Nesta etapa foi realizada a partida do filtro biológico e a adaptação da biomassa ao processo de tratamento anaeróbio. Utilizou-se o lixiviado gerado no aterro sanitário de São Carlos-SP em todo o período de adaptação, que durou aproximadamente 3 meses, mesmo período que Kennedy e Lentz (2000) necessitaram para aclimatar o consórcio de microrganismos presente no lodo granular inoculado em reator UASB para tratamento de lixiviados.

Durante as 8 primeiras bateladas, o TDH (tempo de detenção hidráulica) variou entre 5 e 12 dias, para que fosse observado o afluente e o efluente em relação ao consumo da DQO, principal parâmetro considerado na escolha do TDH adotado no tratamento. Foi também realizada a caracterização do lixiviado no período inicial (Tabela 5.2).

No período de partida e adaptação dos filtros biológicos, o lixiviado utilizado como afluente nas bateladas foi modificado para que a biomassa aderida aos suportes tivesse o seu crescimento garantido. Como fonte de carbono adicional foi utilizada o etanol, que é de fácil assimilação pelos microrganismos. O etanol aumentou a concentração de DQO no lixiviado, para até 10.000 mg/L na penúltima batelada de adaptação (7ª batelada).

Apesar da adição de fonte de carbono, nas quatro primeiras bateladas, não houve a diluição do lixiviado. De acordo com Contrera (2008), a diluição do lixiviado na adaptação ao sistema não é necessária. No entanto, a diluição aconteceu nas três bateladas seguintes apenas para facilitar o desenvolvimento da biomassa. Assim que a biomassa mostrou-se abundante no reator, fato visualmente perceptível, não foi mais necessário continuar com a estratégia de diluição e partiu-se para a adição de extrato de levedura, importante complemento nutricional para os microrganismos. Esse composto é rico em aminoácidos essenciais e não essenciais e possui em sua composição carboidratos, fibras alimentares, ácido ribonucléico e lipídios totais (SANTUCCI et al., 2003), sendo assim uma adequada fonte de energia para os microrganismos. A suplementação com o extrato de levedura começou com 500 mg/L da 5ª batelada à 7ª batelada da etapa de adaptação da biomassa. A partir daí a concentração foi sendo reduzida gradativamente, seguindo até a 11ª batelada (ou 2ª batelada do tratamento) com 50 mg/L. A partir da 12ª batelada não houve mais suplementação.

Tabela 5.2: Resultados da caracterização do lixiviado gerado no aterro sanitário de São Carlos-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L ⁻¹)
pH	8,54
DBO	430
DQO Bruta	3.940
DQO Filtrada	3.565
Ácidos Voláteis Totais	418
Alcalinidade Total (AT)	11.412
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	8.986
Alcalinidade Intermediária (AI)	2.426
Nitrogênio Total	2.679
Nitrogênio Amoniacal	2.215
Nitrogênio Orgânico	464
Série Sólidos	
Totais	14.468
Fixos	9.386
Voláteis	5.082
Sólidos Suspensos	
Totais	190
Fixos	58
Voláteis	132
Sólidos Dissolvidos	
Totais	14.278
Fixos	9.358
Voláteis	4.906
Carbono Total	3524
Carbono Orgânico Total	2230
Metais:	
Fosfato	22,11
Na	2400
K	2800
Ca	290
Mg	20,05
Zn	0,608
Pb	1,170
Cd	0,024
Ni	0,436
Fe	11,707
Mn	0,165
Cu	0,053
Cr	0,381

As tabelas de caracterização dos lixiviados dos outros municípios estudados estão no apêndice B.

A Tabela 5.3 demonstra a estratégia de preparação do lixiviado, a diluição e as concentrações dos componentes adicionados durante 12 bateladas e a duração de cada uma.

Tabela 5.3: Concentrações de etanol e extrato de levedura adicionada, diluições realizadas no lixiviado durante a fase de adaptação da biomassa ao tratamento anaeróbio e a duração de cada batelada.

Batelada	Etanol ⁽¹⁾ (mL/L)	Extrato de Levedura (mg/L)	Diluição	Dias
1 ^a	2	--	--	5
2 ^a	2	--	--	7
3 ^a	2	--	--	7
4 ^a	2	--	--	7
5 ^a	2	500	1:1	7
6 ^a	2	500	1:1	7
7 ^a	4	500	3:1	7
8 ^a	2	400	--	12
9 ^a	2	250	--	14
10 ^a	2	125	--	7
11 ^a	2	50	--	7
12 ^a	1	---	--	7

⁽¹⁾ Etanol comercial de limpeza: gl 92,8 INPA

A Figura 5.4 permite verificar os valores da concentração de DQO dos afluentes e efluentes, bem como a eficiência de remoção, medidos nas 12 primeiras bateladas da fase de adaptação da biomassa:

Figura 5.4: Concentração da DQO nas amostras afluentes e efluentes até a 8ª batelada na etapa de adaptação da biomassa ao tratamento anaeróbico.

O valor da concentração de **DQO** encontrado nas amostras sem qualquer adição de fontes de carbono, foi da ordem de 4000 mg/L. Com a adição do etanol e do extrato de levedura, esse valor foi aumentando gradativamente, chegando a 10.000 mg/L, no caso da 7ª batelada. À medida que houve o aumento da concentração de DQO, a eficiência de remoção também aumentava. No entanto, esse resultado já era esperado, visto que a fonte de carbono adicionada era de fácil assimilação pelos microrganismos.

A composição do biogás produzido durante a degradação anaeróbia contém em média 65 a 70% de metano e 30 a 35% de dióxido de carbono. Apesar de o hidrogênio ser um importante precursor para a formação do metano, a sua concentração no meio é baixa devido à imediata assimilação pelos microrganismos (TIMUR e ÖZTURK, 1999). Alguns autores relacionaram a produção do metano com parte do consumo de DQO (SPEECE, 1983, MCCARTY e SMITH, 1986), fato claramente observado nesta fase, já que com a adição de fonte de carbono facilmente assimilável a produção de biogás pelos microrganismos aumentou consideravelmente, tornando impossível a sua medida com o aparato montado no laboratório (dados não apresentados). Durante todo o processo de adaptação, houve uma grande produção de gás, aumentando a pressão dentro do filtro, o que levou à mistura do lixiviado com a solução de NaOH. Ocorria então o vazamento do lixiviado pela mangueira que ligava o filtro biológico ao erlenmeyer, onde havia a solução de NaOH, e com a mistura dos líquidos era impossível ocorrer a reação responsável pela separação do metano e CO₂, inviabilizando o experimento.

Foi também suposto que a outra fração da DQO assimilada pelos microrganismos seja convertida em biomassa, também observado nas últimas bateladas, quando a concentração de DQO chegou a quase 10.000 mg/L e a biomassa obteve o maior crescimento já observado.

5.3. CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO ANAERÓBIO EM FILTRO BIOLÓGICO OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAL - LIXIVIADOS GERADOS EM ATERROS SANITÁRIOS LOCALIZADOS NO INTERIOR DE SÃO PAULO

Em seguida, serão discutidos a caracterização e o processo de tratamento dos lixiviados para cada parâmetro, individualmente.

5.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O lixiviado do aterro sanitário de **São Carlos** apresentou características de lixiviado “velho”. O pH de 8,54 indicou o estágio de biodegradabilidade avançada do lixiviado, evidenciando a fase metanogênica. O aterro sanitário de **Araraquara** já está encerrado, mas como ficou em operação por 20 anos, também apresentou o valor elevado de pH (8,20). Os lixiviados dos municípios de **Rio Claro** (8,12) e **Ribeirão Preto** (8,11) apresentaram pH elevado, típico de lixiviado já estabilizado. Já os lixiviados dos aterros de **Catanduva** e **Votorantim** são considerados “novos” e os parâmetros analisados apresentaram alguns valores de acordo com esta característica, como o pH abaixo de 8,00 (Tabela 5.4).

Tabela 5.4: Resultados das análises de pH realizadas durante a caracterização dos lixiviados.

Lixiviado	pH
São Carlos	8,54
Araraquara	8,20
Rio Claro	8,12
Ribeirão Preto	8,11
Catanduva	7,50
Votorantim	7,87

O pH é um fator que apresenta grande influência no processo anaeróbio, na atividade das enzimas hidrolíticas e dos microrganismos de todo o consórcio anaeróbio, principalmente

dos microrganismos metanogênicos, que apresentam taxa de crescimento mais reduzida. O processo de digestão anaeróbia ocorre no intervalo de pH 6 a 8,3 e é também o intervalo tolerado pelas bactérias metanogênicas (LO, 1996), sendo que valores de pH fora do intervalo ótimo podem inibir o processo de degradação, levando a subestimação da biodegradabilidade (ANGELIDAKI e WENDY, 2004).

No caso do lixiviado de **São Carlos**, em grande parte das bateladas, os valores de pH ultrapassaram o intervalo ótimo para a digestão anaeróbia, chegando a apresentar valores como 8,54 e 8,51. Os lixiviados de **Araraquara**, **Rio Claro** e **Ribeirão Preto** apresentaram valores dentro do intervalo sugerido, mas este fato não influenciou positivamente no desempenho do tratamento. Já os lixiviados de **Catanduva** e **Votorantim** apresentaram valores de pH abaixo de 8 e os desempenhos durante o tratamento foram melhores (Tabela 5.5).

Tabela 5.5: Resultados das análises de pH realizadas durante o tratamento dos lixiviados.

Bateladas		1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio
Lixiviado	(1)										Padrão
São Carlos	A	8,50	8,54	8,51	8,48	8,40	8,47	8,42	8,46	8,47	0,05
	E	8,38	8,41	8,34	8,34	8,26	8,33	8,33	8,32	8,34	0,04
Araraquara	A	8,21	8,19	8,25	8,29	8,09	8,13	8,08	8,11	8,17	0,08
	E	8,08	8,08	8,05	8,04	7,98	7,93	8,01	8,06	8,03	0,05
Rio Claro	A	8,12	8,18	8,11	8,12	8,04	7,23	8,42	8,86	8,14	0,45
	E	8,12	8,03	8,02	8,05	8,04	8,14	8,16	8,03	8,07	0,06
Ribeirão Preto	A	8,74	8,11	8,11	8,24	8,18	8,12	8,08	8,13	8,21	0,22
	E	8,12	8,08	8,07	8,26	--	8,15	8,17	8,12	8,14	0,06
Catanduva	A	7,66	7,56	7,70	7,58	7,68	7,54	7,82	8,14	7,71	0,20
	E	7,81	7,67	7,60	7,60	7,52	7,54	7,72	7,87	7,67	0,13
Votorantim	A	7,87	7,93	8,03	8,09	8,17	7,8	8,06	7,86	7,98	0,13
	E	7,82	7,97	8,09	7,97	7,97	7,95	7,95	7,93	7,96	0,07

⁽¹⁾ A: Afluente; E: Efluente

Durante a 3^a batelada do tratamento de **Catanduva**, a mangueira do filtro biológico fissurou. Com a pressão exercida pelo fluxo no filtro biológico, o lixiviado foi contaminado com a solução de NaOH usada para medir a produção de biogás no sistema, levando o lixiviado a atingir o pH 9,08. Assim que foi detectado o problema, o filtro foi esvaziado e a mangueira trocada. O lixiviado contaminado foi descartado, introduzido um novo lixiviado + fonte de carbono (etanol: 2mL/L) e realizadas duas bateladas de readaptação, com a duração de

7 dias cada. Durante este período, o pH foi monitorado e voltou à faixa normal (entre 7 e 8) rapidamente, como pode ser observado na Tabela 5.6.

Tabela 5.6: Estratégia de readaptação após contaminação do lixiviado de Catanduva com solução de NaOH.

Data	Lixiviado	pH
23/05	Afluente - 3ª Batelada	7,86
24/05	Afluente - 3ª Batelada (contaminado com NaOH)	9,08
24/05 - 11:30hs	Novo afluente - Readaptação I	7,98
24/05 - 16:10hs	Novo afluente – Readaptação I	7,92
25/05	Novo afluente – Readaptação I	7,87
30/05	Efluente – Readaptação I	7,54
30/05	Novo afluente – Readaptação II	7,68
06/06	Efluente – Readaptação II	7,56

5.3.2 Temperatura

A temperatura não foi medida no momento da coleta e não integrou o quadro de caracterização. O motivo foi a diversidade das formas de coleta e armazenamento dos lixiviados nos aterros.

Em geral, a temperatura ótima para o desenvolvimento dos microrganismos em tratamentos anaeróbios varia entre 20 a 35°C, em condições mesofílicas (TRZCINSKI & STUCKEY, 2009), e depende do tipo de composto a ser degradado (RENOU et al., 2008). A câmara climatizada onde os filtros biológicos estavam instalados teve sua temperatura controlada em 30±2°C. A temperatura dos lixiviados não variou acima deste valor. Em alguns casos, esteve próxima a 32°C, como na batelada 7 do tratamento de **Rio Claro**, 5 e 6 do tratamento de **Catanduva** e 6 do tratamento de **Votorantim**, o que pode indicar que as reações metabólicas estavam acontecendo em maior quantidade ou velocidade no lixiviado. Já os tratamentos de **São Carlos** e **Ribeirão Preto** apresentaram os valores mais estáveis e em **Araraquara** ocorreram os menores valores de temperatura, não chegando a 31°C.

Durante os tratamentos, a temperatura apresentou-se da seguinte forma (Tabela 5.7):

Tabela 5.7: Valores da temperatura dos efluentes durante os tratamentos dos lixiviados.

Bateladas		1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Lixiviado	(1)	<i>Valores de temperatura em °C</i>									
São Carlos	E	31,1	31,7	30,8	30,6	30,8	30,4	30,7	30,6	31,1	0,40
Araraquara	E	30,8	30,4	30,5	30,6	30,6	30,9	30,7	30,9	30,7	0,20
Rio Claro	E	30,9	31,0	31,0	31,2	31,4	31,2	31,9	31,7	31,3	0,40
Ribeirão Preto	E	31,6	31,4	31,5	31,5	31,4	31,5	31,2	31,6	31,5	0,10
Catanduva	E	31,7	32,3	31,7	31,8	31,9	32,0	30,6	31,0	31,6	0,60
Votorantim	E	31,2	31,6	31,1	31,5	31,4	31,9	31,2	31,1	31,38	0,28

⁽¹⁾ E: Efluentes - Temperatura dos afluentes: refrigerada (5°C)

5.3.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ácidos Voláteis Totais (AVT) e Carbono Orgânico Total (COT)

Na Tabela 5.8 estão contidos os resultados da caracterização dos lixiviados estudados para os parâmetros DQO Bruta, DQO Filtrada, COT e AVT.

Tabela 5.8: Valores de DQO Bruta, DQO Filtrada, COT e AVT da caracterização dos lixiviados.

Lixiviado	DQO Bruta	DQO Filtrada	COT	AVT
<i>Valores em mg/L</i>				
São Carlos	3.940	3.565	2.230	418
Araraquara	1.598	1.709	474	246
Rio Claro	1.761	1.693	413	154
Ribeirão Preto	2.405	2.203	619	246
Catanduva	872	706	280	205
Votorantim	1.372	1.105	489	107

A caracterização do lixiviado de **São Carlos** apresentou valores pertinentes para a DQO (bruta: 3.940mg/L) em comparação a valores de lixiviados de aterros da mesma idade apresentados na literatura (DQO para aterros de 10 a 20 anos: 1.000-5.000 mg/L) (EL FADEL et al., 2002).

As relações DBO/DQO (0,11) e AVT/DQO (0,10) sugerem, segundo Contrera (2008), que o lixiviado não apresenta biodegradabilidade anaeróbia e pode ser atribuído ao fato do aterro sanitário de São Carlos estar em operação há 20 anos. Apesar de haver a separação na coleta dos lixiviados gerados nas quatro frações do aterro, o lixiviado estudado foi coletado na

entrada da lagoa 2, onde ocorre a junção de todos eles. Neste caso, o lixiviado gerado na fração mais antiga do aterro - aterro antigo - foi coletado juntamente com o da fração mais nova do aterro - 1ª, 2ª e 3ª ampliações - que pode ter atribuído esta característica mais recalcitrante ao efluente (Tabela 5.9). Imen et al. (2009) estudaram o lixiviado do aterro sanitário de Jebel Chakir, Tunísia, que também representava a mistura de lixiviado “novo” e “velho”. A caracterização desta mistura apresentou os parâmetros orgânicos acima do nível permitido para lançamento em corpos hídricos, além do valor de DBO/DQO próximo a 0,3, indicando que a matéria orgânica era recalcitrante à degradação biológica.

Tabela 5.9: Valores de DBO, DQO e da relação DBO/DQO da caracterização dos lixiviados.

Lixiviado	DBO* (mg/L)	DQO*(mg/L)	DBO/DQO*
São Carlos	430	3.940	0,11
Araraquara	93	1.598	0,06
Rio Claro	349	1.761	0,20
Ribeirão Preto	452	2.405	0,19
Catanduva	114	872	0,13
Votorantim	462	1.372	0,34

DQO: Bruta

No lixiviado do aterro de **Araraquara**, o valor da concentração de **DQO** (bruta: 1.598 mg/L e filtrada: 1.709 mg/L) apresentou valor aproximado ao esperado (DQO para aterros com mais de 20 anos: <1.000 mg/L) (EL FADEL et al., 2002), mas neste caso a análise pode ter apresentado erro, já que a DQO filtrada apresentou-se com um valor maior que a bruta. Este fato pode ocorrer quando a amostra apresenta baixa concentração de sólidos suspensos, interferindo na metodologia de análise. Já o aterro de **Rio Claro** apresentou o valor de DQO (1.761 mg/L) abaixo do esperado para sua idade (9 a 10 anos), enquanto a literatura aponta a faixa de 10.000 a 20.000 mg/L (EL FADEL et al., 2002), e pode ser atribuído ao processo de tratamento de lagoas aeradas presentes no aterro, além do predomínio de chuvas na região central do estado de São Paulo em janeiro de 2011, época em que foi realizada a coleta. No entanto, a relação DBO/DQO (0,20) apresentou-se maior que nos tratamentos anteriores (0,10 em São Carlos e 0,058 em Araraquara), mas não foi o suficiente para indicar a tratabilidade anaeróbia, assim como a relação AVT/DQO (0,13).

Em contrapartida, a coleta do lixiviado do aterro sanitário de **Ribeirão Preto**, com 21 anos de idade, foi realizada em fevereiro de 2011 em um período sem chuvas. O valor de DQO (2.405 mg/L) apresentou-se dentro do esperado na literatura e também para os aterros da região com a idade aproximada a 20 anos. A relação DBO/DQO (0,18) foi semelhante ao valor de Rio Claro (0,20) e maior que em São Carlos (0,10) e Araraquara (0,06), mas não foi o suficiente para indicar a tratabilidade anaeróbia, assim como a relação AVT/DQO (0,10).

Os aterros sanitários de **Catanduva** e **Votorantim** são “novos”, com apenas três anos de operação. No entanto, a caracterização de seus lixiviados apresentaram alguns parâmetros com valores pertinentes à caracterização dos lixiviados de aterros “velhos”, entre eles o valor de DQO (872 mg/L) para o lixiviado de **Catanduva** e (1.372 mg/L) para o lixiviado de **Votorantim** e foi considerado bem inferior aos encontrados na literatura (DQO: 16.200 a 20.000 mg/L) (TIMUR e ÖZTURK, 1999) para lixiviados de idade aproximada a 3,5 anos e (15.000 a 40.000 mg/L) para lixiviados de idade entre 0 e 5 anos (EL FADEL et al., 2002). Essa diferença entre os valores encontrados neste estudo e a literatura reflete as mudanças que podem ocorrer em um aterro sanitário a cada fase de seu ciclo de vida e como sua composição pode mudar drasticamente, introduzindo novos desafios para o desenvolvimento de tecnologias de proteção ambiental (ZIYANG et al., 2009).

No entanto, estudos indicam que aterros “novos” também podem apresentar lixiviados com baixa concentração de DQO e é cada vez mais comum devido a algumas técnicas de pré-tratamento aplicadas no próprio aterro, como a recirculação do lixiviado e ao próprio processo anaeróbio ao qual o lixiviado é submetido dentro das células (KULIKWOSKA & KLIMIUK, 2008). A atenuação involuntária de nutrientes orgânicos e minerais pelo solo das células do aterro também atua na diminuição da concentração de DQO. Além disso, em aterros novos a frente de operação é grande e quando chove a água atravessa pelo aterro, diluindo o lixiviado.

A razão entre DQO e COT reflete as características da matéria orgânica presentes no lixiviado. Pode ser usada para relacionar com a idade do aterro. A relação DQO/COT tende a diminuir conforme a idade do aterro aumenta. Estudos indicam que essa relação pode variar entre 4 (aterros “jovens”) e 1,16 (aterros “velhos”) (LO, 1996). No entanto, neste estudo, apenas os lixiviados de **São Carlos** (1,76), e **Catanduva** (3,11), apresentaram valores da relação DQO/COT de acordo com a literatura. Os lixiviados de **Araraquara**, **Rio Claro**, **Ribeirão Preto** (3,37; 4,26 e 3,89; respectivamente) apresentaram valores mais próximos aos sugeridos para aterros “novos”, e **Votorantim** (2,81), para aterros “velhos”. (Tabela 5.10).

Tabela 5.10: Valores da relação DQO/COT na caracterização dos lixiviados e das médias calculadas a partir dos resultados dos tratamentos.

Lixiviado	Caracterização	DQO*/COT	
		Afluente	Efluente
		<i>médias e desvio padrão</i>	
São Carlos	1,77	2,95 ±0,43	3,43 ±0,17
Araraquara	3,37	3,21 ±0,18	3,27 ±0,28
Rio Claro	4,26	3,82 ±0,83	3,34 ±0,54
Ribeirão Preto	3,89	3,84 ±0,36	3,42 ±0,35
Catanduva	3,11	**--	--
Votorantim	2,81	--	--

*DQO: Bruta

** Não foi medido o COT nas amostras de Catanduva e Vototrantim

Na Tabela 5.11 estão apresentados os valores de DQO obtidos nos tratamentos dos lixiviados

Tabela 5.11: Valores de concentrações de DQO, acompanhado das médias e desvio padrão durante os tratamentos dos lixiviados.

Bateladas	(1)	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Lixiviado		<i>Valores de DQO BRUTA em mg/L</i>									
São Carlos	A	5011	4854	6772	4361	4745	4413	4762	4679	4950	767
	E	4475	6036	4186	3794	3611	4030	4189	4258	4322	744
Araraquara	A	1598	1380	1559	1472	1387	1466	1432	1070	1421	161
	E	1884	1388	1398	1413	1439	1350	1315	1316	1438	186
Rio Claro	A	1761	1720	1895	1825	1803	1855	1575	1680	1764	104
	E	--	1535	1658	1643	1534	1438	1300	1443	1507	126
Ribeirão Preto	A	1703	2405	2590	2361	2113	2547	2679	2612	2376	326
	E	1624	1822	2332	2412	1922	2318	2242	2432	2138	305
Catanduva	A	959	840	775	757	679	751	740	1160	833	156
	E	530	535	539	526	454	479	527	765	544	94
Votorantim	A	1749	1486	1464	1472	2020	2664	1863	1518	1780	413
	E	1021	977	960	957	1260	1005	957	1020	1020	101

A: Afluente; E: Efluente

Conforme mencionado anteriormente, durante o início do tratamento anaeróbico dos lixiviados, nas 8 primeiras bateladas da fase de testes (RA e RB) o TDH variou entre 5 e 12

dias, e afluente e efluente foram observados em relação ao consumo da DQO. Na 9ª batelada foi realizado um perfil temporal de 14 dias, para acompanhar o consumo da DQO a cada dois dias, e definir o TDH mais adequado ao tratamento. O período em que a DQO efluente apresentou o menor valor foi entre 6 e 8 dias (Figura 5.5). Então, determinou-se 7 dias como o TDH padrão para o tratamento (para facilitar o entendimento do trabalho, este perfil, realizado na batelada anterior ao início do tratamento, foi considerado como o 1º perfil temporal e o ponto de partida para o tratamento do lixiviado de **São Carlos**) (Tabela B9-Anexo).

Na figura 5.5 pode-se observar o comportamento dos AVT no primeiro perfil temporal. A concentração inicial de AVT foi de 441 mg/L, quando aumentou em apenas dois dias para 882 mg/L. Este fato pode ser entendido se for observado o consumo de DQO no mesmo período, além da produção de biogás em grande quantidade (dados não apresentados). Estes eventos caracterizam a digestão anaeróbia, no entanto deve-se lembrar que no perfil descrito houve suplementação do lixiviado com etanol e extrato de levedura, que certamente proporcionaram a atividade metabólica dos microrganismos. A partir do 8º dia, a concentração de DQO voltou a aumentar, indicando um possível aumento na concentração da biomassa e seu desprendimento do suporte de filtro biológico.

Figura 5.5: Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.

O tratamento teve início com quatro bateladas e na quinta batelada realizou-se um novo perfil com coletas diárias. No sexto dia do perfil, o Campus 1 da USP-São Carlos esteve sem energia elétrica no momento da coleta, sendo impossível realizá-la. Por esse motivo foi

observada uma lacuna nos resultados do sexto dia do segundo perfil do tratamento de **São Carlos**.

A Figura 5.6 permite observar o comportamento da DQO e dos AVT no segundo perfil temporal do tratamento de **São Carlos**. Neste caso, a eficiência do consumo da DQO foi menor (não houve suplementação com fontes de carbono facilmente assimiláveis pelos microrganismos) e a concentração de AVT permaneceu constante, não havendo o acúmulo de AVT no meio.

Figura 5.6: Concentração de DQO (Bruta e Filtrada) e AVT no segundo perfil temporal na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.

O mesmo ocorreu com a concentração de AVT durante o tratamento (Figura 5.7). Não houve aumento de AVT no meio, descartando a presença de digestão anaeróbia, já que na ausência de degradação anaeróbia, os valores de AVT tendem a permanecer constantes.

Figura 5.7: Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.

Na Figura 5.8 são apresentados os gráficos das concentrações de DQO e a eficiência de remoção em cada batelada. Observa-se o comportamento anômalo da remoção de DQO nas bateladas 2 e 3. Os valores de efluente da 2ª batelada e afluente da 3ª batelada não condizem com a realidade do sistema de tratamento. As análises de DQO destas amostras foram realizadas no mesmo dia em que foi detectado um problema na bureta utilizada na medição da solução de ácido sulfúrico para a realização da análise e houve a suspeita de que ela não estava medindo a quantidade certa de reagente. Imediatamente foi providenciada a troca da bureta, mas para não ocorrer novamente este problema, as amostras de uma mesma batelada (afluente e efluente) passaram a ser realizadas no mesmo dia, sob as mesmas condições laboratoriais.

Figura 5.8: Concentrações e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos

Nas bateladas 4, 5 e 6 a remoção de DQO foi praticamente constante, não apresentando maiores remoções, assim como no perfil realizado na 5ª batelada e durante bateladas seguintes, confirmando a expectativa de que a DQO presente no lixiviado era recalcitrante à degradação anaeróbia.

No trabalho de Contrera (2008), foi sugerida uma equação para tentar minimizar a interferência de substâncias de caráter ácido (ácidos húmicos, fúlvicos, fosfórico e outros) na análise de AVT, especificamente no caso de lixiviados. No trabalho de Ferreira (2010), esta equação foi usada, mas as médias dos valores obtidos nas análises e corrigidas não apresentaram diferenças significativas. Descartando a necessidade da adoção desta correção, levou-se em consideração a falta de precisão oferecida pela metodologia utilizada (DILALLO e ALBERTSON, 1961). Por tratar-se de um método de titulação, ofereceu riscos de erros experimentais e a medida a ser adotada para diminuir os riscos de erros foi a utilização de uma solução de NaOH de baixa normalidade (0,040 ao invés de 0,098).

Durante o tratamento do lixiviado de **Araraquara**, a eficiência de remoção da DQO ultrapassou os 15% apenas na batelada 3, e apresentou valores inconsistentes nas bateladas 1, 2, 5 e 8 para as concentrações de DQO bruta, e bateladas 1 e 8 para as concentrações de DQO filtrada (Figura 5.9). Os perfis temporais também não apresentaram resultados satisfatórios (Figura 5.10).

Figura 5.9: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara-SP.

(a)

(b)

Figura 5.10: (a) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara. (b) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara

Os resultados da Figura 5.11 permite constatar o desempenho do tratamento do lixiviado de **Rio Claro** em relação à concentração de DQO. Pode ser observada a estabilidade nos dados e baixa eficiência de remoção.

Figura 5.11: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP.

Já no primeiro perfil (Figura 5.12a) há um decaimento da DQO até o terceiro dia, seguido de um aumento na sua concentração. Após o quinto dia, ocorre uma queda brusca na concentração e posterior estabilização. Esse comportamento pode estar associado à presença de substâncias recalcitrantes e materiais interferentes que estão localizados no próprio filtro biológico. A massa microbiana e outros componentes estão aderidos ao suporte, mas ocasionalmente sofrem arraste com a força do fluxo ascendente que o lixiviado oferece, e ao se desprender, são coletados junto ao lixiviado efluente e podem interferir nas análises de DQO e Sólidos.

Figura 5.12: (a) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro. (b) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Rio Claro.

O lixiviado de **Ribeirão Preto** não apresentou nível de remoção satisfatório para a concentração de DQO e apresentou uma variação muito baixa durante o tratamento (Figura 5.13a), bem como nos dois perfis realizados (Figuras 5.13b e c).

(a)

(b)

(c)

Figura 5.13: (a) Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP. (b) Primeiro perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP. (c) Segundo perfil temporal de concentração de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP

A Tabela 5.12 contém as concentrações de AVT em todos os tratamentos. É possível observar que nos lixiviados de **Araraquara**, **Rio Claro** e **Ribeirão Preto** as concentrações eram baixas.

Tabela 5.12: Valores das concentrações de AVT nos tratamentos dos lixiviados.

Bateladas	(1)	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Municípios		Valores de AVT em mg/L									
São Carlos	A	441	465	441	416	451	492	472	497	459	28
	E	416	392	465	465	369	451	472	554	448	57
Araraquara	A	246	164	164	174	164	174	174	144	176	30
	E	205	205	164	164	164	164	154	154	172	21
Rio Claro	A	154	185	174	174	205	164	185	297	192	45
	E	195	185	164	164	164	133	164	174	168	18
Ribeirão Preto	A	174	246	267	236	246	246	328	299	255	46
	E	185	242	236	226	226	246	291	252	238	30
Catanduva	A	143	130	98	111	62	82	70	98	104	24
	E	50	43	49	49	56	--	57	82	60	19
Votorantim	A	82	164	123	123	221	180	156	148	150	42
	E	115	115	115	115	102	115	98	98	109	8

O lixiviado de Ribeirão Preto foi diluído 3:5 na primeira batelada.

O tratamento do lixiviado de **Catanduva** apresentou, em suas primeiras bateladas, uma eficiência de remoção de DQO acima de 30% (Figura 5.14), o que ainda não havia ocorrido nos tratamentos dos outros lixiviados estudados. Ao observar o comportamento da concentração de **DQO** durante os perfis, ocorreu uma pequena queda de eficiência de remoção.

Figura 5.14: Concentrações e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva-SP.

Durante o primeiro perfil, a eficiência de remoção alcançou 50% com 5 dias e no segundo perfil, 44% em 6 dias (Figuras 5.15a e b).

Figura 5.15: Resultados da concentração de DQO nos perfis temporais da etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva (a) Primeiro perfil (1ª batelada); (b) Segundo perfil (5ª batelada).

Apesar de o aterro de **Votorantim** ser jovem e apresentar um lixiviado “novo”, a concentração de DQO também foi baixa (entre 1000 e 2000 mg/L) e a maior parte da matéria orgânica foi recalcitrante, já que o efluente apresentou a média de concentração de 1020 mg/L e desvio padrão de 101 mg/L (Tabela B23). No entanto, foi observada a remoção de DQO bruta maior que a filtrada, que pode ser explicada pelo fato de a matéria orgânica grosseira ficar retida no suporte do filtro biológico (Figura 5.16).

Figura 5.16: Concentração e eficiência de remoção de DQO na etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim-SP.

A DQO apresentou uma boa eficiência de remoção, sempre acima de 30%, com um pico de quase 70%, na sexta batelada. Este resultado elevado de eficiência de remoção na sexta batelada se deve ao residual de etanol (2g/L) e extrato de levedura (500 mg/L) utilizado em duas bateladas de adaptação, antes do início da quinta batelada. Estas fontes de carbono são de fácil assimilação pelos microrganismos, aumentando a eficiência de remoção destes substratos do meio.

Nos dois perfis realizados durante o tratamento, ocorreu a queda na concentração de DQO até o 3º dia. A remoção do AVT acompanhou a remoção de DQO durante os dois perfis, exceto entre os dias 3 e 5 do segundo perfil, onde houve uma alteração no comportamento do AVT, que pode ter sido causada por um erro de calibração dos instrumentos utilizados nas análises (Figura 5.17).

Figura 5.17: Resultados da concentração de DQO nos perfis temporais da etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim-SP (a) Primeiro perfil (1ª batelada); (b) Segundo perfil (5ª batelada).

Lo (1996) afirmou que em alguns aterros novos, em seu primeiro ano, foram encontradas concentrações de DQO acima de 20.000 mg/L, e após um ano a DQO estabilizou em valores como 3000 mg/L ou menos. Este fato pode ter ocorrido com os lixiviados de **Catanduva** e **Votorantim**, já que os valores de DQO estão muito abaixo da média para a idade dos aterros (Tabela 5.11).

Nos aterros jovens, geralmente encontram-se grandes concentrações de AVT (TIMUR e OZTURK, 1999). No entanto, valores elevados de AVT não foram encontrados neste estudo (Figura 5.18).

Figura 5.18: (a) Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de Catanduva (b) Concentração de AVT na etapa de tratamento do lixiviado de Votorantim

Um fator importante a considerar neste caso é a rápida passagem dos lixiviados da fase acidogênica para a metanogênica, provavelmente ocasionado pelo clima tropical encontrado nestas cidades. O calor pode facilitar essa passagem, alterando e acelerando o metabolismo dos microrganismos e as reações químicas de transformação de matéria orgânica. Outro fator que acelera esta passagem é a precipitação (KJELDSEN et al., 2002), já que a água é um fator importante para o funcionamento do metabolismo dos microrganismos.

No presente trabalho, foram encontrados alguns valores de DQO abaixo do esperado para aterros “novos” (Tabela 5.13). A atenuação involuntária de nutrientes orgânicos e minerais pelo solo das células do aterro também atua na diminuição da concentração de DQO.

Tabela 5.13: Quadro comparativo de parâmetros em lixiviados de aterros sanitários de diferentes municípios do Interior de São Paulo.

Aterros Sanitários – Municípios do Interior de SP						
Aterros “Velhos”					Aterros “Novos”	
	São Carlos	Araraquara	Rio Claro	Ribeirão Preto	Catanduva	Votorantim
pH	8,54	8,2	8,12	8,03	7,5	7,87
DQO	3.940	1.598	1.761	2.405	872	1.372
DBO	430	93	349	452	114	462
COT	2.230	474	413	619	280	489
AVT	418	246	246	308	205	107
AVT/DQO	0,11	0,15	0,13	0,13	0,25	0,07
N- Amoniacal	2.215	840	904	1.374	174	852

Calece et al. (2001) partem do princípio que cada componente do lixiviado apresenta uma característica e exerce uma função diferente em seu impacto ambiental. Desta forma, foi proposta a caracterização do lixiviado baseado na distribuição de diferentes tamanhos e pesos moleculares dos compostos a partir de dois tipos de lixiviados, “velho” (aterro com mais de 10 anos de operação) e “novo” (aterro com até 4 anos de operação). No lixiviado “velho” os constituintes moleculares foram encontrados sobre uma gama ampla de pesos moleculares, que pode indicar a presença de ácidos húmicos. Já no lixiviado “novo”, uma gama menor foi encontrada, com pesos moleculares mais baixos, concluindo que os pesos moleculares e a variação de compostos crescem com o aumento dos anos de operação dos aterros, dificultando ainda mais o processo de tratamento.

Na Tabela 5.14 estão demonstrados os valores as média de desvio padrão da eficiência de remoção dos parâmetros indicativos de tratabilidade anaeróbia nas fases de adaptação da biomassa e tratamentos de cada lixiviado.

A regularidade no tratamento é observada quando o valor da média é maior que o desvio padrão. É possível observar que apenas nos lixiviados de Catanduva e Votorantim houve a regularidade em todos os parâmetros analisados, inclusive nos AVT, parâmetro que em outros tratamentos não apresentou regularidade na eficiência de remoção. Apesar de os parâmetros de DQO bruta e filtrada apresentarem regularidade em outros tratamentos, os valores de média e desvio padrão estava muito próximos, representando uma eficiência de remoção com maiores variações entre uma batelada e outra. Já nos tratamentos de Catanduva e Votorantim, as variações são menores, e os valores de desvio padrão mais distantes dos valores das médias, caracterizando um melhor desempenho nos tratamentos.

Tabela 5.14: Média e Desvio Padrão dos valores de eficiência de remoção dos parâmetros indicativos de tratabilidade anaeróbia.

Eficiência de Remoção (%)				
Tratamento		Média	Desvio Padrão	Regularidade
RA (Fase de adaptação Réplica A)	DQO Bruta	31,20	25,39	sim
	DQO Filtrada	27,96	25,43	sim
	AVT	6,92	19,47	não
RB (Fase de adaptação Réplica B)	DQO Bruta	27,89	25,16	sim
	DQO Filtrada	31,58	24,30	sim
	AVT	0	0	não
São Carlos	DQO Bruta	14,44	11,63	sim
	DQO Filtrada	12,64	13,22	não
	AVT	5,99	7,48	não
	COT	14,69	12,26	sim
	NTK	3,36	4,83	não
	N-amoniacal	3,54	4,57	não
	N- Orgânico	8,98	9,15	não
Araraquara	DQO Bruta	3,80	4,41	não
	DQO Filtrada	6,22	5,69	sim
	AVT	5,09	6,41	não
	COT	5,19	4,62	sim
	NTK	2,99	5,74	não
	N-amoniacal	0,13	0,24	não
	N- Orgânico	15,36	19,92	não
Rio Claro	DQO Bruta	14,60	4,30	sim
	DQO Filtrada	12,89	9,67	sim
	AVT	12,89	13,79	não
	COT	5,66	8,00	não
Ribeirão Preto	DQO Bruta	10,01	7,40	sim
	DQO Filtrada	9,28	6,93	sim
	AVT	3,51	5,42	não
	COT	6,61	5,98	sim
Catanduva	DQO Bruta	34,35	5,02	sim
	DQO Filtrada	28,02	7,62	sim
	AVT	40,23	24,66	sim
Votorantim	DQO Bruta	40,82	10,10	sim
	DQO Filtrada	22,12	6,64	sim
	AVT	25,23	18,44	sim

5.3.4 Geração de Biogás (Metano e CO₂)

A produção de biogás foi ausente nos tratamentos de **São Carlos, Araraquara, Rio Claro e Ribeirão Preto**, com exceção da 5ª batelada, nos tratamentos de **Araraquara e Rio Claro** (Tabela 5.15). No entanto, a produção foi pontual, não caracterizando a presença de digestão anaeróbia durante todo o processo. Esta produção foi devido ao residual de extrato e levedura e etanol presente na reabilitação do reator, antes da 5ª batelada.

Tabela 5.15: Deslocamento (em mL) de NaOH ocasionado pela geração de biogás nos filtros anaeróbios durante os tratamentos dos lixiviados.

Bateladas		1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Lixiviado	(1)	<i>Valores em mL – Deslocamento de NaOH</i>									
São Carlos	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Araraquara	E	0	0	0	0	210	0	0	0	0	0
Rio Claro	E	340	0	0	0	10	0	0	0	0	0
Ribeirão Preto	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Catanduva	E	485	255	660	600	315	365	90	35	351	225
Votorantim	E	475	175	155	45	475	275	275	85	245	163

E: Efluente

Os tratamentos de **Catanduva e Votorantim** apresentaram valores consistentes de produção de biogás, em todas as bateladas, refletindo a eficiência de remoção de DQO, também presente nestes tratamentos. No entanto, é observado um aumento da sua produção nas bateladas 1 e 5 no tratamento de **Votorantim**, que pode ter sido decorrente da presença de residual de etanol e extrato de levedura adicionados durante a alimentação do filtro biológico. Esta alimentação fez-se necessária, já que a produção de gás diminuiu até a batelada 4, indicando uma possível queda na atividade metabólica da biomassa (Figura 5.19).

Figura 5.19: (a) Volume de NaOH deslocado pela produção de biogás durante o tratamento do lixiviado de Catanduva. (b) Volume de NaOH deslocado pela produção de biogás durante o tratamento do lixiviado de Votorantim.

5.3.5 Alcalinidade e Nitrogênio

No lixiviado de **São Carlos**, valores elevados de N-amoniacal (2.215mg/L) foram encontrados e representou 83% do nitrogênio total presente no afluente. Dados do mesmo aterro já foram observados em trabalhos anteriores: 2.155mg/L (CONTRERA, 2008), 2.651 mg/L (FERREIRA, 2010), e voltou a ser identificado no presente trabalho. O N-amoniacal contribuiu para o alto valor de alcalinidade total (11.412 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) (Tabela 5.16). Existe a hipótese de que o N-amoniacal também seja responsável pela geração de alcalinidade no lixiviado. Uma vez que a amônia é formada, ela se combina com o ácido carbônico, formando o bicarbonato de amônio (CONTRERA, 2008). Tornou-se um desafio adequar este lixiviado ao tratamento anaeróbio, já que o N-amoniacal oferece problemas com odores e toxicidade aos microrganismos decompositores, constando no lixiviado uma pequena variedade deles e tornando-o um efluente de difícil de ser tratado.

Tabela 5.16: Valores de alcalinidade total, relação AI/AP e concentrações de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico na caracterização dos lixiviados.

Lixiviado	Alcalinidade Total	AI/AP	NTK	N-amoniacoal	N-orgânico
	Valores em mg/L de CaCO_3			Valores em mg/L	
São Carlos	11.412	0,27	2.679	2.215	464
Araraquara	3.704	0,28	1.056	840	216
Rio Claro	5.467	0,35	1.005	904	101
Ribeirão Preto	5.467	0,37	1.400	1.374	26
Catanduva	2.436	0,41	437	174	263
Votorantim	4.908	0,21	985	852	133

Em **Araraquara** o N-amoniacoal representou 80% do nitrogênio total presente no lixiviado, no entanto, em menor quantidade (840 mg/L), em comparação ao lixiviado do aterro de São Carlos-SP. Este fato também refletiu nos valores de alcalinidade (total: 3704 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$; à bicarbonato de sódio: 2895 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$; intermediária: 808 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), também inferiores. O mesmo aconteceu com os lixiviados de **Rio Claro**, onde o N-amoniacoal (904 mg/L), representou aproximadamente 90% do NTK (1.005 mg/L), e **Ribeirão Preto**, onde o N-amoniacoal (1.374 mg/L) representou 98% do NTK (1.400 mg/L), refletindo em valores maiores da alcalinidade total (5.467 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) para ambos os lixiviados. A relação AI/AP com valor superior a 0,30 indica um possível distúrbio no processo de degradação anaeróbia (RIPPLEY et al., 1986). No lixiviado de **Araraquara**, a relação AI/AP (AI: Alcalinidade Intermediária; AP: Alcalinidade Parcial) esteve no limite máximo de normalidade para o sistema (0,30), já nos lixiviados de **Rio Claro** (0,35) e **Ribeirão Preto** (0,37), os valores ultrapassam o limite, evidenciando problemas no sistema anaeróbio. Em **Votorantim**, a concentração elevada de NTK (985 mg/L), e principalmente a porcentagem de N-amoniacoal (86,5%) também refletiu no valor elevado da alcalinidade total (4.908 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), podendo ser explicado pela atividade das *arqueas* metanogênicas na conversão de ácidos orgânicos a metano, gás carbônico e água, que pode elevar a alcalinidade do lixiviado (PELEGRINI, 2007). A relação AI/AP (0,21) esteve dentro dos padrões de normalidade. Em **Catanduva**, o N-amoniacoal (174 mg/L) representou apenas 39,8% do NTK, e por esse motivo a alcalinidade também apresentou um valor baixo (2.436 mg $\text{CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), em relação aos outros lixiviados de aterros “velhos”.

Bidone et al. (2007) avaliaram o lixiviado do aterro sanitário pertencente à Central de Resíduos do Recreio, localizada em Minas do Leão/RS, com 19 anos de operação, e verificou que as concentrações de nitrogênio, tanto no lixiviado bruto quanto nos efluentes dos filtros anaeróbios, a forma quase predominante de N-amoniacal apresentando baixa biodegradabilidade e dificuldade no tratamento. Quando estes efluentes ricos em N-amoniacal são descartados em cursos d'água podem estimular o crescimento de algas, depleção de oxigênio dissolvido e toxicidade à biota do ecossistema aquático.

As concentrações de nitrogênio apresentaram-se elevadas durante todo o tratamento do lixiviado de **São Carlos**. O N-amoniacal não demonstrou um nível de remoção significativo (Figuras 5.20 e 5.21). Acredita-se que altas concentrações de N-amoniacal, responsáveis pela toxicidade do lixiviado e inibidora da atividade microbiana, são atribuídas à presença N-Orgânico existentes nos resíduos domiciliares, como proteínas e aminoácidos, que se decompõe em N-amoniacal (LIN et al., 2007).

Figura 5.20 Variação da concentração de nitrogênio no primeiro perfil temporal da etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos

Figura 5.21: Variação da concentração de nitrogênio e eficiência de remoção na etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos.

Para verificar a relação do N-amoniaco com a alcalinidade total do sistema, foram plotados os gráficos com os comportamentos do N-amoniaco e da alcalinidade total (Figura 5.22) no primeiro perfil temporal.

Figura 5.22: Comportamento da alcalinidade total e do N-amoniaco no primeiro perfil temporal da etapa de tratamento do lixiviado de São Carlos

No lixiviado de **Araraquara**, a alcalinidade não apresentou alterações entre o afluente e efluente e a relação AI/AP permaneceu na faixa dos 0,30 - valor limite para descartar a hipótese de distúrbios no processo anaeróbio. O NTK apresentou baixos níveis de remoção, e

apenas em relação ao N- orgânico, chegando a aproximadamente 60%, na 6ª batelada, 20% na 7ª batelada e a 15% nas bateladas 3 e 8. O N-Amoniacal não foi removido durante o tratamento. (Figura 5.23).

Figura 5.23: Concentrações e eficiência de remoção de NTK, N-amoniacoal e N-orgânico na etapa de tratamento do lixiviado de Araraquara-SP.

Segundo Alkalay et al. (1998), a amônia livre é o composto tóxico mais comum que atinge a degradação anaeróbia, no entanto em lixiviados, quando aparecem em baixas concentrações (até 600 mg/L), não afetam o metabolismo anaeróbio. No caso do lixiviado de **Ribeirão Preto**, a concentração de N-amoniacoal encontrada é alta (1.374 mg/L), podendo, desta forma, ser um dos responsáveis pela ausência de tratamento. No entanto, essa concentração é responsável apenas pelo efeito bacteriostático do consórcio de microrganismos, não atingindo a concentração ideal (>10.000 mg/L) para o efeito bactericida e irreversível do processo.

Os lixiviados de **Catanduva** e **Votorantim** não foram submetidos às análises de nitrogênio durante o tratamento. Houve um problema com as peças do aparelho de análise e não foi possível utilizá-lo no período da análise destes lixiviados. Quando o problema foi resolvido, as amostras já não estavam mais preservadas.

5.3.6 Sólidos

O lixiviado de aterros sanitários apresenta basicamente três frações de sólidos, são eles, sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV). Em termos de sólidos, predominam no lixiviado de aterros sanitários os sólidos dissolvidos, ao contrário dos esgotos domésticos, onde predominam os sólidos suspensos. Essa elevada parcela de sólidos dissolvidos pode ser também responsável pela grande dificuldade no tratamento do lixiviado (SOUTO; POVINELLI, 2007), já que ele se torna mais um interferente no processo de degradação realizado pelas bactérias. A diferença entre os sólidos dissolvidos e sólidos suspensos está apenas no tamanho das partículas e sua capacidade de passar por um papel filtro de tamanho específico: $< 2 \mu\text{m}$. Já os sólidos voláteis, que volatilizam a uma temperatura de aproximadamente 550°C representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos) representam a matéria inorgânica ou mineral.

No lixiviado de **São Carlos**, a concentração de sólidos suspensos voláteis-SSV (0,132 g/L), relacionados à presença de microrganismos no efluente do filtro biológico, é relativamente baixa em relação aos ST (14,46 g/L), o que indica que o lixiviado é rico em sujidades, que interferem no metabolismo destes microrganismos e prejudica o desempenho do tratamento anaeróbio (Tabela B8-anexo). Segundo Kjeldsen et al. (2002), as concentrações de ST em lixiviados de aterros sanitários podem variar entre 2 g/L e 60 g/L.

O lixiviados de **Araraquara**, **Ribeirão Preto** e **Votorantim** (Tabelas B1, B3 e B5) apresentaram resultados parecidos de ST (6,64 ; 6,77 e 6,89 g/L, respectivamente), mas em **Votorantim** o valor de SSV foi superior (0,245 g/L) comparando-se aos lixiviados de **Araraquara** e **Ribeirão Preto** (0,05 e 0,088 g/L, respectivamente), indicando a maior presença de matéria orgânica. No lixiviado de **Rio Claro** (Tabela B2), o valor de ST esteve na média dos valores encontrados em outros lixiviados, (4,8 g/L), mas o a concentração de SSV não foi possível avaliar, no entanto, o valor de STV já denuncia o baixo valor (0,038 g/L). Em **Catanduva**, o valor de ST foi bem menor (3,64 g/L) bem como o de SSV (0,044 g/L).

Altas concentrações de STF em lixiviados de aterros sanitários pode ser um indicativo de elevada salinidade, o que pode resultar diretamente em um efeito inibitório aos microrganismos do sistema (CONTRERA, 2008). O lixiviado de **São Carlos** apresentou a maior concentração neste parâmetro (5,08 g/L), enquanto os lixiviados de **Araraquara**, **Rio Claro**, **Ribeirão Preto** e **Vototantim** apresentaram valores parecidos (entre 1,5 e 1,8 g/L). Já o lixiviado de Catanduva apresentou o menor valor (0,93 g/L).

No tratamento do lixiviado de **São Carlos**, foi observada a maior remoção em sólidos suspensos. Durante o tratamento dos lixiviados de **Araraquara** e **Ribeirão Preto** não foi observada nenhuma variação na série “sólidos” que indicasse a remoção destes compostos na fase de tratamento (Tabelas B12 e B17). Já no lixiviado de **Votorantim** é observada a remoção nas 3 categorias dos Sólidos Suspensos (Tabela B23).

Ao observar o comportamento da concentração de ST no lixiviado de **Rio Claro**, é visível a sua condição instável (Figura 5.24a). Em relação aos SSV, nas bateladas 1 e 3 a concentração é menor no afluente que no efluente, evidenciando um possível desprendimento da biomassa da espuma para o lixiviado circulante no filtro biológico (Figura 5.24 b). Nas bateladas 2, 4 e 8 houve uma queda brusca da concentração. Nas demais bateladas (5, 6 e 7), sua concentração permaneceu praticamente constante. Essa instabilidade nos valores de ST e SSV pode demonstrar alguma alteração nas características do lixiviado, provocada por interferências de material grosseiro presente no lixiviado.

Figura 5.24: Concentração de Sólidos durante o Tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP. (a) Sólidos Totais. (b) Sólidos Suspensos Voláteis.

Na Figura 5.25a é demonstrada a mudança de cor entre o afluente e efluente do lixiviado do aterro de **Catanduva**. Pode-se observar a significativa remoção de SST através da Figura 5.25b, justificando a clarificação do lixiviado de Catanduva durante o tratamento. Timur e Öztürk (1999) afirmaram que reatores anaeróbios em bateladas sequenciais podem ter efeito clarificador eliminando e removendo compostos orgânicos e sólidos suspensos no efluente.

(a)

(b)

Figura 5.25: (a) Mudança de aspecto entre o afluente e efluente da 1ª batelada do tratamento lixiviado de Catanduva. (1) Afluente; (2) Efluente. (b) Concentração de sólidos suspensos totais durante o tratamento do lixiviado de Catanduva.

5.3.7 Metais

Os metais são elementos essenciais para o crescimento de todos os organismos, mas devem estar presentes em baixas concentrações. Apresentam efeito acumulativo quando em altas concentrações, prejudicando o metabolismo dos organismos em sistemas biológicos.

Em aterros jovens, a concentração de metais pode ser mais significativa devido à sua maior solubilização em pH ácido, causado pela presença de ácidos orgânicos. Com o passar dos anos, o pH básico diminui a solubilidade com os processos de adsorção e precipitação e o aumento da potencial de oxi-redução dos metais. Substâncias como ferro, sódio, potássio, sulfato e cloro são dissolvidos continuamente e permanecem no lixiviado durante anos. O Cl^- , sendo um composto inerte, pode indicar o grau de contaminação do lixiviado (LO, 1996).

Metais como cromo, cobre, ferro e zinco estão presentes em altas concentrações, principalmente nos estágios iniciais do aterro, tendo sua concentração diminuída mais rapidamente com o passar dos anos do que os outros compostos. (LO, 1996)

Na caracterização dos lixiviados, o único valor encontrado na tabela 5.17 que está acima dos limites máximos permitidos, é o Mn, no aterro de **Catanduva** (1,465 mg/L). Este elemento é encontrado em aço, baterias, palitos de fósforo e porcelanas, que pode estar sendo enviados ao aterro sanitário de **Catanduva**. A grande variabilidade de embalagens dispostas pós-uso em aterros sanitários são a principal fonte de metais encontrados nos lixiviados. A concentração de metais como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd pode ser elevada em aterros jovens

devido ao ambiente ácido que permite a solubilização de íons metálicos. Com o passar do tempo, o pH tende a aumentar e essas concentrações tendem a diminuir, já que a elevação do pH, que caracteriza a metanogênese, propicia a precipitação de metais.

Tabela 5.17: Valores das concentrações de metais durante a caracterização dos lixiviados.

Lixiviado	São Carlos	Araraquara	Rio Claro	Ribeirão Preto	Catanduva	Votorantim	Valores máximos permitidos ⁽²⁾
Metais	Valores em mg/L						
Na	2.400	1.197	1.925	2.205	639	1.745	--
K	2.800	739	910	1.185	211	1.055	--
Ca	290	187	294	291	369	86	--
Mg	20,05	68,15	69,40	32,98	99,40	134,55	--
Zn	0,608	0,131	0,175	0,367	0,227	0,762	5,000
Pb	0,170	0,380	0,140	0,170	0,210	1,090	0,500
Cd	0,024	0,040	0,066	0,066	0,009	0,101	0,200
Ni	0,436	0,247	0,266	0,337	0,069	0,302	2,000
Fe	11,707	5,684	5,630	7,890	25,050	8,130	15,000
Mn	0,165	0,208	0,128	0,626	1,465	0,339	1,000
Cu	0,053	ND ⁽¹⁾	ND ⁽¹⁾	0,092	0,048	0,023	1,000
Cr ³⁺	0,381	0,046	0,150	0,174	0,022	0,076	1,000

⁽¹⁾ ND: valores abaixo do limite de detecção.

⁽²⁾ Segundo *Resolução n.º. 430/2011* do CONAMA.

A concentração recomendada de metais encontrada em todas as amostras pode ser explicada pela origem dos resíduos sólidos que são depositados nos aterros estudados. Todos eles recebem exclusivamente resíduos domiciliares. Resíduos de serviço de saúde ou resíduos industriais, principais responsáveis pela presença de altas concentrações de metais nos efluentes, não são depositados em nenhum aterro em estudo.

5.3.8 Microbiota

Para a caracterização das morfologias microbianas encontradas no lixiviado de **São Carlos**, foi realizado exame de microscopia óptica (Figura 5.26):

Figura 5.26: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes no lixiviado do aterro de São Carlos (a) e (b) Bacilos.

No lixiviado de **Rio Claro** não foram observadas morfologias características de atividade anaeróbica no exame microscópico em amostras de caracterização. Já durante o tratamento, foram encontrados poucos bacilos, responsáveis pela degradação anaeróbica, e cistos de protozoários, muito comum nestes tipos de efluentes (Figura 5.27).

Figura 5.27: Microscopia óptica de contraste de fase e fluorescência de morfologias microbianas presentes durante o tratamento do lixiviado do aterro de Rio Claro (a) Bacilos grandes, (b) *Metanosaetas*; (c) e (d) Cistos de protozoários.

Nos lixiviados de **Araraquara, Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim** a sessão de microscopia para a caracterização não revelou morfologias características de lixiviados passíveis de degradação.

5.3.9 – Estimativa da Microbiota

As análises para a determinação da comunidade microbiana foram realizadas pela aluna de graduação em Ciências Biológicas Amanda Prandini, sob orientação da Professora Doutora Iolanda Cristina Silveira Duarte, no Laboratório de Microbiologia Ambiental, UFSCar – *Campus* Sorocaba. Os resultados aqui apresentados foram gentilmente cedidos pela aluna. As amostras submetidas às análises microbiológicas foram os afluentes iniciais da 1ª batelada dos tratamentos e os efluentes finais da 8ª batelada, configurando a entrada e saída do tratamento global de cada lixiviado.

Os lixiviados de **Rio Claro** e **Votorantim** apresentaram maiores concentrações de coliformes totais e coliformes termotolerantes ($1,1 \times 10^7$ NMP/100mL e $8,4 \times 10^6$ NMP/100mL) para **Rio Claro** e ($2,3 \times 10^7$ NMP/100mL e $1,3 \times 10^6$ NMP/100mL) para **Votorantim**. Já as menores concentrações para tais parâmetros correspondem à amostra do lixiviado de **São Carlos**, a qual apresentou $2,3 \times 10^5$ NMP/100mL e 8×10^4 NMP/100mL respectivamente (Tabelas 5.18 e 5.19). O filtro biológico foi eficiente para a remoção de tais parâmetros.

As maiores concentrações de nitrito foram encontradas nas amostras de lixiviado de **Ribeirão Preto** (383,0 µg/L) e **Rio Claro** (260,0 µg/L). Nestes dois casos a comunidade microbiana ocorreu de formas distintas, ou seja, não foi possível estabelecer a alta concentração de nitrito como um parâmetro para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, tanto oxidantes de amônia como oxidantes de nitrito e bactérias desnitrificantes. No caso da amostra de lixiviado de **Ribeirão Preto**, constatou-se que a elevada concentração de nitrito ocorreu devido à ausência de bactérias nitrificantes oxidantes de nitrito, no entanto, a disponibilidade deste composto não propiciou o crescimento das bactérias desnitrificantes. Com relação aos resultados encontrados da amostra de **Rio Claro**, foi verificada que a elevada concentração de nitrito proporcionou o desenvolvimento das bactérias nitrificantes oxidantes de nitrito, sendo a maior concentração com relação às demais amostras ($1,7 \times 10^{10}$ NMP/100mL) e bactérias desnitrificantes ($1,4 \times 10^{11}$ NMP/100mL).

Os resultados encontrados para as concentrações de bactérias nitrificantes nas amostras de lixiviados foram diversificados, no entanto, mesmo as maiores concentrações podem ser

consideradas valores muito reduzidos. Segundo Cossu et al. (2001), a baixa atividade nitrificante das amostras possivelmente esta relacionada com o pH das mesmas, o qual variou entre 7,5 e 8,5, ou seja, o processo de nitrificação apresenta condições ideais em pH de valor de 6,6, além de necessitar de O_2 . Outro fator que influencia nestes resultados, segundo Yang et al. (2005), seria a elevada presença de amônia nas amostras. O processo descrito também necessita de p

As densidades de bactérias heterotróficas totais foram maiores no lixiviado de **São Carlos** do que nos demais lixiviados. Uma das explicações para este resultado, segundo Eduardo (2007), seria a maior disponibilidade de matéria orgânica nesta amostra.

Tabela 5.18: Caracterização microbiológica dos afluentes e efluentes do tratamento dos lixiviados de São Carlos, Araraquara e Rio Claro.

Lixiviado	São Carlos		Araraquara		Rio Claro
Parâmetro	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente
⁽¹⁾ Coliformes Totais	$2,3 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$	$2,3 \times 10^6$	Negativo	$1,1 \times 10^7$
⁽¹⁾ Coliformes Termotolerantes	8×10^4	negativo	5×10^5	Negativo	$8,4 \times 10^6$
⁽¹⁾ Desnitrificantes	$1,3 \times 10^{10}$	$1,3 \times 10^{11}$	$2,8 \times 10^{11}$	$2,3 \times 10^5$	$1,4 \times 10^{11}$
⁽¹⁾ Nitrificantes – Oxid. de Amônia	$2,3 \times 10^6$	8×10^4	$2,3 \times 10^6$	$2,3 \times 10^6$	8×10^6
⁽¹⁾ Nitrificantes – Oxid. de Nitrito	$2,3 \times 10^5$	4×10^4	negativo	Negativo	$1,7 \times 10^{10}$
⁽²⁾ Bactérias Heter. Totais	incontável	$109,5 \times 10^5$	$84,5 \times 10^6$	375×10^2	235×10^2
Nitrato	115,5 mg/L	17 mg/L	21,75 mg/L	17 mg/L	22,5 mg/L
Nitrito	258,7 µg/L	313 µg/L	201,75 µg/L	3237 L	260/L

⁽¹⁾ NMP/100 mL

⁽²⁾ UFC/100 mL

Não foi possível realizar as análises da amostra do efluente do lixiviado de Rio Claro após os dois meses de tratamento, devido a um problema com o envio da amostra, a qual chegou à Universidade Federal de São Carlos (*Campus Sorocaba*) em más condições de conservação. Desta forma, os resultados do tratamento não serão discutidos nesta seção.

No lixiviado de **São Carlos**, a população de coliformes totais manteve-se estável (de $2,3 \times 10^5$ para $1,1 \times 10^5$ NMP/100mL), no entanto, em todos os demais tratamentos, os

coliformes totais foram removidos, assim como os coliformes termotolerantes, demonstrando a eficiência do tratamento em filtro anaeróbio para estes parâmetros.

Tabela 5.19: Caracterização microbiológica dos afluentes e efluentes do tratamento dos lixiviados de Ribeirão Preto, Catanduva e Votorantim.

Lixiviado	Ribeirão Preto		Catanduva		Votorantim	
Parâmetro	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Coliformes Totais	$2,3 \times 10^5$	negativo	7×10^5	negativo	$2,3 \times 10^7$	negativo
Coliformes Termotolerantes	$2,3 \times 10^5$	negativo	$1,1 \times 10^6$	negativo	$1,3 \times 10^6$	negativo
Desnitrificantes	$2,3 \times 10^5$	$2,2 \times 10^{11}$	negativo	$> 1,6 \times 10^{18}$	$> 1,6 \times 10^{18}$	$> 1,6 \times 10^{18}$
Nitrificantes – Oxid. de Amônia	8×10^5	9×10^5	$2,1 \times 10^6$	$2,3 \times 10^9$	$2,2 \times 10^5$	negativo
Nitrificantes – Oxid. de Nitrito	negativo	negativo	negativo	negativo	negativo	negativo
Bactérias Heter. Totais	384×10^1	79×10^2	Incontável	15×10^4	40×10^4	40×10^5
Nitrato	29,5 mg/L	28,5 mg/L	7,75 mg/L	7,25 mg/L	17 mg/L	22,5 mg/L
Nitrito	383 µg/L	550 µg/L	123,5 µg/L	482,5 µg/L	313 µg/L	283 µg/L

⁽¹⁾ NMP/100 mL

⁽²⁾ UFC/100 mL

No caso das bactérias heterotróficas totais, houve uma redução em sua população nos lixiviados de **São Carlos** (de “incontáveis” para $1,09 \times 10^7$), **Araraquara** (de 8.450×10^4 UFC/mL para $3,7 \times 10^4$ UFC/mL) e **Catanduva**, (de “incontáveis” para $1,5 \times 10^5$). No lixiviado de **Ribeirão Preto** manteve-se estável (10^2 UFC/mL), e no lixiviado de **Votorantim** houve um pequeno aumento na sua concentração (de 40×10^4 para 40×10^5).

Para as bactérias desnitrificantes verificou-se aumento em sua população (de $1,3 \times 10^{10}$ para $1,3 \times 10^{11}$ NMP/100mL) no lixiviado de **São Carlos**, o que influenciou diretamente o consumo de nitrato do sistema, já que o processo de desnitrificação envolve a transformação de nitrato em compostos reduzidos, tais como, óxido nitroso e dinitrogênio gasoso. Desta forma, pode-se verificar que o sistema de tratamento apresentou 53,46% de eficiência na remoção de nitrato, já que o lixiviado de **São Carlos** apresentou 115,5 mg/L e o efluente do filtro 53,75 mg/L. O nitrogênio amoniacal do afluente apresentou apenas 6% de eficiência de remoção. A população de bactérias oxidantes de amônia no afluente foi de $2,3 \times 10^6$ NMP/100mL e no

efluente foi de 8×10^4 NMP/100mL. A elevada concentração de nitrito no efluente (385,75 µg/L) deve-se ao decréscimo da população de bactérias oxidantes de nitrito no sistema ($2,3 \times 10^5$ para 4×10^4).

Tanto no lixiviado de **Ribeirão Preto** como no de **Catanduva**, as bactérias desnitrificantes também sofreram o aumento na população (de $2,3 \times 10^5$ para $2,2 \times 10^{11}$ NMP/100mL) para **Ribeirão Preto** e (de “negativo” para $> 1,6 \times 10^{18}$) para **Catanduva**, no entanto a remoção de nitrato durante o dois tratamentos foram insignificantes, apresentando o valor de 3,39% e 6,45% de eficiência, respectivamente. No lixiviado de **Araraquara**, verificou-se que houve significativa redução na população de desnitrificantes (de $2,8 \times 10^{11}$ para $2,3 \times 10^5$ NMP/100mL), resultando em elevado acúmulo de nitrito no sistema (3.237 µg/L). Mesmo assim, houve aproximadamente 22% de eficiência na remoção de nitrato durante o tratamento.

Em **Araraquara** e **Ribeirão Preto**, as concentrações de bactérias nitrificantes oxidantes de amônia foram reduzidas ($2,3 \times 10^6$ para $8,5 \times 10^5$ NMP/100mL), enquanto no lixiviado de **Catanduva** houve um aumento na concentração ($2,1 \times 10^6$ para $2,3 \times 10^9$ NMP/100mL), e no de **Votorantim**, a remoção total ($2,2 \times 10^5$ para negativo). Em **Ribeirão Preto**, foi possível detectar também um acúmulo de nitrito no sistema, mais uma vez justificado pela ausência de bactérias nitrificantes oxidantes de nitrito. Já em **Araraquara** as concentrações de bactérias nitrificantes oxidantes de amônia e oxidantes de nitrito mantiveram-se estáveis (NMP/100mL e negativo) ao longo da execução do Filtro Biológico Anaeróbio. A elevada concentração de nitrito no efluente deve-se também ao resultado negativo com relação às bactérias nitrificantes oxidantes de nitrito.

A legislação pertinente exige que a redução das cargas orgânicas e de outros componentes presentes no lixiviado seja significativa. Sabe-se que o tratamento anaeróbio isolado não é eficiente para diminuir as cargas orgânicas e compostos inorgânicos presentes nos lixiviados (WISZNIEWSKI et al., 2006), principalmente os gerados em aterros antigos e que apresentam características recalcitrantes. Mas pode ser uma alternativa para pré ou pós-tratamento em lixiviados de aterros jovens, com baixa concentração de metais e nitrogênio amoniacal, responsáveis pela inibição da biomassa e baixo rendimento no tratamento anaeróbio por filtros ou outros tipos de reatores anaeróbios.

O tratamento em conjunto com o esgoto, realizado em ETE também é uma alternativa viável, no entanto deve-se focar na concentração compostos tóxicos e metais pesados (WISZNIEWSKI et al., 2006), para que estes não inviabilizem o processo de tratamento já existente.

6 – CONCLUSÕES

- Os lixiviados de aterros “jovens” apresentaram 30% de remoção de DQO, mostrando-se mais aptos ao tratamento anaeróbio para este parâmetro. Estes apresentaram algumas características de aterros “velhos” e sugere que passaram rapidamente para a fase metanogênica.
- A presença de componentes recalcitrantes ao tratamento anaeróbio dificultou a remoção de outros componentes presentes nos lixiviados de aterros “velhos”.
- O tratamento anaeróbio mostrou-se efetivo na remoção de coliformes fecais e termotolerantes.
- A adição de etanol e extrato de levedura na readaptação do filtro anaeróbio auxiliou no crescimento da biomassa imobilizada, mas não atuou na remoção dos parâmetros analisados.

7 – SUGESTÕES PARA DESENVOLVIMENTOS DE TRABALHOS FUTUROS

Pode-se focar em tratamentos para lixiviados em fase metanogênica, já que os lixiviados estudados passaram rapidamente pelas outras fases de degradação, muito comum em ambientes quentes.

São importantes estudos para aprimoramento dos tratamentos em conjunto dos lixiviados com o Esgoto Sanitário em ETEs.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – (2011) **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 184p.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. (1997) **Landfill leachates pretreatment by coagulation-floculation**. *Water Research*, vol. 31, No. 11, pp. 2775-2782.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R.; SOBRINHO, P. A.; CHERNICHARO, C. A. L.; NOUR, E. A. (1999) **Filtros anaeróbios**. In: Campos, J. R. (coordenador) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro. ABES, 1999, 435 p.

ANGELIDAKI, I., WENDY, S. (2004) **Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants**. *Reviews in Environmental Science and Technology*, v.3, p.117-129. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRAS DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (2004) – **Resíduos Sólidos - Classificação** – ABNT.

APHA; AWWA; WPCF (2005) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th edition. Washington. American Public Health Association, American Water Woks Association, Water Environment Federation . Washington-DC, USA.

BIDONE, F.R.; HARTMANN, F.; ROSA, A.,L.; SOUTO, G.D.B.;POVINELLI, J. (2007) **Filtros anaeróbios aplicados ao tratamento de lixiviado de aterro**. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG.

CALECE, N.; LIBERATORI, A.; PETRONIO, B.M.; PIETROLETTI, M. (2001) **Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals**. *Environmental Pollution* 113, p 331-339.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.(2003) **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: Armando Borges de Castilhos Junior (Org) **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB Rio de Janeiro - RJ. ABES, Rima, 2003, 249 p.

CASTRO, M.C.A.A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados**. São Carlos, 2001. 246p. Tese de Doutorado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CHIANESE, A.; RANAURO, R. & VERDONE, N. (1998) **Treatment of landfill leachate by reverse osmosis**. *Water Research*, vol. 33, No. 3, pp. 647-652.

COELHO, H. M. G; LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F. (2007) **Análise estatística de parâmetros físico-químicos de líquidos lixiviados gerados em células de resíduos sólidos urbanos**. Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (2011) **Inventário estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares**. 218p

CONTRERA, R. C. (2003) **Tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbico horizontal de leito fixo (RAHLF)**. São Carlos. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CONTRERA, R.C.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. (2005) **Partida e adaptação de um reator anaeróbico horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento biológico de líquidos percolados de aterros sanitários**. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS.

CONTRERA, R. C. (2008) **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbico e aeróbico operados em bateladas sequenciais e em um filtro biológico anaeróbico contínuo de fluxo ascendente**. São Carlos, 2008. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

COSSU, R.; HAARSTAD, K.; LAVAGNOLO, M. C.; LITTARRU, P. (2001) **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*, v.16, pp. 459 - 470.

DIAMADOPOULOS, E. (1994) **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate**. *Water Research*, v.28, p.2439-2445.

DIAMAPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X.; SAKELLAROPOULOS, G.P. (1997) **Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor** *Water Science and Technology* vol 36, n 2-3, p. 61-68.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. (1961) **Volatile acides by direct titration**. *Journal Water Pollution Control Federation*, vol.33, nº4, pp.350-364.

EDUARDO, J. (2007) **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramado (RJ-Brasil).** Rio de Janeiro, 2007. Dissertação de Mestrado – Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

EL-FADEL, M.; BOL-ZEID, E. (2002) **High-strength leachate from municipal solid waste: An SBR treatability study.** *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management* 7-10 janeiro de 2002. Tunis (EPCOWM) p. 857-866.

EHRIG, H. J. (1983) **Quality and quantity of sanitary landfill leachate.** *Waste Management & Research*, v.1, p.53-68

EHRIG, H. J. (1984) **Treatment of sanitary landfill leachate: biological treatment.** *Waste Management & Research*, v.2, p.131 – 152.

FERREIRA, A.G. (2010) **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos-SP por meio da caracterização físico- química** - São Carlos, 2010 - Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FORESTI, E., FLORÊNCIO, L., HAANDEL, A. V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. (1999) **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** In: Campos, J. R. (coordenador) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro. ABES, 435 p.

FRESCA, F. R. C. (2007) **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos – SP, a partir da caracterização física.** São Carlos, 2007. Dissertação de Mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GARCIA-MORALES, J. L., NEBOT, E., ROMERO, L. I., SALES, D. (2001) **Comparison between acidogenic and methanogenic inhibition caused by Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS).** *Chem. Biochem. Eng. Q.* 15 (1) 13-19.

HENRY, J.G.; PRASAD, D.; YOUNG, H. (1987) **Removal o organics from leachates by anaerobic filter** *Water Research* vol 21, n11, pp 1395-1399.

HOLLOPETER, J. A.; DAGUE, R. R. (1994) **Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment of Landfill Leachate.** In: *Proceedings of the 49th Purdue Industrial Waste Conference*, Chelsea, Ann Arbor Press, pp. 277-284.

IMEN, S.; ISMAIL, T.; SAMI, S.; FATHI, A.; KHALED, M.; AHMED, G.; LATIFA, B. (2009) **Characterization and anaerobic batch reactor treatment of Jebel Chakir Landfill leachate** *Desalination* 246, p 417-424.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2002) **Pesquisa nacional de saneamento básico**. www.ibge.gov.br (out/2008)

_____ (2008) **Pesquisa nacional de saneamento básico**. www.ibge.gov.br (dez/2010)

IPT/CEMPRE (2000) **Lixo municipal – manual de gerenciamento integrado**. 2ª Ed., São Paulo.

KARGI, F., UYGUR, A. (2002) **Nutrient removal performance os a sequencing batch reactor as a function of the sludge age** *Enzyme and Microbial Technology*. v 31, p 842-847.

KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C. O.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. (1999) **Configurações de reatores anaeróbios**. In: Campos, J. R. (coordenador) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro. ABES, 1999, 435 p.

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*, v.34, pp.3640-3656.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. (2002) **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review** *Critical reviews in Environmental Science and Technology*. 32:4, 297-336.

KULIKOWSKA, D., KLIMIUK, E. (2008) **The effect of landfill age on municipal leachate composition** *Bioresource Technology*. n 99. p 5981-5985.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; BELLI FILHO, P.; PINTO, R.O.; CASTILHO JR, A.B.; SOARES, H.M.; LIBÂNIO, P.A.C. (2003) **Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: CASSINI, S.T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. p 96-119.

LEITE, W.C.A.; SHALCH, V.; CASTRO, M.C.A.; FERNANDES JUNIOR, J. L. (1999) **A gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos a partir das unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHIS) no estado de São Paulo**. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro-RJ.

LIN, L., CHAN, G.Y.S., JIANG, B.L., LAN, C.Y. (2007) **Use of ammoniacal nitrogen tolerant microalgae in landfill leachate treatment.** *Waste Management* vol 27 p 1376-1382.

McCARTY, P. L.; SMITH, D. P. (1986) **Anaerobic wastewater treatment.** *Environ. Sci. Technol.*, v. 20, n. 12, p. 1200- 1206.

LO, I.M.-C. (1996) **Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills.** *Environment International* 22, n. 4, p. 433-442.

LOPES, A. A. (2007) **Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na Bacia Tietê-Jacaré (UGRHI 13)** São Carlos, 2007. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MAINTINGUER, S.I.; VARESCHE, M.B.A. (2009) **Quantificação de Bactérias Desnitrificantes por NMP.** São Carlos, 2009. (Curso de Treinamento - Apostila 2, Rede de Laboratórios Nacionais de Microbiologia Aplicada ao Saneamento Ambiental - LNMSA).

McCARTY, P. L.; SMITH, D. P. (1986) **Anaerobic wastewater treatment.** *Environ. Sci. Technol.*, v. 20, n. 12, p. 1200- 1206.

MUÑOZ, S. I. S. (2002) **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados.** Ribeirão Preto, 2002. Tese de Doutorado - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.

NECZAJ, E.; KACPRAZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. (2007) **Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor** *Desalination* 204. p. 227-233.

NECZAJ, E., KACPRZAK, M., KAMIZELA, T., LACH, J. OKONIEWSKA, E. (2008) **Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater** *Desalination* 222 : 404-409.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL A. (2000) **Monitoramento do Lixiviado de Aterro Sanitário.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais..., Porto Alegre

PARK, S., CHOI, K.S., JOE, K.S., KIM, W.H., KIM, H.S. (2000) **Variations of landfill's properties in conjunction with the treatment process.** *Environmental Technology* Vol.22 p 639-645.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P. (2008) **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** *Journal of Hazardous Materials.* n.150 p 468-493.

RIPPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. (1986) **Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes.** *Journal Water Pollution Control Federation*, Alexandria. v. 58, n.5, p. 406-411.

ROCHA, E.M.R (2005) **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE).** Recife, 2005. 151p Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. (2008) **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment.** *Desalination*, 220: 108-114.

SANTUCCI, M. C. C.; ALVIM, I. D.; SCHMIT, F.; FARIA, E. Vaz; SGARBIERI, V. C. (2003) **Enriquecimento de macarrão tipo tubo (massa curta) com derivados de levedura (*Saccharomyces* sp.): impacto nutricional e sensorial.** *Ciênc. Tecnol. Aliment.* [online]. 2003, vol.23, n.2

SCHALCH, V. (1984) **Produção e características do chorume em processo de decomposição do lixo urbano.** São Carlos, 1984. 103p Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

_____ (1992) **Análise Comparativa do comportamento dos aterros sanitários e correlação dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia.** São Carlos, 1992. 219p Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHMIDT, E.L. BELSER, L.W. (1982) **Nitrifying bacteria.** In: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney, Editors, *Methods of Soil Analysis, Part 2 Agronomy* 9, American Society of Agronomy, Madison, WI pp. 1027–1042.

SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J. (2007) **Característica do lixiviado de aterros sanitários do Brasil.** Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG.

SPEECE, R. E. (1983) **Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment** *Environ Scien. Technol* 17, 9, p 416-427.

_____ (1996) **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville–Tennessee, USA, Archae press.

SUNG, S., DAGUE, R. R. (1995) **Laboratory Studies on the Anaerobic Sequencing Batch Reactor**. *Water Environment Research*, 67(3): 294-301.

SWITZENBAUM, M. S. (1992) **Solid and hazardous waste treatment**. Course notes, spring 1992. Department of Civil. Engineering, University of Massachusetts

TIEDJE, J. (1982) **Desnitrification in "Methodos of Soil Analysis-Chemical and microbiological Properties"**, Wisconsin, Estados Unidos da América. No.9, 2ªed., pp. 1011 - 1026.

TIMUR, H., ÖZTURK, I. (1999) **Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate**. *Water Research* 33, 15, p 3225-3230.

TRZCINSKI, A.P., STUCKEY, D.C. (2009) **Treatment of municipal solid waste leachate using a submerged anaerobic membrane bioreactor at mesophilic and psychrophilic temperatures: Analysis of recalcitrants in the permeate using GC-MS**. *Water Research* n.44. p. 671-680.

UYGUR, A., KARGI, F. (2004) **Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor**. *Journal of Environmental Management* 71, p 9-14.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SURMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J.V. (2006) **Landfill leachate treatment methods: A review**. *Environment Chemistry Letters*, v. 4, n.1, p. 51-61.

YANG, L.; WATTS, D. J. (2005) **Particle Surface Characteristics May Play an important role in Phytotoxicity of Alumina Nanoparticles**. *Toxicology Letters*, 158: 122 - 132.

ZAIAT, M. , RODRIGUES, J.A.D., RATSZENEI, S.M., CAMARGO, E.F.M., BORZANI, W. (2001) **Anaerobic Sequencing Batch Reactors for Wastewater Treatment: A Developing Technology**. *Applied Microbiology and Biotechnology* ,55(1): 29-35.

ZIYANG, L., YOUCAI, Z., TAO, Y, YU, S., HUILI, C., NANWEN, Z. RENHUA, H. (2009) **Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages**. *Science of the Total Environment* , 407: 3385-3391, 2009.

APÊNDICE A

Descrição das metodologias de análises físico-químicas e exames microbiológicos das amostras

A1 Análises Físico-Químicas

A seguir serão apresentadas as descrições das análises físico-químicas, realizadas nos Laboratórios de Resíduos Sólidos e de Saneamento, pertencentes ao Departamento de Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos, Campus USP-São Carlos. As análises de microscopia ótica foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos, Campus 2 USP-São Carlos.

A1.1 pH

As medidas de pH foram realizadas por potenciometria, em dois momentos: no momento em que a amostra era retirada do filtro biológico, no Laboratório de Resíduos Sólidos, utilizando um pH-metro da marca Corning-430 ; e durante as análises de alcalinidade e ácidos voláteis, no Laboratório de Saneamento, utilizando o pH-metro da marca “Digimed-DM-20”. O eletrodo era imerso na amostra e assim que fosse observada a estabilização do aparelho, era feita a leitura.

A1.2 Temperatura

As medidas de temperaturas eram realizadas pelo termômetro portátil da marca Minipa, assim que a amostra era retirada do filtro biológico. Este mesmo termômetro portátil foi utilizado para fazer as medições durante as coletas de lixiviados nos aterros sanitários.

A1.3 Alcalinidade

A determinação das alcalinidades total e parcial foi realizada por método titulométrico. A amostra era diluída na proporção 1:10 e titulada, utilizando uma bureta digital, com solução de H_2SO_4 a 0,188N, até o pH 5,75 (alcalinidade parcial) e 4,3 (alcalinidade total). A expressão seguinte foi utilizada para o cálculo da alcalinidade:

$$\text{Alcalinidade (mg/CaCO}_3\text{.L}^{-1}) = \frac{N_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{V_{\text{amostra}}} \times V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 50000 \quad (\text{eq A1})$$

A1.4 Ácidos Voláteis Totais

Os ácidos voláteis totais foram determinados de acordo com a metodologia DiLallo e Albertson (1961). A amostra era diluída na proporção 1:10 e titulada com H_2SO_4 a 0,188N até o pH 3,4. Em seguida, as amostras eram colocadas em uma chapa aquecedora e ferviam por 3 minutos. Logo depois eram deixadas em temperatura ambiente até esfriarem. Em seguida as amostras eram tituladas com NaOH a 0,041N até atingirem o pH 4. Neste momento a bureta era zerada e a amostra era titulada com a mesma solução de a 0,041N até o pH 7 e o valor gasto na titulação era anotado. Calculava-se então a concentração de AVT com a seguinte expressão:

$$\text{Ácidos Voláteis Totais (mg HAc/L)} = \frac{N_{\text{NaOH}}}{V_{\text{amostra}}} \times V_{\text{NaOH}} \times 50000 \quad (\text{eq A2})$$

A1.5 Nitrogênio Amoniacal

Para determinação do N-amoniacal, as amostras eram diluídas na proporção 1:10.

As medidas de N-amoniacal eram realizadas por método colorimétrico, onde havia a destilação da amostra por 6 minutos em destilador Buchi e a recuperação em uma solução de ácido bórico a 2%. Em seguida as amostras eram tituladas a uma solução de H_2SO_4 a 0,188N até a mudança de cor do indicador azul para o laranja. As concentrações de N-amoniacal eram obtidas através do volume gasto de ácido na titulação.

$$\text{NH}_3 = \frac{V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 14000}{V_{\text{amostra}}} - \text{branco} \quad (\text{eq A3})$$

A1.6 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A determinação do NTK é semelhante ao método usado para determinar o N-amoniacal. No entanto, há uma preparação prévia da amostra, com a digestão realizada em meio ácido e na presença de catalisadores. Após a digestão, a amostra segue para a destilação, mas com a adição de água e NaOH, realizada pelo próprio aparelho.

$$\text{NTK} = \frac{V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 14000}{V_{\text{amostra}}} - \text{branco} \quad (\text{eq A4})$$

A1.7 Demanda Química de Oxigênio - Total e Filtrada

Para determinação da DQO total e filtrada, as amostras eram diluídas na proporção 1:10. Às amostras eram adicionadas soluções de dicromato de potássio e ácido sulfúrico concentrado, e expostas à digestão por 120 minutos a 150 °C. As concentrações de DQO eram determinadas por método colorimétrico em espectrofotômetro da marca “Hach” modelo DR – 2000. Para a determinação da DQO filtrada, as amostras eram previamente filtradas em membrana de fibra de vidro com 47 mm de diâmetro e abertura dos poros de 2µm.

A1.8 Sólidos – série completa

Para determinação de sólidos totais, foram utilizadas as amostras brutas e colocadas em cápsulas de porcelana com peso determinados. Em seguida as amostras seguiam para a estufa a 105°C por 24h. Depois de esfriadas em dessecadores, as amostras eram pesadas em balanças analíticas digitais. Para determinação de sólidos totais fixos, e seguiam para um forno tipo mufla a 550°C para serem calcinadas por duas horas. Em seguida eram novamente esfriadas em dessecadores e pesadas. Para a determinação de sólidos suspensos, a mesma quantidade de amostra era filtrada em membranas de vidro com 47mm de diâmetro e abertura de poros de 2µm, previamente pesadas. Em seguida, as membranas eram colocadas em cápsulas de porcelanas e levadas a estufa a 105°C por 24 horas. Depois de esfriadas em dessecadores, as membranas eram novamente pesadas. Para determinação de sólidos suspensos fixos, as membranas eram calcinadas por 15 minutos em forno tipo mufla a 550°C e depois resfriadas em dessecadores para serem novamente pesadas em balanças analíticas.

$$ST = \frac{(P1-P0)}{vol.amostra} \times 1000 \quad (eq A5)$$

$$STF = \frac{(P2-P0)}{vol.amostra} \times 1000 \quad (eq A6)$$

$$STV = ST - STF \quad (eq A7)$$

Procedimento análogo para a análise de sólidos suspensos:

$$SST = \frac{(P1-P0)}{vol.amostra} \times 1000 \quad (eq A8)$$

$$SSF = \frac{(P2-P0)}{vol.amostra} \times 1000 \quad (eq A9)$$

$$SSV = SST - SSF \quad (eq A10)$$

Os sólidos dissolvidos eram obtidos através de cálculo:

$$\text{SDT} = \text{ST} - \text{SST} \quad (\text{eq A11})$$

$$\text{SDV} = \text{STV} - \text{SSV} \quad (\text{eq A12})$$

$$\text{SDF} = \text{STF} - \text{SSF} \quad (\text{eq 13})$$

A1.9 Metais

Para a determinação dos metais Zinco, Chumbo, Níquel, Cádmio, Ferro, Manganês, Cobre e Cromo, a amostra era previamente digerida. Para esta etapa, era separado 50 mL de amostra e 6 mL de ácido nítrico 50% em um erlenmeyer e em seguida a mistura era fervida até que o volume fosse reduzido até aproximadamente 15mL. Após esfriar, eram adicionados 10 mL de ácido nítrico 50%, e o mesmo procedimento repetido. Novamente eram adicionados 5mL de ácido clorídrico a 50% e 7,5mL de água destilada, o líquido era fervido e esfriado pela última vez. Depois do resfriamento, a amostra era diluída com água destilada até o seu volume inicial de 50mL. Depois de digeridas, as leituras das concentrações eram realizadas através de absorção atômica.

Para determinação desses metais solúveis Na, K, Ca e Mg, as amostras brutas eram diluídas em 1:100 para a determinação do Sódio e Potássio e 1:1000 para a determinação de Cálcio e Magnésio. As leituras das concentrações eram realizadas através de absorção atômica.

A1.10 Fosfato

Para a determinação do fosfato, as amostras eram diluídas em 1:20 e 1:40, e os resultados comparados, de forma que eles ficassem dentro da faixa de leitura do espectrofotômetro. Os reagentes eram adicionados às amostras e seguiam para autoclave a 120°C por uma hora.

As medidas de fosfatos eram realizadas por método colorimétrico, com leitura em espectrofotômetro ultra-violeta da marca Shimadzu.

A1.11 Determinação de Nitrato

Para determinar a concentração de Nitrato na amostra, primeiramente foi realizada a diluição da mesma em aproximadamente 25 vezes. Em seguida adicionou-se 1 ml da solução de HCl (1N) para 50 mL da amostra diluída. Em comprimento de onda de 220 nm, utilizando

cubeta de quartzo, foi realizada a leitura de absorvância das amostras, e o branco (água destilada) foi usado para zerar a leitura. O aparelho utilizado para leitura foi o espectrofotômetro (HACH mod.5000).

A1.12 Determinação de Nitrito

O nitrito apresenta nitrogênio em estado de oxidação III, podendo ser produzido pela redução do nitrato em anaerobiose ou por oxidação do amônio em ambientes aeróbios. Para se determinar o nitrito preparou-se uma solução de sulfanilamida. Dissolveu-se 5,0 g de sulfanilamida em uma mistura contendo 50 mL de ácido clorídrico concentrado e 300 mL de água destilada; completou-se o volume de 500 mL com água destilada e foi armazenado em frasco escuro sob refrigeração.

Para o preparo da solução de bicloridrato de n-(1-naftil)-etilenodiamina, dissolveu-se 0,5 g de bicloridrato de n-(1-Naftil)-etilenodiamina em 500 mL de água destilada. A solução foi estocada em frasco escuro sob refrigeração.

A curva de calibração foi realizada com NaNO_2 diluído em água destilada. Foi preparado 2 soluções: solução A - 0,246 g/L de NaNO_2 ; solução B, diluiu-se 5,0 mL da solução A em 500 mL de água. Desta solução B, 200 μL foi diluída em 10 mL de água. Para determinar a concentração de Nitrito na amostra, foi realizada a diluição da mesma em aproximadamente 50 vezes. Em seguida adicionou-se 1 ml da solução de sulfamilamida em 45 ml da amostra diluída. Misturou-se bem e depois de 5 minutos adicionou-se 1 ml da solução de n-(1-Naftil)-etilenodiamina. Misturou-se novamente e completou-se com água destilada até 50 ml. Após 10 minutos foi realizada a leitura de absorvância das amostras em comprimento de onda de 543nm, e o branco (água deionizada) foi usado para zerar a leitura. O aparelho utilizado para leitura foi o espectrofotômetro (HACH mod.5000).

A.1.13 Determinação de Sulfato

Para determinação de sulfato foi utilizado o kit Accuvac Sulfaver da HACH Company, cujo limite de detecção é de 0,5 mg/L e o máximo de 7 mg/L.

A2 Análises Microbiológicas

As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Ambiental, Departamento de Biologia da Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba.

A2.1 Microscopia de contraste de fase e fluorescência UV

Os exames de microscopia foram realizados com microscópio Leica DMLB, com sistema de captura de imagem Optronics e software *Image Pro-Plus*.

A2.2 Determinação de coliformes

A determinação de coliformes se dá a partir das características que o grupo apresenta, pois estes microrganismos são bactérias em forma de bacilos, gram-negativas e fermentadoras de ácidos e lactose resultando na produção de gases, característica esta que permite a detecção do grupo por meio do teste de tubos múltiplos. Para quantificar estas bactérias foi necessário realizar três testes: Presuntivo, Confirmativo e Completo.

Para o teste Presuntivo houve a realização de diluições decimais da amostra. O meio utilizado foi o caldo lactosado (Acumedia) (Tabela A1), com incubação a 35°C por 48 horas, sendo que os tubos que turvaram e apresentaram formação de gases, dentro do tubo Durhan invertido, foram considerados positivos, indicando presença de coliformes.

Tabela A1: Composição do caldo Lactosado

Reagentes	Concentração (g/L)
Triptose	20,0
Lactose	5,0
K ₂ HPO ₄	2,75
KH ₂ PO ₄	2,75
Cloreto de sódio	5,0
Lauril-sulfato de sódio	0,1
Púrpura de bromocresol	0,01

pH = 7,0

Sendo assim, uma alíquota de cada tubo positivo foi transferida para novos tubos de ensaio, alguns contendo meio Verde Brilhante (Himedia) (Tabela A2), e outros contendo meio EC (Acumedia) (Tabela A3).

Tabela A2: Composição do caldo Lactosado Verde Brilhante

Reagentes	Concentração (g/L)
Peptona	10,0
Lactose	10,0
Bile de boi desidratada	20,0
Verde Brilhante	0,0133
pH = 7,0	

Tabela A3: Composição do meio E. C.

Reagentes	Concentração (g/L)
Triptose	20,0
Lactose	5,0
K ₂ HPO ₄	4,0
KH ₂ PO ₄	1,5
Cloreto de sódio	5,0
pH = 6,9	

Para confirmar a presença dos coliformes foi utilizado tubos de ensaio contendo o meio Verde Brilhante, responsável pelo teste Confirmativo, os quais foram incubados a 35°C pelo período de 48 horas. Já para determinar a presença de *Escherichia coli* foi utilizado o meio EC, responsável pelo teste Completo, onde os tubos foram incubados em banho maria à 44,5°C também pelo período de 48 horas. Os resultados foram verificados a partir da formação de gases nos tubos Durhan invertidos, decorrentes da fermentação da lactose (Figura A1). Para todos os testes realizados usou-se uma tabela do número mais provável (NMP/100mL) para quantificar as bactérias (APHA, 2005).

Figura A1: Imagem do tubo de ensaio contendo o meio EC, confirmando a presença de *Escherichia coli* devido à formação de gases

A2.3 Determinação de Bactérias Desnitrificantes

Para quantificar-se as bactérias desnitrificantes utilizou-se a técnica dos tubos múltiplos descrita conforme a metodologia de Tiedje (1982) tanto para as amostras de lodo da lagoa de São Carlos como para o lixiviado. Os resultados foram apresentados em função do Número Mais Provável (NMP) (APHA, 2005).

Inicialmente, preparou-se a água de diluição (Tabela A6) utilizando-se as soluções estoques de fosfato de potássio (Tabelas A4 e A5) as quais foram esterilizadas previamente em autoclave e armazenadas sob refrigeração em frascos âmbar.

Tabela A4 : Solução Estoque 1

Reagente	Quantidade – q.s.p. 100mL de água ultrapurifica
K_2HPO_4 (0,2M)	3,48g

Tabela A5: Solução Estoque 2

Reagente	Quantidade – q.s.p. 100mL de água ultrapurifica
KH_2PO_4 (0,2M)	2,72g

Tabela A6: Água de Diluição

Água de Diluição	Quantidade – q.s.p. 100mL de água ultrapurifica
Solução Estoque 1	1,0 MI
Solução Estoque 2	0,25 mL

O meio utilizado para a inoculação foi o caldo nutriente (Tabela A7), acrescido de nitrato de potássio em uma concentração de 500 mg/L.

Tabela A7: Composição do meio Caldo Nutriente

Reagentes	Concentração (g/L)
Peptonas	5,0
Cloreto de Sódio	5,0
Extrato de carne	1,5
Extrato de Levedura	1,5

A técnica consistiu na inoculação, sob assepsia, nas quintuplicatas de cada diluição, sendo 0,5 mL da amostra previamente homogeneizada em água de diluição, em tubos de ensaio contendo 4,5 mL de meio de cultura. Este processo foi repetido até que se obteve o número desejado de diluições nos tubos de ensaio (10^{-10}) (Figura A2).

Figura A2: Esquema da diluição em quintuplicatas para determinação de bactérias desnitrificantes, nitrificantes e grupo coliformes.
Fonte: Maintinguer (2009), modificado

Após a inoculação os tubos de ensaios foram vedados com tampas de borracha e incubados a 30°C pelo período de 30 dias (Figura A3).

Figura A3: Incubação das bactérias desnitrificantes em estufa a 30°C

A análise indireta do consumo de nitrato foi realizada, a partir da adição de difenilamina ácida, a qual indicou a presença de nitrato. Após o período de incubação foi retirado 0,4 ml de cada tubo de ensaio inoculado com o auxílio de uma seringa estéril e colocado em outro tubo de ensaio. Foi adicionado de 2 a 3 gotas da solução de difenilamina ácida, a qual quando oxidada transforma-se em difenilbenzidina e posteriormente em sal denominado quinoidiamonium com coloração azulada. Sendo assim, a ausência de coloração indicou resultado positivo, ou seja, consumo de nitrato e, a coloração azul indicou resultado negativo, presença de nitrato.

Para a realização da solução de difenilamina pesou-se 200 mg deste reagente acrescentando-se ácido sulfúrico concentrado até completar 100 mL. Essa solução ficou armazenada em recipiente escuro, tampado e sob refrigeração. Todo procedimento de preparo e manuseio foi realizado em capela.

A contagem do número mais provável (NMP) das bactérias desnitrificantes foi realizada, combinando-se os tubos positivos, ausência de nitrato (incolor) em comparação com os negativos, presença de nitrato (azul) e verificando-se na Tabela Padrão de Probabilidade (Anexo A) e calculando-se o NMP por meio da equação 8:

$$\text{NMP}/100\text{mL} = \frac{\text{Valor NMP (tabela em anexo)} \times 10}{\text{Maior diluição da combinação de tubos positivos}} \quad (\text{eq. 8})$$

A2.4 Determinação de Bactérias Nitrificantes

A estimativa da população de bactérias nitrificantes foi realizada através de diluições seriadas utilizando o meio descrito por Schmidt e Belser (1982) o qual foi adaptado para amostras líquidas.

O processo de nitrificação ocorre em duas etapas: a nitrificação e a nitratação. A nitrificação é a formação de nitrito após consumo de nitrogênio amoniacal, pelas bactérias oxidadoras de amônia, enquanto que a nitratação é a formação de nitrato após consumo do nitrito, pelas bactérias oxidadoras de nitrito.

Assim a determinação do NMP das bactérias nitrificantes foi realizada também em duas etapas: o NMP das bactérias oxidadoras de amônia e o NMP das bactérias oxidadoras de nitrito.

Para a realização da determinação destes dois tipos de bactérias, primeiramente foram feitas todas as soluções estoques necessárias no preparo do meio de cultura, as quais foram colocadas em frascos de vidro ambar e armazenadas sob refrigeração. A concentração destas soluções encontra-se na tabela A8.

Tabela A8: Concentração das soluções estoque utilizadas para o preparo do meio de cultura das bactérias oxidadoras de amônia e nitrato.

Constituinte Químico	Concentração da Solução
	Estoque
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	5g / 100ml
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,34g / 100ml
$\text{NaNO}_2/\text{KNO}_2$	0,69g / 100ml
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4g / 100ml
Azul de Bromotimol	0,04g / 100ml
K_2HPO_4	3,48g / 100ml
KH_2PO_4	2,72g / 100 ml
Ferro Quelante	em 100ml
$\text{Fe} \cdot \text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,246g
EDTA dissolvido	0,331g
Elementos Traço	em 100ml
$\text{NaMoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,01g
MnCl_2	0,02g
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,0002g
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,01g
$\text{Cu} \cdot \text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,002g

A2.5 Bactérias oxidadoras de Amônia

Realizou-se o preparo do meio de cultura com as soluções listadas na tabela 10, completando o volume para 500 mL com água destilada. O pH do meio foi corrigido com gotas do sobrenadante da solução supersaturada de Na_2CO_3 em aproximadamente 7,5. Foi adicionado 9 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio, sendo utilizados 5 tubos para cada diluição. Para tamponar a solução utilizamos uma quantidade mínima de CaCO_3 (ou bicarbonato de sódio), em cada tubo de ensaio. Os tubos foram tampados com rolhas de algodão e esterilizados em autoclave por 20 minutos sob pressão de 1 atm e temperatura de 121°C . Para a inoculação adicionou-se 1 mL da amostra previamente diluída sob condição de assepsia, em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Esse procedimento foi realizado para cada diluição utilizada, no caso até a diluição 10^{-10} . Os tubos foram incubados a 30°C , por aproximadamente 30 dias.

Após a retirada do material incubado, realizaram-se testes para verificar se o nitrogênio amoniacal foi consumido. Os 5 tubos de cada diluição foram testados separadamente por meio de duas soluções teste:

SOLUÇÃO 1: dissolveu-se 0,5g de sulfanilamida em 100 mL de ácido clorídrico (HCl) 2,4N. A solução foi armazenada em um frasco de vidro ambar, sob refrigeração.

SOLUÇÃO 2: dissolveu-se 0,3g de N-naftil-etilenodiamina hidrocloreto em 100 mL de ácido clorídrico (HCl) 0,12N. A solução foi armazenada em um frasco escuro, sob refrigeração.

Foram retiradas alíquotas de 0,5 mL de cada tubo de ensaio e colocado em um tubo pequeno, onde foram adicionadas de 2 a 3 gotas da solução 1 e, em seguida da solução 2. A coloração avermelhada indica presença de nitrito e, portanto, pode haver a presença de bactérias oxidadoras de amônia, ou seja, resultado positivo.

A2.6 Bactérias oxidadoras de Nitrito

O preparo do meio de cultura para a análise das Bactérias oxidadoras de Nitrito foi realizado seguindo os mesmos procedimentos do meio de cultura e inoculação para as

Bactérias oxidadoras de Amônia, no entanto, com diferença na adição de algumas soluções estoque (Tabela A9). Na análise de resultados a ausência de coloração indicou que o nitrito foi consumido e, portanto, pode haver a presença de bactérias oxidadoras de nitrito, ou seja, resultado positivo e, a coloração rosa indicou a presença de nitrito sendo negativo o resultado para a presença dessas bactérias.

Tabela A9. Soluções estoque para o preparo do meio de cultura para bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia e nitrito.

Constituinte	Volume da solução para 500 mL	Volume da solução para 500 mL
Químico	Bactérias oxidadoras de amônia	Bactérias oxidadoras de nitrito
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,5 mL	-----
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,5mL	0,5 mL
NaNO ₂ /KNO ₂	-----	0,5mL
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,5 mL	2,5 mL
Azul de	0,5 mL	-----
Bromotimol	2,0 mL	-----
K ₂ HPO ₄	3,75 mL	0,5 mL
KH ₂ PO ₄	0,5 mL	0,5 mL
Ferro Quelante		
Fe.SO ₄ .7H ₂ O		
EDTA dissolvido	0,5 mL	0,5 mL
Elementos Traço		
NaMoO ₄ .2H ₂ O		
MnCl ₂		
CoCl ₂ .6H ₂ O		
ZnSO ₄ .7H ₂ O		
Cu.SO ₄ .5H ₂ O		

A2.7 - Determinação de Bactérias Heterotróficas Totais

A metodologia utilizada para a determinação de bactérias heterotróficas totais foi realizada através de contagem padrão em placa de petri. Cada amostra foi inoculada em

réplicas com diluições de 10^{-1} a 10^{-10} com o objetivo de determinar as melhores diluições. O meio de cultivo utilizado foi o PCA (“Plate Count Agar”) (Tabela A10) e a técnica realizada foi semeadura em superfície, mais conhecida como *Pour Plate*.

Tabela A10: Composição do meio PCA

Reagentes	Concentração (g/L)
Extrato enzimático da caseína	5,0
Extrato de levedura	2,5
Dextrose	1,0
Ágar	15,0

pH = 7,0

Foram distribuídos 1 mL de cada diluição da amostra em placas de petri e, em seguida acrescentou-se de 15 a 20 mL do meio. Após a homogeneização, por meio de movimentos circulares, do inóculo e do meio de cultura contidos na placa, as placas foram incubadas a uma temperatura de 35°C por aproximadamente 48 horas.

Após o período de incubação, foram verificadas as placas que obtiveram crescimento e as unidades formadoras de colônias (UFC) foram contadas com o auxílio do contador de colônias (Figura A4). Para calcular o número de UFC/g ou mL da amostra, multiplicou-se o número encontrado na média das contagens das placas pelo fator de diluição correspondente.

Figura A4: Aparelho Contador de Colônias (marca Phoenix)

APÊNDICE B

Resultados das análises físico-químicas

Tabela B1: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Araraquara-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L ⁻¹)
pH	8,20
DBO	93
DQO Bruta	1598
DQO Filtrada	1709
Ácidos Voláteis Totais	246
Alcalinidade Total (AT)	3704
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	2895
Alcalinidade Intermediária (AI)	808
Nitrogênio Total	1056
Nitrogênio Amoniacal	840
Nitrogênio Orgânico	216
Série Sólidos	
Totais	6646
Fixos	5080
Voláteis	1566
Sólidos Suspensos	
Totais	78
Fixos	28
Voláteis	50
Sólidos Dissolvidos	
Totais	6568
Fixos	5052
Voláteis	1516
Carbono Orgânico Total	474
Fosfato	5,17
Na	1197
K	739
Cl	187
Mg	68
Metais:	
Zn	0,131
Pb	0,38
Cd	0,04
Ni	0,247
Fe	5,68
Mn	0,208
Cu	ND
Cr	0,046

Tabela B2: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Rio Claro-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L ⁻¹)
pH	8,12
DBO	349
DQO Bruta	1.761
DQO Filtrada	1.693
Ácidos Voláteis Totais	246
Alcalinidade Total (AT)	5.467
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	4.040
Alcalinidade Intermediária (AI)	1.428
Nitrogênio Total	1.005
Nitrogênio Amoniacal	904
Nitrogênio Orgânico	101
Série Sólidos	
Totais	4.870
Fixos	3.660
Voláteis	1.210
Sólidos Suspensos	
Totais	38
Fixos	--
Voláteis	--
Sólidos Dissolvidos	
Totais	4.830
Fixos	3.670
Voláteis	1.160
Carbono Orgânico Total	413
Fosfato	30
Na	1.925
K	910
Ca	294
Mg	69,40
Metais:	
Zn	0,175
Pb	0,140
Cd	0,066
Ni	0,266
Fe	5,630
Mn	0,128
Cu	ND
Cr	0,15

Tabela B3: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Ribeirão Preto-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L ⁻¹)
pH	8,11
DBO	452
DQO Bruta	2.405
DQO Filtrada	2.203
Ácidos Voláteis Totais	246
Alcalinidade Total (AT)	5.467
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	4.000
Alcalinidade Intermediária (AI)	1.467
Nitrogênio Total	1.400
Nitrogênio Amoniacal	1.374
Nitrogênio Orgânico	26,29
Série Sólidos	
Totais	6.770
Fixos	5.120
Voláteis	1.640
Sólidos Suspensos	
Totais	146
Fixos	58
Voláteis	88
Sólidos Dissolvidos	
Totais	6.620
Fixos	5.070
Voláteis	1.560
Carbono Orgânico Total	619
Fosfato	33
Na	2.205
K	1.185
Ca	291
Mg	33
Metais:	
Zn	0,367
Pb	0,170
Cd	0,066
Ni	0,337
Fe	7,89
Mn	0,626
Cu	0,092
Cr	0,174

Tabela B4: Resultado da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Catanduva-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L⁻¹)
pH	7,50
DBO	114
DQO Bruta	872
DQO Filtrada	706
Ácidos Voláteis Totais	205
Alcalinidade Total (AT)	2.436
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	1.726
Alcalinidade Intermediária (AI)	711
Nitrogênio Total	437
Nitrogênio Amoniacal	174
Nitrogênio Orgânico	263
Série Sólidos	
Totais	3.640
Fixos	2.708
Voláteis	932
Sólidos Suspensos	
Totais	86
Fixos	42
Voláteis	44
Sólidos Dissolvidos	
Totais	3.554
Fixos	2.666
Voláteis -	888
Carbono Orgânico Total	280
Fosfato	11
Na	639
K	211
Ca	369
Mg	99,4
Metais:	
Zn	0,227
Pb	0,21
Cd	0,09
Ni	0,069
Fe	25,05
Mn	1,465
Cu	0,048
Cr	0,022

Tabela B5: Resultados da caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Votorantim-SP.

Parâmetros	Valores (mg. L ⁻¹)
pH	7,87
DBO	462
DQO Bruta	1.372
DQO Filtrada	1.105
Ácidos Voláteis Totais	107
Alcalinidade Total (AT)	4.908
Alcalinidade – Bicarbonato de Sódio (AP)	4.060
Alcalinidade Intermediária (AI)	848
Nitrogênio Total	985
Nitrogênio Amoniacal	852
Nitrogênio Orgânico	133
Série Sólidos	
Totais – ST	6.896
Fixos – STF	5.612
Voláteis – STV	1.884
Sólidos Suspensos	
Totais – SST	314
Fixos – SSF	69
Voláteis - SSV	245
Sólidos Dissolvidos	
Totais – SDT	6.582
Fixos – SDF	5.543
Voláteis - SDV	1.040
Carbono Orgânico Total	489
Fosfato	7,4
Na	1.745
K	1.055
Ca	86,40
Mg	134,55
Metais:	
Zn	0,762
Pb	1,09
Cd	0,101
Ni	0,302
Fe	8,13
Mn	0,339
Cu	0,023
Cr	0,076

Tabela B6 : Resultados das análises realizadas na fase de adaptação da biomassa nos filtros biológicos: Filtro Biológico RA.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^{a(1)}	8 ^{a(1)}	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS⁽²⁾	Unidade										
pH⁽³⁾	--										
(A)	--	--	--	8,50	8,60	8,50	8,62	8,56	8,62	8,57	0,06
(E)	--	--	8,26	8,32	8,40	8,37	8,21	8,18	8,50	8,32	0,11
Temperatura	°C										
(A) (refrigerado)		29,4	25,3	24,3	26,8	23,1	24,5	27,9	23,0	25,5	2,3
(E)		30,3	30,8	30,2	31,1	32,5	30,3	30,5	31,0	30,8	0,8
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		7163	7454	6098	7081	6754	5484	9871	7920	7228	1314
Bruta (E)		6052	6714	6268	6239	3415	3419	2940	3556	4825	1616
Efic. de Remoção	%	15,50	9,90	0	11,89	49,40	37,60	70,20	55,10	31,20	25,39
Filtrada (A)		--	6996	6091	6466	5093	5318	9509	7722	6742	1524
Filtrada (E)		5848	5473	6179	5944	3283	3499	2901	3507	4579	1396
Efic de Remoção	%	0	21,80	0	8,07	35,50	34,20	69,50	54,58	27,96	25,43
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹										
Total (A)		11412	10302	10302	9964	5114	5245	7802	10716	8857	2494
Total (E)		7689	9268	9720	10434	6768	5903	7917	11145	8606	1831
⁽³⁾ Parcial (A)		8986	9400	8704	8046	4230	4230	6129	9682	7426	2254
Parcial (E)		6392	7350	7858	8780	5208	4568	6638	9845	7080	1761
⁽⁴⁾ Intermediária(A)		2426	902	1598	1918	884	1015	1673	1034	1431	564
Intermediária (E)		1297	1918	1862	1654	1560	1334	1279	1300	1526	263
Relação AI/AP	--										
(A)		0,27	0,10	0,18	0,24	0,21	0,24	0,27	0,11	0,20	0,07
(E)		0,20	0,26	0,24	0,19	0,30	0,48	0,19	0,13	0,25	0,11

Ácidos Voláteis	mgAc.acet.L ⁻¹	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^{a(1)}	8 ^{a(1)}	Média	Desvio Padrão
Totais (A)		419	419	419	651	279	325	827	442	473	180
Totais (E)		698	1628	1488	883	697	604	372	441	851	465
Efic. de Remoção	%	0	0	0	0	0	0	55,10	0,23	6,92	19,47
Relação AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,06	0,06	0,07	0,09	0,05	0,06	0,08	0,05	0,07	0,01
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,12	0,24	0,24	0,14	0,20	0,18	0,13	0,12	0,17	0,05
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	--	0,06	0,07	0,10	0,05	0,06	0,09	0,06	0,07	0,02
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	--	0,30	0,24	0,15	0,21	0,17	0,13	0,12	0,19	0,07
SÉRIE SÓLIDOS											
	g.L ⁻¹										
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		10,82	12,15	12,63	15,85	6,57	6,46	11,42	18,31	11,78	4,08
Sólidos Totais (E)		11,2	13,26	14,48	13,52	8,31	7,05	8,70	7,21	10,47	3,02
Sól. Totais Fixos (A)		7,65	9,25	9,55	9,80	4,92	5,00	7,13	9,64	7,87	2,04
Sól. Totais Fixos (E)		7,72	7,72	9,22	10,32	6,30	5,14	6,73	5,7	7,36	1,76
Sól. Totais Voláteis (A)		3,17	2,94	3,71	6,05	1,65	1,46	4,29	8,68	3,99	2,39
Sól. Totais Voláteis (E)		3,47	3,47	3,96	3,19	2,01	1,91	1,97	1,51	2,69	0,93
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,290	0,220	0,250	0,210	0,170	0,070	0,200	0,270	0,210	0,070
Sól. Susp. Totais (E)		0,170	0,210	0,230	0,570	0,160	0,090	0,120	0,180	0,220	0,150
Sól. Susp. Fixos (A)		0,160	0,090	0,090	0,080	0,060	0,002	0,064	0,110	0,082	0,045
Sól. Susp. Fixos (E)		0,020	0,090	0,070	0,120	0,070	0,006	0,046	0,076	0,062	0,037
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,130	0,130	0,160	0,140	0,110	0,067	0,130	0,160	0,130	0,030
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,160	0,110	0,160	0,450	0,090	0,080	0,072	0,100	0,150	0,120

Sólidos Dissolvidos	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a(1)	8^a(1)	Média	Desvio Padrão
Sól.Dissolv.Totais (A)		10,53	11,94	12,38	15,64	6,40	6,4	11,22	18,04	11,57	4,03
Sól.Dissolv. Totais (E)		11,03	13,26	14,25	12,95	8,15	6,96	8,58	7,03	10,28	2,96
Sól.Dissolv. Fixos (A)		7,49	9,16	9,61	9,73	4,86	5,00	7,06	9,53	7,81	2,03
Sól Dissolv.Fixos (E)		7,71	9,55	9,53	10,20	6,23	5,14	6,68	5,63	7,58	1,96
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		3,05	2,78	2,77	5,91	1,53	1,39	4,15	8,52	3,76	2,40
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		3,32	3,71	4,72	2,75	1,92	1,82	1,90	7,42	3,45	1,90

⁽¹⁾ As bateladas tiveram a duração de 7 dias, exceto as 7^a e 8^a bateladas que tiveram a duração de 10 e 12 dias respectivamente.

⁽²⁾ Diluições e complementações do afluente (ver Tabela 4.2).

⁽³⁾ A medida de pH das amostras no momento em que eram retiradas do filtro biológicos só foram realizadas a partir do efluente da 2^a batelada. O aparelho estava em manutenção.

⁽⁴⁾ Alcalinidade Parcial – até pH 5,75

⁽⁵⁾ Alcalinidade Intermediária – até pH 4,3

Ácidos Voláteis	mgAc.acet.L ⁻¹	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^{a(1)}	8 ^{a(1)}	Média	Desvio Padrão
Totais (A)		419	419	419	651	279	325	828	442	473	180
Totais (E)		1163	1767	1395	1116	883	930	1069	539	1108	364
Efic. de Remoção	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Relação AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,06	0,06	0,07	0,09	0,05	0,06	0,08	0,05	0,07	0,01
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,19	0,25	0,22	0,18	0,25	0,23	0,27	0,07	0,21	0,06
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	--	0,06	0,07	0,10	0,04	0,06	0,09	0,12	0,08	0,03
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	--	0,32	0,23	0,19	0,25	0,23	0,25	0,15	0,23	0,05
SÉRIE SÓLIDOS	g.L ⁻¹										
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		10,82	12,11	12,00	15,85	6,57	6,46	11,42	17,53	11,60	3,89
Sólidos Totais (E)		11,04	13,18	14,76	15,28	8,21	7,08	9,38	6,77	10,71	3,39
Sól. Totais Fixos (A)		7,65	9,2	9,61	9,80	4,92	5,00	7,13	10,02	7,92	2,09
Sól. Totais Fixos (E)		7,86	7,86	9,46	9,75	6,45	4,73	6,84	5,26	7,28	1,81
Sól. Totais Voláteis (A)		3,17	2,91	4,88	6,05	1,65	1,46	4,29	7,51	3,99	2,11
Sól. Totais Voláteis (E)		3,19	3,19	5,3	5,53	1,76	2,35	2,5	1,51	3,17	1,51
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,290	0,250	0,250	0,210	0,170	0,068	0,200	0,096	0,190	0,080
Sól. Susp. Totais (E)		0,220	0,220	0,230	0,340	0,120	0,100	0,114	0,178	0,190	0,080
Sól. Susp. Fixos (A)		0,160	0,076	0,086	0,076	0,060	0,002	0,064	0,014	0,070	0,050
Sól. Susp. Fixos (E)		0,018	0,072	0,084	0,089	0,040	0,040	0,030	0,084	0,060	0,030
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,130	0,170	0,160	0,140	0,110	0,066	0,130	0,082	0,120	0,040
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,200	0,130	0,146	0,250	0,084	0,062	0,084	0,094	0,130	0,070

Sólidos Dissolvidos	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a(1)	8^a(1)	Média	Desvio Padrão
Sól.Dissolv.Totais (A)		10,53	11,86	11,80	15,64	6,40	6,40	11,22	17,43	11,41	3,88
Sól.Dissolv. Totais (E)		10,82	12,98	14,53	14,94	8,08	6,98	9,27	6,59	10,52	3,32
Sól.Dissolv. Fixos (A)		7,49	9,12	9,64	9,73	4,86	5,00	7,06	10,01	7,86	2,10
Sól Dissolv.Fixos (E)		7,84	9,14	9,38	9,66	6,41	4,69	6,81	5,18	7,39	1,92
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		3,05	2,74	2,16	5,91	1,54	1,39	4,15	7,42	3,55	2,15
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		2,99	3,83	5,15	5,28	1,68	2,29	2,46	1,41	3,14	1,48

⁽¹⁾ As bateladas tiveram a duração de 7 dias, exceto as 7^a e 8^a bateladas que tiveram a duração de 10 e 12 dias respectivamente.

⁽²⁾ Diluições e complementações do afluente (ver tabela 4.2)

⁽³⁾ A medida de pH das amostras no momento em que eram retiradas do filtro biológicos só foram realizadas a partir do efluente da 2^a batelada. O aparelho estava em manutenção.

Tabela B8 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de São Carlos-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	8,50	8,54	8,51	8,48	8,40	8,47	8,42	8,46	8,47	0,05
(E)		8,38	8,41	8,34	8,34	8,26	8,33	8,33	8,32	8,34	0,04
Temperatura	°C										
(B) (refrigerado)		-	-	-	-	-	-	-	-		
(E)		31,1	31,7	30,8	30,6	30,8	30,4	30,7	30,6	30,8	0,40
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		5011	4854	6772	4361	4745	4413	4762	4679	4950	767
Bruta (E)		4475	6036	4186	3794	3611	4030	4189	4258	4322	744
Efic. de Remoção	%	10,70	0	38,20	13,00	23,90	8,70	12,03	9,00	14,44	11,63
Filtrada (A)		4515	4677	6544	4168	4639	4246	4505	4102	4675	785
Filtrada (E)		4348	5779	3955	3681	3488	3882	4101	3948	4148	708
Efic. de Remoção	%	3,70	0	39,60	11,70	24,80	8,60	8,97	3,75	12,64	13,22
⁽¹⁾ COT											
(A)		-	-	-	-	1690	1245	1300	1307	1386	205
(E)		-	-	-	-	1135	1103	1207	1211	1164	54
Efic. de Remoção	%	-	-	-	-	32,84	11,41	7,15	7,34	14,69	12,26

Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Total (A)		11043	11130	10829	10848	10359	11409	10962	10475	10882	341
Total (E)		11092	10566	10716	10660	9024	11531	10150	10556	10537	735
Parcial (A)		8790	9908	9682	8498	8178	8065	9947	8018	8886	836
Parcial (E)		9042	8441	8817	8178	6787	8554	7775	9115	8339	769
Intermediária(A)		2253	1222	1147	2350	2181	3344	1015	2457	1996	805
Intermediária (E)		2050	2125	1899	2482	2237	2977	2375	1441	2198	449
Relação AI/AP	--										
(A)		0,26	0,12	0,12	0,28	0,27	0,41	0,10	0,31	0,23	0,11
(E)		0,23	0,25	0,21	0,30	0,33	0,35	0,31	0,16	0,27	0,07
Ácidos Voláteis	mg/LAc.acet										
Totais (A)		441	465	441	416	451	492	472	497	459	28
Totais (E)		416	392	465	465	369	451	472	554	448	57
Efic. de Remoção	%	5,67	15,70	0	0	18,18	8,33	0	0	5,99	7,48
Nitrogênio											
Nitrogênio Total (NTK)	mg NTK.L ⁻¹										
(A)		2653	2551	2572	2572	2582	2456	2571	2582	2567	54
(E)		2466	2477	2740	2540	2224	2540	2548	2559	2512	143
Efic. de Remoção	%	7,05	2,90	0	1,24	13,87	0	0,89	0,89	3,36	4,83
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ .L ⁻¹										
(A)		2411	2274	2301	2285	2272	2298	2351	2342	2317	48
(E)		2240	2264	2280	2277	1977	2259	2237	2351	2236	110
Efic. de Remoção	%	7,09	0,44	0,91	0,35	12,98	1,70	4,85	0	3,54	4,57
Nitrogênio orgânico	mg N.org.L ⁻¹										
(A)		243	276	271	287	310	158	220	240	251	47
(E)		226	213	460	263	247	281	310	208	276	82
Efic. de Remoção	%	7,00	22,83	0	8,36	20,32	0	0	13,33	8,98	9,15

Relação AVT/DQO		1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,09	0,10	0,07	0,10	0,10	0,11	0,10	0,10	0,10	0,01
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,09	0,06	0,11	0,12	0,10	0,11	0,11	0,12	0,10	0,02
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	0,10	0,10	0,07	0,10	0,10	0,12	0,11	0,12	0,10	0,02
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	0,10	0,07	0,12	0,13	0,11	0,12	0,12	0,14	0,11	0,02
SÉRIE SÓLIDOS		g.L ⁻¹									
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		14,61	18,36	14,34	11,16	14,60	12,97	13,34	15,47	14,36	2,09
Sólidos Totais (E)		14,53	14,17	12,19	15,97	11,20	12,52	12,23	24,39	14,65	4,23
Sól. Totais Fixos (A)		8,73	9,72	10,49	7,10	9,88	9,86	9,88	9,42	9,39	1,05
Sól. Totais Fixos (E)		9,89	9,92	9,47	9,69	8,25	9,56	9,93	18,64	10,67	3,27
Sól. Totais Voláteis (A)		5,88	8,64	3,85	4,06	4,72	3,11	3,45	6,05	4,97	1,83
Sól. Totais Voláteis (E)		4,72	4,25	2,72	6,28	2,95	2,98	2,29	5,75	3,99	1,49
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,330	0,270	0,310	0,330	0,420	0,610	0,250	0,250	0,350	0,120
Sól. Susp. Totais (E)		0,110	0,250	0,330	0,330	0,510	0,440	0,186	0,490	0,330	0,140
Sól. Susp. Fixos (A)		0,100	0,097	0,150	0,083	0,110	0,190	0,094	0,094	0,110	0,040
Sól. Susp. Fixos (E)		0,050	0,160	0,100	0,130	0,140	0,120	0,088	0,184	0,120	0,040
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,220	0,170	0,160	0,250	0,310	0,410	0,154	0,158	0,230	0,090
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,060	0,080	0,230	0,210	0,370	0,320	0,098	0,308	0,210	0,120

Sólidos Dissolvidos	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Sól.Dissolv.Totais (A)	14,28	18,09	14,02	10,83	14,17	12,36	13,09	15,22	14,01	2,13
Sól.Dissolv. Totais (E)	14,42	13,92	11,86	15,64	10,69	12,09	12,04	23,9	14,37	4,17
Sól.Dissolv. Fixos (A)	8,62	9,62	10,34	7,02	9,77	9,67	9,79	9,33	9,27	1,03
Sól Dissolv.Fixos (E)	9,77	9,76	9,36	9,56	8,11	9,43	9,85	18,46	10,54	3,25
Sól.Dissolv.Voláteis(A)	5,66	8,47	3,68	3,81	4,40	2,69	3,30	5,89	4,74	1,87
Sól.Dissolv.Voláteis(E)	4,65	4,16	2,50	6,07	2,59	2,65	2,20	5,44	3,78	1,50

- ⁽¹⁾ A série Carbono foi incluída nas análises de acompanhamento apenas a partir da 5^a batelada.

Tabela B9: Resultados das análises do PERFIL realizado antes do tratamento do lixiviado de São Carlos-SP.

	Batelada	Afluente	2 dias	4 dias	6 dias	8 dias	10 dias	12 dias	14 dias
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,70	8,44	8,49	8,64	8,30	8,30	8,59	8,50
Temperatura	°C	refrigerado	30,6	29,9	29,8	30,1	31,3	31,3	31,3
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		5966	5421	4714	4176	3770	3796	4130	4612
Efic. de Remoção	%	--	9,14	13,04	11,41	9,72	0	0	0
Filtrada		5935	5135	4665	3737	3621	3607	3818	4430
Efic. de Remoção	%	--	13,48	9,15	19,89	3,10	0,39	0	0
Alcalinidade	mg.CaCO ₃ L ⁻¹								
Total		11348	11043	10860	10657	10901	11023	11023	12079
Parcial		9602	8526	8161	8526	8526	9013	8445	10536
Intermediária		1746	2517	2699	2131	2375	2010	2578	1543
Relação AI/AP	--	0,18	0,30	0,33	0,25	0,28	0,22	0,31	0,15
Ácidos Voláteis	mg.Ac.acet L ⁻¹								
Totais		441	882	809	588	490	441	392	441
Efic. de Remoção	%	--	0	8,28	27,32	16,67	10,00	11,11	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,07	0,16	0,17	0,14	0,13	0,12	0,09	0,10
AVT/DQO _{Filt}	--	0,07	0,16	0,17	0,16	0,13	0,12	0,10	0,10
NITROGÊNIO									
Nitrogênio Total (NTK)	mg NTK. L ⁻¹	2585	2574	2562	2460	2653	2574	2460	2506
Efic. de Remoção		--	0,43	0,47	3,98	0	2,98	4,43	0
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)	mg NH ₃ .L ⁻¹	2405	2303	2297	2214	2331	2340	2240	2328
Efic. de Remoção		--	0	4,24	3,61	0	0	4,27	0
Nitrogênio Orgânico	mg NOrg.L ⁻¹	180	271	265	246	322	234	220	177
Efic. de Remoção		--	0	2,21	7,17	0	27,33	5,98	19,55

Tabela B10 : Resultados das análises do PERFIL realizado na 5ª batelada do tratamento do lixiviado de São Carlos.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	⁽¹⁾ 6 dias	7 dias-Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,40	8,40	8,33	8,27	8,28	8,28	--	8,26
Temperatura	°C	refrigerado	29,8	29,9	30,0	30,0	30,0	--	30,8
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		4746	4393	4252	4200	4246	3359	--	3612
Efic. de Remoção	%	--	7,44	3,21	1,22	--	20,89	--	--
Filtrada		4640	3927	3888	4013	3525	3223	--	3489
Efic de Remoção	%	--	15,37	0,99	0	12,16	8,57	--	--
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		10359	9720	9682	9701	9682	7144	--	9024
Parcial		8178	7708	7539	7746	7558	5490	--	6787
Intermediária		2181	2012	2143	1955	2124	1654	--	2237
Relação AI/AP	--	0,27	0,26	0,28	0,25	0,28	0,30	--	0,33
Ácidos Voláteis	mg Ac.acét.L ⁻¹								
Totais		451	471	369	451	410	328	--	369
Efic. de Remoção	%		0	21,70	0	9,10	20,00	--	--
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,09	0,11	0,09	0,11	0,10	0,10	--	0,10
AVT/DQO _{Filt}	--	0,10	0,12	0,09	0,11	0,12	0,10	--	0,11

- ⁽¹⁾ A amostragem no sexto dia de experimento foi inviabilizada por falta de energia elétrica.
- Análises de Nitrogênio não foram realizadas em decorrência de problemas apresentados pelo aparelho de análise..

Tabela B11: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Araraquara-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	8,21	8,19	8,25	8,29	8,09	8,13	8,08	8,11	8,17	0,08
(E)	--	8,08	8,08	8,05	8,04	7,98	7,93	8,01	8,06	8,03	0,05
Temperatura	°C										
(C) (refrigerado)		--	--	--	--	--	--	--	--		
(E)		30,8	30,4	30,5	30,6	30,6	30,9	30,7	30,9	30,7	0,2
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		1598	1380	1559	1472	1387	1466	1432	1070	1421	161
Bruta (E)		1884	1388	1398	1413	1439	1350	1315	1316	1438	186
Efic. de Remoção	%	0	0	10,33	4,01	0	7,91	8,17	0	3,80	4,41
Filtrada (A)		1709	1360	1521	1369	1439	1439	1284	957	1385	215
Filtrada (E)		1905	1336	1281	1261	1322	1272	1225	1185	1348	230
Efic. de Remoção	%	0	1,76	15,78	7,89	8,13	11,61	4,60	0	6,22	5,69
Carbono	mg C.L ⁻¹										
COT											
(A)		474	476	454	467	452	445	429	340	442	44
(E)		527	519	418	413	414	408	407	424	441	51
Efic. de Remoção	%	0	0	8,07	11,58	8,41	8,19	5,24	0	5,19	4,62
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹										
Totais (A)		246	164	164	174	164	174	174	144	176	30
Totais (E)		205	205	164	164	164	164	154	154	172	21
Efic. de Remoção	%	16,7	0	0	6,00	0	6,00	12,00	0	5,09	6,41

Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Total (A)		3794	3666	3228	3065	2923	3004	3004	3004	3211	334
Total (E)		4756	3910	3055	3126	2832	2903	2903	2903	3299	684
Parcial (A)		2895	2801	3634	3806	3827	3816	3725	3725	3529	426
Parcial (E)		3515	2820	3857	3816	3735	3796	3684	3684	3613	338
Intermediária(A)		899	865	406	741	903	812	812	721	770	162
Intermediária (E)		1241	1090	802	690	903	893	893	782	912	177
Relação AI/AP	--										
(A)		0,31	0,31	0,13	0,24	0,31	0,27	0,27	0,24	0,26	0,06
(E)		0,35	0,39	0,26	0,22	0,32	0,31	0,31	0,27	0,30	0,05
Nitrogênio											
Nitrogênio Total (NTK)	mg NTK.L ⁻¹										
(A)		1056	913	1130	1113	1039	1107	1136	988	1060	78
(E)		1235	982	1124	1107	1039	931	1056	1062	1067	92
Efic. de Remoção	%	0	0	0,50	0,51	0	15,90	7,01	0	2,99	5,74
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ .L ⁻¹										
(A)		840	807	825	828	823	820	815	748	813	28
(E)		1027	878	863	840	822	810	809	852	863	71
Efic. de Remoção	%	0	0	0	0	0,17	0,17	0,70	0	0,13	0,24
Nitrogênio orgânico	mg N.org.L ⁻¹										
(A)		216	106	305	285	216	287	321	240	247	69
(E)		208	104	261	267	217	112	247	210	203	63
Efic. de Remoção	%	3,70	1,89	14,43	6,47	0	60,95	23,03	12,44	15,36	19,92

SÉRIE SÓLIDOS	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		6,65	6,39	6,5	6,49	6,47	6,35	6,34	5,51	6,34	0,35
Sólidos Totais (E)		7,01	6,64	6,32	6,40	6,58	6,46	6,31	6,52	6,53	0,23
Sól. Totais Fixos (A)		5,08	5,19	5,20	5,22	5,12	5,19	5,14	4,34	5,06	0,29
Sól. Totais Fixos (E)		5,36	5,37	5,27	5,26	5,28	5,31	5,19	5,18	5,28	0,07
Sól. Totais Voláteis (A)		1,57	1,19	1,29	1,27	1,35	1,16	1,20	1,18	1,28	0,14
Sól. Totais Voláteis (E)		1,65	1,26	1,05	1,14	1,30	1,15	1,11	1,34	1,25	0,19
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,078	0,166	0,192	0,296	0,126	0,208	0,204	0,126	0,17	0,07
Sól. Susp. Totais (E)		0,092	0,116	0,056	0,210	0,124	0,166	0,122	0,180	0,13	0,05
Sól. Susp. Fixos (A)		0,028	0,141	0,076	0,118	0,05	0,098	0,11	0,044	0,08	0,04
Sól. Susp. Fixos (E)		0,038	0,042	0,022	0,108	0,07	0,082	0,056	0,088	0,06	0,03
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,050	0,025	0,116	0,178	0,076	0,11	0,094	0,082	0,09	0,05
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,054	0,074	0,034	0,102	0,054	0,084	0,066	0,092	0,07	0,02
Sólidos Dissolvidos											
Sól.Dissolv.Totais (A)		6,57	6,22	6,30	6,20	6,35	6,14	6,13	5,39	6,16	0,34
Sól.Dissolv. Totais (E)		6,92	6,52	6,27	6,19	6,46	6,29	6,19	6,34	6,40	0,24
Sól.Dissolv. Fixos (A)		5,05	5,05	5,13	5,10	5,07	5,10	5,03	4,29	4,98	0,28
Sól Dissolv.Fixos (E)		5,33	5,33	5,25	5,15	5,21	5,23	5,14	5,09	5,22	0,09
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		1,52	1,17	1,18	1,09	1,28	1,05	1,11	1,10	1,19	0,15
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		1,59	1,19	1,01	1,04	1,25	1,06	1,05	1,25	1,18	0,19

Tabela B12: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Araraquara-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	⁽¹⁾ 6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,21	8,25	8,21	8,13	8,13	8,11	--	8,08
Temperatura	°C	refrigerado	29,7	30,0	30,0	29,9	29,8	--	30,8
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		1598	1992	1846	1855	1865	1851	--	1884
Efic. de Remoção	%	--	0	7,33	0	0	0,75	--	0
Filtrada		1709	1868	1748	1785	1747	1849	--	1906
Efic. de Remoção	%	--	0	6,42	0	2,13	0	--	0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		3704	4625	4606	4568	4719	4512	--	4756
Parcial		2895	3666	3685	3497	3591	3440	--	3516
Intermediária		808	959	921	1072	1128	1072	--	1241
Relação AI/AP	--	0,28	0,26	0,25	0,31	0,31	0,31	--	0,35
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		246	205	287	226	246	205	--	205
Efic. de Remoção	%	--	16,70	0	21,30	0	16,70	--	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,15	0,10	0,15	0,12	0,13	0,11	--	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,14	0,11	0,16	0,13	0,14	0,11	--	0,11

- ⁽¹⁾ A amostragem com 6 dias de experimento foi inviabilizada por falta de energia.

Tabela B13: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Araraquara-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,09	7,91	8	8,02	7,97	8,02	7,96	7,98
Temperatura	°C	refrigerado	30,9	30,6	31	30,8	30,6	30,7	30,6
Metano	mL	--	210 mL	--	--	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		1388	1469	1294	1126	1153	1098	1441	1439
Efic. de Remoção	%	--	0	11,91	13,02	0	4,77	0	0,09
Filtrada		1439	1383	1327	1075	1106	1016	1366	1322
Efic de Remoção	%	--	3,89	4,05	19,01	0	8,14	0	3,20
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		3799	3789	3618	3618	3417	3889	3970	3889
Parcial		2984	2854	2784	3035	2492	2874	3116	2925
Intermediária		815	935	834	583	925	1015	854	965
Relação AI/AP	--	0,27	0,33	0,30	0,19	0,37	0,35	0,27	0,33
Ácidos Voláteis	mg.Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		164	103	164	144	144	164	164	164
Efic. de Remoção	%	--	37,50	0	12,50	0	0	0	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,12	0,07	0,13	0,13	0,12	0,15	0,11	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,11	0,07	0,12	0,13	0,13	0,16	0,12	0,12

Tabela B14: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	8,12	8,18	8,11	8,12	8,04	7,23	8,42	8,86	8,14	0,45
(E)	--	8,12	8,03	8,02	8,05	8,04	8,14	8,16	8,03	8,07	0,06
Temperatura	°C										
(D) (refrigerado)											
(E)		30,9	31	31	31,2	31,4	31,2	31,9	31,7	31,3	0,4
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		1761	1720	1895	1825	1803	1855	1575	1680	1764	104
Bruta (E)		--	1535	1658	1643	1534	1438	1300	1443	1507	126
Efic. de Remoção	%	--	10,76	12,51	9,97	14,92	22,48	17,46	14,11	14,60	4,30
Filtrada (A)		1693	1323	1900	1713	1720	1803	1448	1480	1635	197
Filtrada (E)		--	1513	1618	1658	1422	1328	1143	1370	1436	178
Efic. de Remoção	%	--	0	14,84	3,21	17,33	26,34	21,06	7,43	12,89	9,67
Carbono	mg C.L ⁻¹										
COT											
(A)		413	472	517	480	566	553	462	456	490	52
(E)		469	486	504	468	469	444	445	522	476	27
Efic. de Remoção	%	0	0	2,42	2,42	17,18	19,61	3,66	0	5,66	8,00
Ácidos Voláteis	mg/LAc.acet										
Totais (A)		154	185	174	174	205	164	185	297	192	45
Totais (E)		195	185	164	164	164	133	164	174	168	18
Efic. de Remoção	%	0	0	5,90	5,90	20,00	18,80	11,10	41,40	12,89	13,79
Relação AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--		0,11	0,09	0,10	0,11	0,09	0,12	0,18	0,11	0,03
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--		0,12	0,10	0,10	0,11	0,09	0,13	0,12	0,11	0,01
AVT/DQO _{Filt} (A)	--		0,14	0,09	0,10	0,12	0,09	0,13	0,20	0,12	0,04
AVT/DQO _{Filt} (E)	--		0,12	0,10	0,10	0,12	0,10	0,14	0,13	0,12	0,02

Alcalinidade	mg CaCO₃.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Total (A)		5467	4462	4583	4502	4774	4673	4593	4603	4707	322
Total (E)		5427	4583	4623	4573	4342	3618	4050	4583	4475	520
Parcial (A)		4040	3206	3518	3166	3664	3296	3417	3276	3448	291
Parcial (E)		3879	3306	3347	3226	3085	3035	2884	3256	3252	297
Intermediária(A)		1428	1256	1062	1337	1130	1377	1176	1327	1262	128
Intermediária (E)		1548	1276	1276	1347	1256	583	1166	1327	1222	281
Relação AI/AP	--										
(A)		0,35	0,39	0,30	0,42	0,31	0,42	0,34	0,40	0,37	0,05
(E)		0,40	0,39	0,38	0,42	0,41	0,19	0,40	0,41	0,38	0,08
Nitrogênio											
Nitrogênio Total (NTK)	mg NTK.L ⁻¹										
(A)		1005	--	--	--	961	--	--	--	983	31
(E)		959	--	--	--	914	--	--	--	936	32
Efic. de Remoção	%	4,58	--	--	--	4,89	--	--	--	--	--
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ .L ⁻¹										
(A)		904	--	--	--	871	--	--	--	887	23
(E)		914	--	--	--	845	--	--	--	879	49
Efic. de Remoção	%	0	--	--	--	2,99	--	--	--	--	--
Nitrogênio orgânico	mg N.org.L ⁻¹										
(A)		101	--	--	--	90	--	--	--	95	8
(E)		45	--	--	--	69	--	--	--	57	17
Efic. de Remoção	%	55,45	--	--	--	23,33	--	--	--	--	--

SÉRIE SÓLIDOS	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		4,87	6,58	6,47	6,48	6,84	6,75	6,6	6,92	6,44	0,65
Sólidos Totais (E)		4,86	6,41	6,58	6,6	6,29	5,43	5,69	6,57	6,05	0,65
Sól. Totais Fixos (A)		3,66	5,18	4,54	4,74	5,40	5,40	5,14	5,39	4,93	0,60
Sól. Totais Fixos (E)		3,82	5,06	5,30	5,31	5,09	4,12	4,56	5,31	4,82	0,59
Sól. Totais Voláteis (A)		1,21	1,4	1,93	1,74	1,44	1,35	1,47	1,53	1,51	0,23
Sól. Totais Voláteis (E)		1,04	1,35	1,28	1,29	1,2	1,31	1,13	1,26	1,23	0,10
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,038	0,152	0,128	0,210	0,158	0,128	0,070	0,322	0,150	0,090
Sól. Susp. Totais (E)		0,080	0,134	0,154	0,158	0,142	0,148	0,060	0,046	0,120	0,050
Sól. Susp. Fixos (A)		--	0,050	0,052	0,072	0,080	0,034	0,026	0,180	0,070	0,050
Sól. Susp. Fixos (E)		--	0,066	0,068	0,054	0,072	0,058	0,018	0,022	0,050	0,020
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,050	0,102	0,076	0,138	0,078	0,094	0,044	0,142	0,090	0,040
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,082	0,068	0,086	0,104	0,070	0,090	0,042	0,024	0,070	0,030
Sólidos Dissolvidos											
Sól.Dissolv.Totais (A)		4,83	6,43	6,34	6,27	6,68	6,62	6,53	6,60	6,29	0,61
Sól.Dissolv. Totais (E)		4,78	6,28	6,43	6,44	6,14	5,29	5,63	6,53	5,94	0,64
Sól.Dissolv. Fixos (A)		3,67	5,13	4,49	4,67	5,32	5,37	5,11	5,21	4,87	0,58
Sól Dissolv.Fixos (E)		3,82	5,00	5,24	5,26	5,02	4,06	4,54	5,29	4,78	0,57
Sól.Dissolv. Voláteis(A)		1,16	1,30	1,85	1,61	1,36	1,26	1,42	1,39	1,42	0,22
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		0,096	1,28	1,19	1,19	1,13	1,22	1,09	1,23	1,05	0,39

Tabela B15 : Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,12	7,97	8,00	7,98	7,98	8,12	8,10	8,12
Temperatura	°C	refrigerado	31,1	31,1	31,5	31,4	30,8	31,0	30,9
Metano	mL	--	340 mL	--	--	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		1761	1663	1725	1469	1558	1761	1028	1163
Efic. de Remoção	%	--	5,57	0	14,82	0	0	41,66	0
Filtrada		1693	1685	1606	1391	1441	1596	919	940
Efic de Remoção	%	--	0,49	4,69	13,38	0	0	42,41	--
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		5467	4764	4512	3829	3739	4502	2533	4553
Parcial		4040	3457	3246	2673	2653	3306	2090	3347
Intermediária		1428	1307	1266	1156	1085	1196	442	1206
Relação AI/AP	--	0,35	0,38	0,39	0,43	0,41	0,36	0,21	0,36
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		154	195	185	144	154	226	103	174
Efic. de Remoção	%	--	0	5,30	22,20	0	0	54,50	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,09	0,12	0,11	0,10	0,10	0,13	0,10	0,13
AVT/DQO _{Filt}	--	0,09	0,12	0,11	0,10	0,11	0,14	0,11	0,19

Tabela B16: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Rio Claro-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,04	8,10	8,06	8,05	8,02	7,90	8,02	8,04
Temperatura	°C	refrigerado	31,6	32,0	31,5	31,0	31,5	31,0	31,4
Metano	mL	--	10 mL	--	--	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		1802	1685	1667	1577	1602	1616	1520	1534
<i>Efic. de Remoção</i>	%	--	6,51	1,10	5,37	0	0	5,94	0
Filtrada		1721	1541	1591	1536	1481	1481	1381	1422
<i>Efic de Remoção</i>	%	--	10,46	0	3,46	3,60	3,46	9,50	0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		4774	4452	4623	4311	4523	4593	4271	4342
Parcial		3664	3126	3186	3286	3317	3337	2975	3085
Intermediária		1130	1327	1437	1025	1206	1256	1296	1256
Relação AI/AP	--	0,31	0,42	0,45	0,31	0,36	0,38	0,44	0,41
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		205	164	205	174	174	164	164	164
<i>Efic. de Remoção</i>	%	--	20,00	0	15,00	0	5,90	0	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,11	0,10	0,12	0,11	0,11	0,10	0,11	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,12	0,11	0,13	0,11	0,12	0,11	0,12	0,12

Tabela B17 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	8,74	8,11	8,11	8,24	8,18	8,12	8,08	8,13	8,21	0,22
(E)	--	8,12	8,08	8,07	8,26	--	8,15	8,17	8,12	8,14	0,06
Temperatura	°C										
(E) (refrigerado)	--	--	--	--	--	--	--	--	--		
(E)	--	31,6	31,4	31,5	31,5	31,4	31,5	31,2	31,6	31,5	0,1
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		1703	2405	2590	2361	2113	2547	2679	2612	2376	326
Bruta (E)		1624	1822	2332	2412	1922	2318	2242	2432	2138	305
Efic. de Remoção	%	4,64	24,24	9,96	0	9,04	8,99	16,31	6,89	10,01	7,40
Filtrada (A)		1545	2203	2324	2176	1980	2509	2567	2459	2220	335
Filtrada (E)		1462	1800	2167	2290	1805	2038	2226	2388	2022	311
Efic. de Remoção	%	5,37	18,29	6,76	0	8,84	18,77	13,28	2,89	9,28	6,93
Carbono	mg C.L ⁻¹										
COT											
(A)		469	619	614	571	620	717	614	745	621	85
(E)		413	666	651	700	595	631	682	701	630	95
Efic. de Remoção	%	12,05	0	0	0	4,11	11,93	0	0	3,51	5,42
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹										
Totais (A)		174	246	267	236	246	246	328	299	255	46
Totais (E)		185	242	236	226	226	246	291	252	238	30
Efic. de Remoção	%	0	1,70	11,50	4,30	8,30	0	11,30	15,80	6,61	5,98
Relação AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,10	0,10	0,10	0,10	0,12	0,10	0,12	0,11	0,11	0,01
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,11	0,13	0,10	0,09	0,12	0,11	0,13	0,10	0,11	0,01
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	0,10	0,10	0,10	0,10	0,12	0,10	0,12	0,11	0,11	0,01
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	0,11	0,13	0,10	0,09	0,12	0,11	0,13	0,10	0,11	0,01

Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	⁽¹⁾ 1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
Total (A)		3809	4000	3964	3618	4332	4064	4334	4604	4091	318
Total (E)		4000	3879	4191	4141	4040	3943	4445	4650	4161	264
⁽³⁾ Parcial (A)		2965	5467	5786	5166	2899	5320	5822	5961	4923	1258
Parcial (E)		2935	5427	5789	5889	5648	5394	5766	5794	5330	984
⁽⁴⁾ Intermediária(A)		844	1467	1822	1548	1568	1256	1488	1358	1419	285
Intermediária (E)		1065	1548	1598	1749	1608	1451	1321	1144	1436	240
Relação AI/AP	--										
(A)		0,28	0,37	0,46	0,43	0,36	0,31	0,34	0,29	0,36	0,06
(E)		0,40	0,40	0,38	0,42	0,40	0,37	0,30	0,25	0,37	0,06
⁽²⁾Nitrogênio											
Nitrogênio Total (NTK)	mg NTK.L ⁻¹										
(A)		--	--	--	--	--	1400	--	--	--	--
(E)		--	--	--	--	--	1389	--	--	--	--
Efic. de Remoção	%	--	--	--	--	--	0,8	--	--	--	--
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ .L ⁻¹										
(A)		--	--	--	--	--	1374	--	--	--	--
(E)		--	--	--	--	--	1386	--	--	--	--
Efic. de Remoção	%	0									
Nitrogênio orgânico	mg N.org.L ⁻¹										
(A)		--	--	--	--	--	26,29	--	--	--	--
(E)		--	--	--	--	--	2,37	--	--	--	--
Efic. de Remoção	%	--	--	--	--	--	91,00	--	--	--	--

SÉRIE SÓLIDOS	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		4,87	6,77	7,19	6,56	7,15	7,29	7,11	7,17	6,76	0,80
Sólidos Totais (E)		4,86	6,64	7,15	7,17	6,77	7,17	7,14	6,67	6,70	0,78
Sól. Totais Fixos											
Sól. Totais Fixos (A)		3,66	5,12	5,54	5,54	5,48	5,57	5,67	5,62	5,28	0,67
Sól. Totais Fixos (E)		3,82	5,16	5,65	5,65	5,28	5,56	5,72	5,35	5,27	0,62
Sól. Totais Voláteis											
Sól. Totais Voláteis (A)		1,21	1,64	1,65	1,65	1,67	1,72	1,44	1,55	1,57	0,17
Sól. Totais Voláteis (E)		1,04	1,48	1,50	1,50	1,48	1,61	1,42	1,32	1,42	0,17
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,038	0,146	0,054	0,130	0,228	0,144	0,182	0,144	0,133	0,062
Sól. Susp. Totais (E)		0,080	0,184	0,088	0,180	0,166	0,138	0,148	0,120	0,138	0,040
Sól. Susp. Fixos											
Sól. Susp. Fixos (A)		--	0,058	0,038	0,056	0,074	0,036	0,050	0,036	0,050	0,014
Sól. Susp. Fixos (E)		--	0,108	0,046	0,074	0,074	0,066	0,044	0,062	0,068	0,021
Sól. Susp. Voláteis											
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,054	0,088	0,016	0,074	0,154	0,108	0,132	0,108	0,092	0,044
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,088	0,076	0,042	0,106	0,092	0,072	0,104	0,058	0,080	0,022
Sólidos Dissolvidos											
Sól.Dissolv.Totais (A)		4,83	6,62	7,14	6,43	6,92	7,14	6,96	7,02	6,63	0,77
Sól.Dissolv. Totais (E)		4,78	6,45	7,06	6,99	6,60	7,03	6,99	6,55	6,56	0,76
Sól.Dissolv. Fixos											
Sól.Dissolv. Fixos (A)		3,67	5,07	5,51	4,93	5,41	5,53	5,62	5,59	5,17	0,65
Sól Dissolv.Fixos (E)		3,82	5,05	5,60	5,41	5,21	5,49	5,67	5,29	5,19	0,59
Sól.Dissolv. Voláteis											
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		1,16	1,56	1,63	1,50	1,52	1,61	1,34	1,44	1,47	0,16
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		0,96	1,40	1,46	1,58	1,39	1,54	1,32	1,26	1,36	0,19

• ⁽¹⁾ 1^a Batelada foi diluído: 3 partes de água e 5 de lixiviado.

• ⁽²⁾ As análises de nitrogênio foram suspensas. O aparelho estava em manutenção.

Tabela B18: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade							
pH	--	8,11	8,01	7,99	8,02	8,02	8,00	7,99
Temperatura	°C	refrigerado	31,6	30,9	31,4	31,4	31,0	31,2
Metano	mL	--	--	--	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹							
Bruta		2405	2004	1682	1581	1609	1822	2126
Efic. de Remoção	%	--	16,69	16,07	5,98	0	0	0
Filtrada		2203	2013	1543	1384	1593	1800	1988
Efic de Remoção	%	--	8,66	23,32	10,32	0	0	0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹							
Total		5467	5407	5467	5327	4633	5095	5427
Parcial		4040	3940	3889	3759	3286	3618	3879
Intermediária		1428	1467	1578	1568	1347	1477	1548
Relação AI/AP	--	0,35	0,37	0,41	0,42	0,41	0,41	0,40
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹							
Totais		246	236	246	226	215	219	242
Efic. de Remoção	%	--	4,2	0	8,3	4,5	0	0
Relação AVT/DQO								
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,10	0,12	0,15	0,14	0,13	0,12	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,11	0,12	0,16	0,16	0,14	0,12	0,12

Tabela B19 : Resultados das análises do perfil da 6ª batelada do tratamento do lixiviado de Ribeirão Preto-SP.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,12	8,18	8,17	8,06	8,07	8,12	8,16	8,15
Temperatura	°C	refrigerado	31,1	31,5	31,5	31,4	31,4	31,5	31,5
Metano	mL	--							
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		2547	2392	2371	2340	1914	2234	2242	2318
Efic. de Remoção	%	--	6,08	0,89	1,33	18,19	0	0	0
Filtrada		2509	2204	2279	2260	1716	2139	2147	2038
Efic de Remoção	%	--	12,16	0	0,82	24,07	0	0	5,07
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		5749	5869	5879	6090	4643	6271	5598	5829
Parcial		4436	4643	4372	4482	4482	4945	4322	4261
Intermediária		1313	1226	1508	1608	1608	1327	1276	1568
Relação AI/AP	--	0,30	0,26	0,34	0,36	0,36	0,27	0,30	0,37
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		246	246	236	236	267	297	236	246
Efic. de Remoção	%	--	0	4,00	0	0	0	20,70	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,10	0,10	0,10	0,10	0,14	0,13	0,11	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,10	0,11	0,10	0,10	0,16	0,14	0,11	0,12

Tabela B20 : Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Catanduva-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	7,66	7,56	7,70	7,58	7,68	7,54	7,82	8,14	7,71	0,20
(E)		7,81	7,67	7,60	7,6	7,52	7,54	7,72	7,87	7,67	0,13
Temperatura	°C										
(F) (refrigerado)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(E)		31,7	32,3	31,7	31,8	31,9	32	30,6	31	31,6	0,6
Metano		275	255	660	600	315	365	90	35	324	219
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		959	840	775	757	679	751	740	1160	833	156
Bruta (E)		530	535	539	526	454	479	527	765	544	94
Efic. de Remoção	%	44,73	36,31	30,53	30,53	33,21	36,27	28,79	34,43	34,35	5,02
Filtrada (A)		880	643	703	672	579	604	622	978	710	143
Filtrada (E)		506	505	791	489	439	397	506	726	545	138
Efic. de Remoção	%	42,50	21,46	30,15	27,18	24,20	34,33	18,60	25,75	28,02	7,62
⁽¹⁾ Carbono	mg C.L ⁻¹										
COT											
(A)		275	193	--	--	--	--	--	--	--	--
(E)		142	139	--	--	--	--	--	--	--	--
Efic. de Remoção	%	48,45	27,84	--	--	--	--	--	--	--	--
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹										
Totais (A)		143	130	98	111	62	82	70	98	104	24
Totais (E)		50	43	49	49	56	--	57	82	60	19
Efic. de Remoção	%	65,2	66,7	50	55,6	9,8	--	17,6	16,7	40,23	24,66
Relação AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,15	0,16	0,13	0,15	0,06	0,11	0,09	0,08	0,12	0,04
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,09	0,05	0,09	0,09	--	--	0,11	0,11	0,09	0,02
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	0,16	0,20	0,14	0,16	0,07	0,14	0,11	0,10	0,14	0,04
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	0,10	0,06	0,10	0,10	--	--	0,11	0,11	0,10	0,02

SÉRIE SÓLIDOS	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		3,58	3,78	3,43	3,40	3,39	3,58	3,84	5,81	3,85	0,81
Sólidos Totais (E)		3,11	3,14	3,23	3,23	3,21	3,17	3,58	5,06	3,47	0,66
Sól. Totais Fixos (A)		2,80	2,57	2,60	2,65	2,61	2,64	3,14	4,76	2,97	0,75
Sól. Totais Fixos (E)		2,56	2,62	2,60	2,62	2,58	2,54	3,05	4,27	2,86	0,59
Sól. Totais Voláteis (A)		0,78	1,21	0,83	0,75	0,78	0,93	0,70	1,05	0,88	0,17
Sól. Totais Voláteis (E)		0,56	0,52	0,62	0,62	0,63	0,63	0,53	0,78	0,61	0,08
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,398	0,426	0,392	0,422	0,536	0,472	0,284	0,242	0,40	0,10
Sól. Susp. Totais (E)		0,178	0,062	0,248	0,354	0,198	0,222	0,168	0,144	0,20	0,08
Sól. Susp. Fixos (A)		0,235	0,250	0,230	0,234	0,360	0,298	0,174	0,090	0,23	0,08
Sól. Susp. Fixos (E)		0,114	0,006	0,152	0,274	0,144	0,166	0,096	0,096	0,13	0,08
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,163	0,176	0,162	0,188	0,176	0,174	0,110	0,152	0,16	0,02
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,064	0,056	0,096	0,080	0,054	0,056	0,072	0,048	0,07	0,02
Sólidos Dissolvidos											
Sól.Dissolv.Totais (A)		3,18	3,36	3,04	2,98	2,85	3,10	3,56	5,57	3,46	0,88
Sól.Dissolv. Totais (E)		2,94	3,08	2,98	2,88	3,01	2,95	3,41	4,91	3,27	0,68
Sól.Dissolv. Fixos (A)		2,56	2,32	2,37	2,41	2,25	2,34	2,96	4,67	2,74	0,81
Sól Dissolv.Fixos (E)		2,44	2,61	2,45	2,34	2,44	2,37	2,95	4,18	2,72	0,62
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		0,61	1,03	0,67	0,57	0,60	0,76	0,59	0,90	0,72	0,17
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		0,49	0,46	0,53	0,54	0,57	0,57	0,46	0,74	0,55	0,09

- ⁽¹⁾ As análises de Carbono foram suspensas devido à realização de manutenção no aparelho.
- ⁽²⁾ As análises de Nitrogênio foram suspensas devido à realização de manutenção no aparelho.

Tabela B21 : Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Catanduva

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	7,66	7,51	7,61	7,53	7,59	7,77	7,73	7,81
Temperatura	°C	refrigerado	31,6	32,0	32,0	31,7	31,6	31,4	31,7
Metano	mL	--	275	160	50	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		959	627	671	503	511	479	484	530
Efic. de Remoção	%	--	34,63	0	24,54	0	6,34	0	0
Filtrada		942	641	646	504	527	473	470	533
Efic de Remoção	%	--	31,57	0	22,01	0	10,26	0,64	0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		2023	2142	2237	2153	2175	2063	2159	2299
⁽¹⁾ Parcial		1533	1572	1663	1612	1572	1482	1651	1758
⁽²⁾ Intermediária		490	469	575	541	603	580	507	541
Relação AI/AP	--	0,32	0,36	0,35	0,34	0,38	0,39	0,31	0,31
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		143	112	75	43	37	56	56	50
Efic. de Remoção	%	--	21,70	33,30	41,70	14,30	0	0	11,10
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,15	0,18	0,11	0,09	0,07	0,12	0,12	0,09
AVT/DQO _{Filt}	--	0,15	0,17	0,12	0,09	0,07	0,12	0,12	0,09

- ⁽¹⁾ Alcalinidade Parcial – até pH 5,75.
- ⁽²⁾ Alcalinidade Intermediária – até pH 4,3.

Tabela B22: Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Catanduva

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	7,68	7,66	7,56	7,49	7,47	7,48	7,50	7,52
Temperatura	°C	refrigerado	31,7	31,8	31,7	31,4	31,7	31,6	31,9
Metano	mL	--	190	125	--	--	--	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		747	527	579	495	525	578	415	499
Efic. de Remoção	%	--	29,44	0	14,50	0	0	28,18	0
Filtrada		698	494	534	500	485	579	478	493
Efic. de Remoção	%	--	29,26	0	6,39	3,00	0	17,41	0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		2800	2151	2182	2145	2182	2127	2030	2242
⁽¹⁾ Parcial		1636	1600	1576	1594	1691	1606	1485	1697
⁽²⁾ Intermediária		1164	551	606	551	491	521	545	545
Relação AI/AP	--	0,71	0,34	0,38	0,35	0,29	0,32	0,37	0,32
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		62	50	37	50	50	50	56	--
Efic. de Remoção	%	--	20	25	0	0	0	0	--
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,14	0,16	0,11	0,17	0,16	0,14	0,22	--
AVT/DQO _{Filt}	--	0,15	0,17	0,12	0,16	0,17	0,14	0,19	--

- ⁽¹⁾ Alcalinidade Parcial – até pH 5,75.
- ⁽²⁾ Alcalinidade Intermediária – até pH 4,3.

Tabela B23: Resultados das análises de acompanhamento do tratamento do lixiviado de Votorantim-SP.

	Batelada	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	7 ^a	8 ^a	Média	Desvio Padrão
PARÂMETROS	Unidade										
pH	--										
(A)	--	7,87	7,93	8,03	8,09	8,17	7,8	8,06	7,86	7,98	0,13
(E)		7,82	7,97	8,09	7,97	7,97	7,95	7,95	7,93	7,96	0,07
Temperatura	°C										
(G) (refrigerado)		--	--	--	--	--	--	--	--		
(E)		31,2	31,6	31,1	31,5	31,4	31,9	31,2	31,1	31,38	0,28
Metano	mL	475	175	155	45	465	275	275	85	244	161
DQO	mg.L ⁻¹										
Bruta (A)		1749	1486	1464	1472	2020	2664	1863	1518	1780	413
Bruta (E)		1021	977	960	957	1260	1005	957	1020	1020	101
Efic. de Remoção	%	41,61	34,23	34,45	35	37,62	62,28	48,61	32,79	40,82	10,10
Filtrada (A)		1258	1242	11,5	1139	1335	1286	1250	1386	1113	451
Filtrada (E)		965	921	964	1023	1093	928	923	980	975	59
Efic. de Remoção	%	23,32	25,8	16,17	10,22	18,14	27,83	26,18	29,31	22,12	6,64
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹										
Totais (A)		82	164	123	123	221	180	156	148	150	42
Totais (E)		115	115	115	115	102	115	98	98	109	8
Efic. de Remoção	%	0	30,00	6,70	6,70	51,90	36,40	36,80	33,30	25,23	18,44
Relação											
AVT/DQO											
AVT/DQO _{Bruta} (A)	--	0,05	0,11	0,08	0,08	0,11	0,07	0,08	0,10	0,09	0,02
AVT/DQO _{Bruta} (E)	--	0,11	0,12	0,12	0,12	0,08	0,11	0,10	0,10	0,11	0,01
AVT/DQO _{Filt} (A)	--	0,07	0,13	0,11	0,11	0,17	0,14	0,12	0,11	0,12	0,03
AVT/DQO _{Filt} (E)	--	0,12	0,12	0,12	0,11	0,10	0,12	0,11	0,10	0,11	0,01

Alcalinidade	mg CaCO₃.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Total (A)		5008	6216	6208	6328	4520	4560	4688	5768	5412	798
Total (E)		4872	6192	6280	6384	4656	4720	4672	5776	5444	786
Parcial (A)		4136	5376	5056	4848	3496	3680	3640	4608	4355	716
Parcial (E)		3944	5064	4880	4944	3648	3632	3568	4496	4272	644
Intermediária(A)		872	840	1152	1480	1024	880	1048	1160	1057	211
Intermediária (E)		928	1128	1400	1440	1008	1088	1104	1280	1172	183
Relação AI/AP	--										
(A)		0,21	0,16	0,23	0,31	0,29	0,24	0,29	0,25	0,25	0,05
(E)		0,24	0,22	0,29	0,29	0,28	0,30	0,31	0,28	0,28	0,03
⁽¹⁾Nitrogênio											
Nitrogênio Total	mg NTK.L ⁻¹										
(A)		369				314				--	--
(E)		--				324				--	--
Efic. de Remoção	%	--				0				--	--
Nitrogênio Amoniacal	mg NH ₃ .L ⁻¹									--	--
(A)		343				293				--	--
(E)		347				300				--	--
Efic. de Remoção	%	0				0				--	--
Nitrogênio orgânico	mg N.org.L ⁻¹									--	--
(A)		26,71				20,70				--	--
(E)		--				23,15				--	--
Efic. de Remoção	%	--				0				--	--

SÉRIE SÓLIDOS	g.L⁻¹	1^a	2^a	3^a	4^a	5^a	6^a	7^a	8^a	Média	Desvio Padrão
Sólidos Totais											
Sólidos Totais (A)		7,23	7,18	7,09	7,20	7,27	7,70	7,73	7,19	7,32	0,25
Sólidos Totais (E)		6,11	6,57	6,75	6,77	6,72	6,48	6,80	6,73	6,62	0,23
Sól. Totais Fixos (A)		5,66	5,71	5,74	5,74	5,77	5,89	5,91	5,61	5,75	0,10
Sól. Totais Fixos (E)		5,10	5,56	5,58	5,61	5,73	5,38	5,55	5,45	5,50	0,19
Sól. Totais Voláteis (A)		1,57	1,48	1,35	1,46	1,50	1,82	1,82	1,58	1,57	0,17
Sól. Totais Voláteis (E)		1,01	1,01	1,17	1,16	1,00	1,10	1,25	1,28	1,12	0,11
Sólidos Suspensos											
Sól.Susp.Totais (A)		0,885	0,222	0,747	0,156	0,664	0,700	0,744	0,338	0,557	0,276
Sól. Susp. Totais (E)		0,174	0,138	0,166	0,116	0,126	0,116	0,102	0,140	0,135	0,025
Sól. Susp. Fixos (A)		0,545	0,090	0,333	0,088	0,244	0,286	0,370	0,143	0,262	0,157
Sól. Susp. Fixos (E)		0,114	0,078	0,098	0,072	0,054	0,058	0,072	0,098	0,081	0,021
Sól. Susp. Voláteis (A)		0,340	0,132	0,413	0,068	0,420	0,414	0,374	0,195	0,295	0,141
Sól. Susp. Voláteis (E)		0,060	0,060	0,068	0,044	0,072	0,058	0,030	0,042	0,054	0,014
Sólidos Dissolvidos											
Sól.Dissolv.Totais (A)		6,34	6,96	6,35	7,04	6,61	7,00	6,99	6,85	6,77	0,29
Sól.Dissolv. Totais (E)		5,94	6,43	6,58	6,66	6,60	6,36	6,70	6,59	6,48	0,25
Sól.Dissolv. Fixos (A)		5,11	5,62	5,41	5,66	5,53	5,60	5,54	5,47	5,49	0,17
Sól Dissolv.Fixos (E)		4,99	5,48	5,48	5,54	5,67	5,32	5,48	5,35	5,41	0,20
Sól.Dissolv.Voláteis(A)		1,23	1,35	0,94	1,39	1,08	1,40	1,45	1,39	1,28	0,18
Sól.Dissolv.Voláteis(E)		0,95	0,95	1,10	1,11	0,93	1,04	1,22	1,24	1,07	0,12

- ⁽¹⁾ Devido às baixas concentrações, optou-se por realizar as análises de nitrogênio apenas no afluente e efluente dos perfis.

Tabela B24: Resultados das análises do perfil da 1ª batelada do tratamento do lixiviado de Votorantim.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	7,87	7,75	7,81	7,83	7,64	7,80	7,78	7,82
Temperatura	°C	refrigerado	31,4	30,9	31,2	30,9	31,3	31,2	31,2
Metano	mL	--	225	55	55	70	50	20	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		1749	1183	998	1076	888	1032	991	1021
Efic. de Remoção	%	--	32,35	15,64	0	17,45	0	3,97	0
Filtrada		1482	1147	905	1028	839	1027	944	978
Efic. de Remoção	%	--	22,64	21,09	0	18,39	0	8,08	--
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		4145	4440	3480	4456	3560	4440	4320	4240
Parcial		3421	3484	2696	3424	2904	3680	3336	3264
Intermediária		723	856	784	1032	656	760	984	976
Relação AI/AP	--	0,21	0,24	0,29	0,30	0,23	0,21	0,29	0,30
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		171	131	131	123	98	123	107	115
Efic. de Remoção	%	--	23,32	0	63	20	0	13,3	0
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,10	0,11	0,13	0,11	0,11	0,12	0,11	0,11
AVT/DQO _{Filt}	--	0,12	0,11	0,15	0,12	0,12	0,12	0,11	0,12

Tabela B25 : Resultados das análises do perfil da 5ª batelada do tratamento do lixiviado de Votorantim.

	Batelada	Afluente	1 dia	2 dias	3 dias	4 dias	5 dias	6 dias	Efluente
PARÂMETROS	Unidade								
pH	--	8,17	7,91	7,9	7,95	8,00	8,05	8,00	7,97
Temperatura	°C	refrigerado	31,3	31,1	31	31,4	31,5	31,2	31,4
Metano	mL	--	135	10	165	50	115	--	--
DQO	mg.L ⁻¹								
Bruta		2019	1260	1177	995	1076	1005	1041	1037
Efic. de Remoção	%	--	37,61	6,62	15,47	0	6,62	0	0,44
Filtrada		1700	1210	1096	961	1010	1008	1014	1003
Efic de Remoção	%	--	28,28	9,40	12,39	0	0,16	0	1,08
Alcalinidade	mg CaCO ₃ .L ⁻¹								
Total		4927	4848	4997	4883	5075	4936	4796	5075
Parcial		3811	4308	4055	4081	4072	4064	3854	3976
Intermediária		116	541	942	802	1003	872	942	1009
Relação AI/AP	--	0,29	0,13	0,23	0,20	0,25	0,21	0,24	0,28
Ácidos Voláteis	mg Ac.acet.L ⁻¹								
Totais		221	123	123	156	115	115	115	107
Efic. de Remoção	%	--	44,40	0	0	26,30	0	0	7,10
Relação AVT/DQO									
AVT/DQO _{Bruta}	--	0,11	0,10	0,10	0,16	0,11	0,11	0,11	0,10
AVT/DQO _{Filt}	--	0,13	0,10	0,11	0,16	0,11	0,11	0,11	0,11

APÊNDICE C

Calibração da Bomba Dosadora

Tabela C1: Valores de vazão obtidos com a calibração da Bomba dosadora da marca Prominent.

Frequência do Pulso	Intensidade do Pulso	Vazão (L/min)
25%	25	0,020
50%	25	0,040
100%	25	0,080
25%	50	0,075
50%	50	0,140
100%	50	0,300
25%	100	0,175
50%	100	0,350
100%	100	0,660

(a)

(b)

Figura C.1: (a) Bomba dosadora Prominent. (b) Aparato utilizado na calibração da bomba dosadora.

ANEXO A

Tabela Padrão de Probabilidade para cálculo de NMP

**Valores de NMP por 100 mL de Amostra de Várias Combinações de Resultados Positivos
Quando Cinco Tubos são Usados por Diluição (10 mL, 1 mL e 0,1 mL)**

Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL	Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL
0	0	0	< 2	1	0	0	2
		1	2			1	4
		2	4			2	6
		3	5			3	8
		4	7			4	10
		5	9			5	12
0	1	0	2	1	1	0	4
		1	4			1	6
		2	6			2	8
		3	7			3	10
		4	9			4	12
		5	11			5	14
0	2	0	4	1	2	0	6
		1	6			1	8
		2	7			2	10
		3	9			3	12
		4	11			4	15
		5	13			5	17
0	3	0	6	1	3	0	8
		1	7			1	10
		2	9			2	13
		3	11			3	15
		4	13			4	17
		5	15			5	19
0	4	0	8	1	4	0	11
		1	9			1	13
		2	11			2	15
		3	13			3	17
		4	15			4	19
		5	17			5	22
0	5	0	9	1	5	0	13
		1	11			1	15
		2	13			2	17
		3	15			3	19
		4	17			4	22
		5	19			5	24

Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL	Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL
2	0	0	4	3	0	0	8
		1	7			1	11
		2	9			2	13
		3	12			3	16
		4	14			4	20
		5	16			5	23
2	1	0	7	3	1	0	11
		1	9			1	14
		2	12			2	17
		3	14			3	20
		4	17			4	23
		5	19			5	27
2	2	0	9	3	2	0	14
		1	12			1	17
		2	14			2	20
		3	17			3	24
		4	19			4	27
		5	22			5	31
2	3	0	12	3	3	0	17
		1	14			1	21
		2	17			2	24
		3	20			3	28
		4	22			4	31
		5	25			5	35
2	4	0	15	3	4	0	21
		1	17			1	24
		2	20			2	28
		3	23			3	32
		4	25			4	36
		5	28			5	40
2	5	0	17	3	5	0	25
		1	20			1	29
		2	23			2	32
		3	26			3	37
		4	29			4	41
		5	32			5	45

Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL	Número de tubos positivos para diluição de 10 mL, 1mL e 0,1 mL			NMP/100 mL
4	0	0	13	5	0	0	23
		1	17			1	30
		2	21			2	40
		3	25			3	58
		4	30			4	76
		5	36			5	95
4	1	0	17	5	1	0	30
		1	21			1	50
		2	26			2	60
		3	31			3	84
		4	36			4	110
		5	42			5	130
4	2	0	22	5	2	0	50
		1	26			1	70
		2	32			2	90
		3	38			3	120
		4	44			4	150
		5	50			5	180
4	3	0	27	5	3	0	80
		1	33			1	110
		2	39			2	140
		3	45			3	170
		4	52			4	210
		5	59			5	250
4	4	0	34	5	4	0	130
		1	40			1	170
		2	47			2	220
		3	54			3	280
		4	62			4	350
		5	69			5	450
4	5	0	41	5	5	0	240
		1	48			1	300
		2	56			2	500
		3	64			3	900
		4	72			4	1600
		5	81			5	≥ 1600