



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA PARA
APOIO À OPERAÇÃO DE CONTACTOR BIOLÓGICO
ROTATÓRIO TRATANDO LIXIVIADOS**

CARINA INÊS DOS SANTOS SOARES

São Leopoldo, Junho de 2013.

S676e

Soares, Carina Inês dos Santos.

Ensaio de biodegradabilidade aeróbia para apoio à operação de contactor biológico rotatório tratando lixiviados / Carina Inês dos Santos Soares. – 2013.

114 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.

"Orientador: Prof. Dr. Luciana Paulo Gomes."

1. Engenharia civil. 2. Lixiviado. 3. Tratamento biológico aeróbio. 4. Biodegradabilidade. I. Título.

CDU 624

CARINA INÊS DOS SANTOS SOARES

**ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA PARA
APOIO À OPERAÇÃO DE CONTACTOR BIOLÓGICO
ROTATÓRIO TRATANDO LIXIVIADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador:

Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes

Banca examinadora:

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

São Leopoldo, Junho de 2013.

CARINA INÊS DOS SANTOS SOARES

**“ENSAIOS DE BIODEGRABILIDADE AERÓBIA PARA
APOIO À OPERAÇÃO DE CONTACTOR BIOLÓGICO
ROTATORIO TRATANDO LIXIVIADOS”**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovada em 17 de junho de 2013.

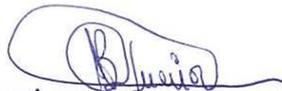


Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes
Orientadora - UNISINOS



Prof. Dr. Claudio de Souza Kazmierczak
Coordenador do PPGE/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior - UFSC



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda - UNISINOS

Dedico à minha família

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos órgãos de fomento à pesquisa, CNPQ, pela concessão da bolsa de estudos e FINEP, pelo financiamento da pesquisa.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Ministério da
Ciência e Tecnologia



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E
TECNOLOGIA



CONSELHO NACIONAL DE
DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E
TECNOLÓGICO – CNPq



FINANCIADORA DE ESTUDOS E
PROJETOS – FINEP

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
2	OBJETIVOS	29
2.1	OBJETIVOS	29
2.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	29
2.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	29
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	31
3.2	ATERRO SANITÁRIO	34
3.3	PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS	35
3.4	LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS	37
3.4.1	<i>DEFINIÇÃO</i>	37
3.4.2	<i>GERAÇÃO DE LIXIVIADO</i>	38
3.5	COMPOSIÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	39
3.6	TRATAMENTO DE LIXIVIADO	42
3.6.1	<i>CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO (CBR).....</i>	45
3.6.2	<i>BIODEGRADABILIDADE</i>	51
3.6.3	<i>MÉTODO ZAHN-WELLENS/EMPA</i>	54
4	MATERIAIS E MÉTODOS	59
4.1	ORIGEM DO LIXIVIADO	59
4.2	ORIGEM DO LODO	61
4.3	DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO (CBR).....	62
4.4	OPERAÇÃO DA UNIDADE PILOTO	63
4.5	MONITORAMENTO DA ETAPA DE PARTIDA NO CBR	64
4.6	DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA EM LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	65
5	APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	71
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO DO ATERRO DE SÃO LEOPOLDO. .	71
5.2	ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA	72
5.3	ENSAIO 1	72
5.4	ENSAIO 2.....	74
5.5	ENSAIO 3.....	77
5.6	ENSAIO 4.....	81
5.7	ENSAIO 5.....	83
5.8	ENSAIO 6.....	86
5.9	COMPARAÇÃO ENTRE OS ENSAIOS – DQO.....	90
5.10	ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE – COT.....	93
5.11	MONITORAMENTO DA ETAPA DE PARTIDA	94
6	CONCLUSÕES.....	104
6.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	104
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
	APÊNDICE	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais fatores que influenciam na composição de lixiviado de aterro sanitário	40
Tabela 2 - Variação da concentração do lixiviado em aterros de diferentes idades.....	41
Tabela 3 - Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros nas fases ácidas e metanogênicas	42
Tabela 4 - Parâmetros monitorados durante a operação da unidade piloto	61
Tabela 5 - Adaptações do método Zahn-Wellens (1992) por Lange et al. (2012)	66
Tabela 6 - Configuração dos ensaios de biodegradabilidade	68
Tabela 7 - Caracterização do lixiviado do aterro municipal de São Leopoldo (n=16).....	71
Tabela 8 - Percentuais de remoção de DQO e COT dos ensaios de biodegradabilidade	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mecanismo de formação do lixiviado.....	38
Figura 2 - Esquema de sistema de tratamento CBR	46
Figura 3 - Modelo de desenvolvimento de biofilme.....	48
Figura 4 - Etapas da metodologia do teste Zahn-Wellens	55
Figura 5 - Etapas da pesquisa	59
Figura 6 - Aterro sanitário de São Leopoldo	60
Figura 7 - Desenho esquemático do CBR	63
Figura 8 - CBR utilizado no estudo	64
Figura 9 - Pontos de amostragem	65
Figura 10 - Conteúdo dos reatores.....	66
Figura 11 - Reatores preparados para os ensaios de biodegradabilidade aeróbia	69
Figura 12 - Ensaio 1- DQO.....	73
Figura 13 - Monitoramento do pH do Ensaio 1	74
Figura 14 - Ensaio 2 - DQO.....	75
Figura 15 - Ensaio 2 – COT.....	76
Figura 16 – Monitoramento do pH do Ensaio 2	77
Figura 17 - Ensaio 3 – DQO	78
Figura 18 - Ensaio 3 – COT.....	79
Figura 19 – Monitoramento do pH do Ensaio 3	80
Figura 20 - Ensaio 4 – DQO	81
Figura 21 - Ensaio 4 – COT.....	82
Figura 22 - Monitoramento do pH Ensaio 4.....	83
Figura 23 - Ensaio 5 – DQO	84
Figura 24 - Ensaio 5 – COT.....	85
Figura 25 – Monitoramento do pH do Ensaio 5	86
Figura 26 - Ensaio 6 – DQO	87
Figura 27 - Ensaio 6 – COT.....	88
Figura 28 - Monitoramento do pH Ensaio 6.....	89
Figura 29 - Comparação entre os ensaios para o parâmetro de DQO	91
Figura 30 - Curva de tendência média para os ensaios de DQO	92
Figura 31 - Comparação entre os ensaios para o parâmetro de COT	93
Figura 33 - Monitoramento de DQO - 1º fase	96
Figura 34 - Monitoramento de COT - 1º fase.....	97
Figura 35 - Monitoramento de DQO -2º fase	100
Figura 36 - Monitoramento de COT - 2º fase.....	101

LISTA DE ABREVIATURAS

A/M	Alimento/Microorganismo
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
Ca	DQOd e COTd da mistura após 3h±30min
Cb	DQOd ou COTd do branco no tempo t
Cba	DQOd ou COT do branco após 3h±30 min.
CBR	Contactador Biológico Rotatório
COT	Carbono Orgânico Total
COTd	Carbono Orgânico Total Dissolvidos
Ct	DQOd ou COTd da mistura no tempo t
CV	Coefficiente de Variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOd	Demanda Química de Oxigênio Dissolvido
Dt	Biodegradabilidade no Tempo t
ES	Escoamento Superficial
ET	Evapotranspiração
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EV	Água de evaporação
FC	Água de capacidade de Campo
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais
I	Infiltração
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L0	Lixiviado
NBR	Norma Técnica Brasileira
P	Precipitações
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMS	Produto Microbianos Solúveis
POA	Processo Oxidativo Avançado
RPM	Rotação por minuto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UMC	Umidade das Camadas de Cobertura
Ur	Umidade dos Resíduos
Wb	Água Consumida por Microorganismos

RESUMO

SOARES, C.S. **Ensaio de biodegradabilidade aeróbia para apoio à operação de contactor biológico rotatório tratando lixiviados**. São Leopoldo, 2013. 114 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2013.

Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial de biodegradação aeróbia de lixiviado de aterro sanitário e servir como apoio à operação de unidade piloto de tratamento biológico aeróbio, do tipo Contactor Biológico Rotatório (CBR), operado na Unisinos para tratamento de lixiviado gerado no Aterro Sanitário de São Leopoldo - RS. Esse sistema emerge como uma alternativa para o tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário, visto que fornece aos microorganismos as condições necessárias para a degradação de grande parte dos poluentes contidos neste tipo de efluente. Por meio de ensaios de biodegradabilidade aeróbia, utilizando o teste Zahn-Wellens, o potencial de biodegradação aeróbia do lixiviado foi avaliado. A etapa de partida no CBR foi monitorada através de análises de parâmetros específicos (DQO e COT) e esses resultados foram comparados posteriormente com os resultados obtidos nos ensaios de biodegradabilidade aeróbia. O CBR foi operado de duas formas diferentes, variando-se a vazão e o tempo de retenção hidráulica do lixiviado no sistema. Na primeira forma de operação, a vazão utilizada foi de 8,5 L/h e tempo de retenção hidráulica de 15 h. Já a segunda forma de operação, a vazão utilizada foi de 5,1 L/h e tempo de retenção hidráulica de 24 horas. Os ensaios de biodegradabilidade revelaram potencial médio de biodegradação aeróbia do lixiviado, que alimentava o CBR, de 44,3% e 54,5% para os parâmetros de DQO e COT respectivamente. O final da etapa de partida ocorreu na segunda forma de operação, quando os percentuais médios atingidos de remoção no CBR chegaram a 15% e 18%, para os parâmetros de DQO e COT, respectivamente.

Palavras-chave: tratamento biológico aeróbio; lixiviado; biodegradabilidade; partida.

ABSTRACT

SOARES, C.S. **Aerobic biodegradability tests to support the operation of rotating biological contactor treating leachates.** São Leopoldo, 2013. 114 pages. Dissertação (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo. 2013.

This study aims at evaluating the potential for aerobic bio-degradation of landfill leachate and being the support for the operation for the aerobic biological treatment pilot plant. This treatment is a Rotating Biological Contactor (RBC) kind, operated at Unisinos to process the leachate generated at the landfill located in São Leopoldo city - RS. This system has emerged as an alternative for the biological treatment of leachate, because it provides the necessary conditions for the micro-organisms to degrade most part of the pollutants contained in the effluent. The potential for aerobic bio-degradation of leachate was evaluated by testing for aerobic biodegradability using the Zahn-Wellens test. The starting period in RBC was monitored by the analysis of the specific parameters (COD and TOC) and then these results were compared to the results obtained in the tests for aerobic biodegradability. The RBC was operated in two different ways, varying the flow rate and the hydraulic retention time of the leachate system. In the first mode of operation, the flow used was 8.5 L/h and the hydraulic retention times (HRT) was 15 h. In the second mode of operation, the flow used was 5.1 L/h and the hydraulic retention time was 24 hours. The biodegradability tests showed that the average potential for the aerobic bio-degradation of the leachate used in RBC was 44.3% and 54.5% for COD and TOC parameters, respectively. The end of the starting period was in the second mode of operation when the average percentage of removal achieved in the RBC reached 15% and 18% for COD and TOC parameters, respectively.

Key-words: aerobic biological treatment; leachate; biodegradability; starting period.

1 INTRODUÇÃO

A elevada produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) nas grandes metrópoles constitui-se um grave problema ambiental, porque grande parte destes resíduos é descartada de forma inadequada no meio ambiente, comprometendo sua funcionalidade e conseqüentemente a saúde pública. É consenso entre a comunidade científica atribuir esse problema ao crescimento da população, ao aumento da industrialização e às mudanças dos hábitos de consumo da população.

A Lei Federal 11.445/2007 institui as diretrizes nacionais para o saneamento básico no Brasil. Segundo essa lei, compete ao poder público, além de outros serviços, promover a limpeza e o manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2007). Entretanto, devido à falta de investimentos e interesse, são poucos os municípios que conseguem encontrar alternativas para o gerenciamento sustentável e preferencialmente de baixo custo dos seus resíduos.

Atualmente, há no Brasil uma perspectiva de melhora na questão de gestão de RSU, em razão da Lei Federal 12.305/2010 (BRASIL, 2010). Esta lei dota o país de um aperfeiçoamento institucional valioso consagrando as tendências atuais da gestão e de gerenciamento racional dos resíduos sólidos, com destaque especial para o princípio da responsabilidade compartilhada, envolvendo todos os setores da sociedade, em especial a iniciativa privada, que deverá, conforme previsto em lei, adotar a prática da logística reversa (LEITE et al. 2012).

Esta mesma lei, tem entre suas metas, acabar com a disposição inadequada dos RSU no Brasil até 2014. Só serão descartados os RSU que não puderem ser reciclados. O método empregado pelo país para dispor adequadamente os RSU é o aterro sanitário. De acordo com Renou et al. (2008), o aterro sanitário é o método mais aceito e utilizado no mundo, inclusive no Brasil, em razão de suas vantagens econômicas e segurança sanitária. É importante ressaltar, que essa “segurança sanitária” está condicionada a um bom projeto, a uma boa execução deste projeto e a uma correta operação subsequente.

Contudo, o aterro sanitário, mesmo que obedeça a todas as normas legais de implementação e operação, gera subprodutos, o lixiviado e o biogás, nocivos ao meio ambiente, quando não tratados corretamente. O lixiviado tem se tornado a maior preocupação ambiental do aterro sanitário, visto que sua descarga pode causar grave poluição (KEWU; WENQI, 2008).

O lixiviado é um efluente gerado continuamente no processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos. Apresenta cor escura, odor nauseante, altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e diversas substâncias recalcitrantes (MORAIS et al. 2004). Quando não tratado a amônia, os metais pesados e alguns compostos não biodegradáveis, que fazem parte de sua constituição, aceleram a eutrofização, diminuem o oxigênio dissolvido na água e são tóxicos a organismos aquáticos (KEWU; WENQI, 2008). Por essa razão, esse tipo de efluente precisa ser tratado previamente, antes de ser encaminhado a um corpo hídrico. Como a fiscalização para o descarte de efluente está cada vez mais rígida no Brasil, a busca de tecnologias para o tratamento de lixiviado se intensifica e várias propostas são reportadas na literatura.

Basicamente, as tecnologias de tratamento de lixiviados podem ser classificadas de duas formas: métodos biológicos e métodos físico-químicos. Todavia, para atender aos padrões de qualidades exigidos é necessário o desenvolvimento de métodos de tratamento integrados. Por exemplo, uma combinação de etapas químicas, físicas e biológicas (WISZNIOWSKI et al. 2006). A escolha da tecnologia ideal para o tratamento de lixiviado deve considerar a composição físico-química do mesmo, que é variável dependendo de fatores como as características dos resíduos, da área, do clima e a idade do aterro (SILVA, 2002).

No Brasil existe uma tendência do emprego de tratamento biológico para qualquer efluente sem que seja realizada, na maioria das vezes, uma avaliação mais criteriosa da possibilidade desse efluente ser remediado por processos que não envolvem microorganismos. Com relação ao lixiviado proveniente de células antigas (lixiviado antigo ou estabilizado) de aterro sanitário a aplicação direta de processos biológicos não conduz a bons resultados (MORAIS et al. 2004), devido à presença de compostos recalcitrantes e/ou tóxicos para o tratamento biológico. Sendo assim, para o tratamento dos lixiviados estabilizados é necessário recorrer posteriormente a outro tipo de tratamento (MOREIRA, 2009).

A classificação do lixiviado em novo ou estabilizado é determinada, pela relação DBO/DQO, que indica o grau de biodegradabilidade do lixiviado. Aterros mais jovens e ainda não estabilizados apresentam relação DBO/DQO mais alta enquanto que aterros mais velhos e estabilizados apresentam relação DBO/DQO mais baixa, ou seja, a biodegradabilidade tende a diminuir com o aumento da idade dos aterros (FELICI, 2010). Entretanto essa relação não determina o potencial real do lixiviado em ser degradado biologicamente. De acordo com Chaparro (2010), substâncias recalcitrantes podem ser degradadas biologicamente, desde que sejam submetidas a altas concentrações de biomassa e prolongado tempo de residência celular.

Deste modo, o estudo precedente da biodegradabilidade do lixiviado pode auxiliar os gestores na escolha da melhor configuração nos processos de tratamentos, porque ela determina os percentuais máximos de biodegradação que os tratamentos biológicos podem atingir. De posse desta informação, os gestores podem determinar o momento ideal de incluir um tratamento físico-químico, diminuindo os custos do processo e aumentando sua eficiência.

Frente a esse contexto, este estudo teve a pretensão de servir como apoio à operação de unidade piloto de tratamento biológico aeróbio de lixiviado: o Contactor Biológico Rotatório (CBR). Esse sistema emerge como uma alternativa de tratamento biológico de lixiviado proveniente de aterro sanitário, visto que fornece aos microorganismos as condições necessárias para a degradação de grande parte da matéria orgânica contida neste tipo de efluente. Através de ensaios de biodegradabilidade aeróbia, o potencial de biodegradação aeróbia de lixiviado de aterro sanitário foi avaliado, e projeções da possível eficiência do CBR foram realizadas. Além disso, a etapa de partida foi monitorada no CBR por meio de parâmetros específicos (COT e DQO), com a perspectiva que esse sistema de tratamento oxidasse um percentual similar ao potencial determinado nos ensaios de biodegradação aeróbia.

A etapa de partida é marcada por uma grande instabilidade do sistema, onde os microorganismos precisam aderir-se ao meio suporte e formar o biofilme. Moravia et al. (2007) descrevem que essa é uma etapa lenta, já que é necessária a adaptação da massa bacteriana às características específicas do afluente a ser tratado. A etapa de partida, neste estudo, foi monitorada através dos parâmetros de COT e DQO, que posteriormente foram comparados com os resultados obtidos nos ensaios de biodegradabilidade. A partida foi considerada encerrada quando o CBR atingiu níveis de biodegradação constantes para os parâmetros monitorados.

Este trabalho compõem um projeto maior, participante do Tema 3 (Desenvolver estratégias e processos inovadores de tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários com foco na remoção de matéria orgânica biodegradável, compostos recalcitrantes e nitrogênio amoniacal) da Chamada Pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal – SANEAMENTO AMBIENTAL E HABITAÇÃO – 7/2009. A pesquisa consiste na instalação de um CBR em escala piloto no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental localizado na Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos. O objetivo geral do projeto maior é avaliar a viabilidade técnica dos processos biológicos no CBR para a remoção de matéria orgânica biodegradável. Entretanto, o foco

deste estudo é determinar o potencial de biodegradação aeróbia do lixiviado bruto do aterro sanitário que foi utilizado no CBR. Além desse, estudo outros dois foram desenvolvidos com os seguintes títulos: “Remoção de matéria orgânica em lixiviado de aterro sanitário utilizando Contactor biológico rotatório” e “Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por Contactor biológico rotatório (CBR) visando à remoção de nitrogênio”.

O presente estudo está estruturado em sete capítulos. O primeiro capítulo apresenta a introdução, o segundo os objetivos geral e específicos e o terceiro o referencial bibliográfico. Neste capítulo, referencial bibliográfico, são apresentados os principais temas relacionados aos RSU, entretanto o foco deste capítulo é a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado, o emprego de Contactor Biológico Rotatório como sistema de tratamento biológico aeróbio de lixiviado e a etapa de partida neste sistema. No quarto capítulo são apresentados os materiais e métodos empregados no desenvolvimento da pesquisa e no quinto capítulo são apresentados os resultados obtidos na pesquisa e a discussão dos mesmos. O sexto capítulo refere-se a conclusão e o sétimo capítulo às referências bibliográficas utilizadas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS

A seguir apresentam-se os objetivos gerais e específicos dessa pesquisa.

2.1.1 Objetivo geral

Estudar o potencial de biodegradação aeróbia de lixiviado de aterro sanitário utilizando o teste Zahn-Wellens.

2.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a possibilidade de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário;
- Comparar os resultados dos Ensaios de Biodegradabilidade aeróbia com os resultados do CBR operado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A presente revisão bibliográfica inicia-se com um panorama da situação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil, em seguida aborda-se a disposição desses resíduos em aterros sanitários, a consequente problemática da geração de lixiviado, bem como as alternativas de tratamento. Entretanto, pretende-se abordar mais especificamente a biodegradabilidade aeróbia de lixiviado, o sistema de tratamento biológico Contactor Biológico Rotatório e a etapa de partida neste sistemas de tratamento.

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

A efetiva gestão de resíduos sólidos urbanos constitui-se, atualmente, uma prioridade, devido ao seu crescente volume produzidos nos grandes centros urbanos. As disposições inadequadas destes resíduos comprometem a funcionalidade dos ecossistemas, e consequentemente a saúde pública. Logo, cabe ao poder público investir em pesquisas que resolvam ou ao menos mitiguem essa problemática.

No Brasil a Lei 12.305 (BRASIL, 2010) Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Ela define Gerenciamento de resíduos sólidos como:

Conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos.

Embora, o Brasil possua uma legislação específica a respeito dos resíduos sólidos, muitos são os problemas relacionados a eles, visto que muitos municípios não conseguem gerenciar de forma efetiva seus rejeitos. Alguns motivos equacionam essa problemática, principalmente nos campos de tratamento e disposição final, tais como (LEITE et al. 2012):

- Os municípios, principalmente os de médios e pequenos portes não possuem, na sua maioria, sistemas de tratamento e disposição final de resíduos adequados e com isso tornam-se poluidores e, não raramente, ao tentarem contornar o problema em seu território, têm encontrado resistências do Estado e/ou do governo federal, no tocante ao licenciamento ambiental;

- Os municípios vizinhos têm dificuldades para encontrar locais adequados para a correta disposição de seus resíduos, gerando problemas entre geradores e receptores;
- A forma do consórcio intermunicipal para tratar as questões dos resíduos, embora seja a tendência natural, somente após a aprovação das Leis Federais de Parceria Público-Privada nº 11079 em 2004 e de Consórcios Públicos, nº 16 VII Congresso de Médio Ambiente /AUGM 11107, em 2005, é que vem sendo possível, embora de forma ainda tímida, consolidar essa forma de gestão compartilhada pois antes, era vetada a aplicação de recursos orçamentários de um município em outros municípios.

De acordo com a Lei 12.305 (BRASIL, 2010), resíduos sólidos são:

Substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em material recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A Lei 12.305 (BRASIL, 2010) estabelece, ainda, a classificação dos resíduos sólidos quanto à origem e quanto à periculosidade. Quanto à origem, os resíduos podem ser classificados em: resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana (esses dois formando os chamados resíduos sólidos (RSU), resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços (se caracterizados como não perigosos, podem, em razão de sua natureza, composição ou volume, ser equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público municipal), resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transportes e resíduos de mineração. Quanto à periculosidade os resíduos são divididos em Perigosos e Não perigosos. Os resíduos perigosos são aqueles que em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental. Os resíduos que não possuem essas características são classificados como não perigosos.

A norma brasileira NBR-10004/2004 (ABNT, 2004) classifica os resíduos sólidos urbanos quanto ao risco à saúde pública e ao meio ambiente. Os resíduos sólidos são classificados em dois grupos - perigosos e não perigosos, sendo ainda este último grupo subdividido em não inerte e inerte.

a) Resíduos classe I – são aqueles considerados “perigosos”, porque apresentam risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices ou riscos ao meio ambiente, quando gerenciado de forma inadequada ou ainda, apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

b) Resíduos classe II – são aqueles considerados “não perigosos”, se subdividem em:

– resíduos classe II A – são aqueles considerados “não inertes”, estes resíduos podem ter as seguintes propriedades: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

– resíduos classe II B – são aqueles considerados “inertes”, estes resíduos quando submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006, não têm nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Independente da classificação os RSU são fonte potencial de poluição, por isso o seu tratamento é indispensável. Por tratamento de RSU compreende-se: uma série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos sólidos, seja impedindo descarte de lixo em ambiente ou local inadequado, seja transformando-o em material inerte ou biologicamente estável (IBAM, 2001).

No Brasil observa-se uma tendência do incentivo do emprego da redução na fonte, da reciclagem, da compostagem aeróbia e da incineração como alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos (MORAVIA, 2010). Apesar da consciência da população e das técnicas de valorização e de tratamento dos resíduos urbanos, os problemas de gerenciamento desses materiais no Brasil continuam imensos. A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários é a prática mais comum, em função dos custos reduzidos e da disponibilidade ainda razoável de áreas para sua implantação. (CASTILHOS JR.; DALSSASSO; ROHERS, 2010).

Entretanto, apesar dos aterros sanitários serem uma prática comum no Brasil, ainda há um percentual elevado de RSU sendo dispostos de forma imprópria no meio ambiente. Pesquisas realizadas recentemente pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos - ABRELPE, mostram que 58,1% dos resíduos coletados no Brasil são encaminhados a aterros sanitários, porém cerca de 75 mil toneladas diárias ainda tem destinação inadequada, sendo encaminhadas para lixões ou aterros controlados, os quais não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para a proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2011).

3.2 ATERRO SANITÁRIO

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008) realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) define aterro sanitário da seguinte forma:

Instalação de destinação final dos resíduos sólidos urbanos através da sua adequada disposição no solo, sob controle técnico e operacional permanentes, de modo a que nem os resíduos, nem seus efluentes líquidos e gasosos, venham a causar danos à saúde pública e/ou ao meio ambiente. Para tanto, o aterro sanitário deverá ser localizado, projetado, instalado, operado e monitorado em conformidade com a legislação ambiental vigente e com as normas técnicas oficiais que regem essa matéria.

Este método de disposição final dos resíduos deve contar com todos os elementos de proteção ambiental (FEAM, 2006):

- sistema de impermeabilização de base e laterais;
- sistema de recobrimento diário e cobertura final;
- sistema de coleta e drenagem de líquidos percolados;
- sistema de coleta e tratamentos dos gases;
- sistema de drenagem superficial;
- sistema de tratamento de líquidos percolados;
- sistema de monitoramento.

Os aterros sanitários minimizam alguns problemas ambientais, tais como: proliferação de vetores, odores desagradáveis e contaminação dos ecossistemas. Além disso, permite que os resíduos se decomponham em condições controladas até sua eventual

transformação em material relativamente inerte ou estabilizado (RENOU et al. 2008). Entretanto, o aterro sanitário requer preocupações cotidianas no que se refere às medidas de proteção do ambiente local e próximo, tendo em vista o impacto dos vetores da poluição dessa instalação de tratamento, dos gases e os importantes volumes de lixiviados gerados (CASTILHOS JR.; DALSSASSO; ROHERS, 2010).

Alguns métodos alternativos tais como: reciclagem, compostagem e incineração são, atualmente, muito incentivados, mas mesmo a incineração gera de 10 a 20% de resíduos que serão encaminhados ao aterro (WISZNIOWSKI et al. 2006). A prática destes métodos é de grande valia, pois reduzem consideravelmente o volume de resíduos encaminhados ao aterro, aumentando seu tempo de operação.

Para Povinelli; Sobrinho (2009), as características construtivas de um Aterro Sanitário permitem diminuir os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o biogás e o lixiviado. O biogás gerado na decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos e de compostos voláteis liberados por eles, pode ser drenado através de tubulações adequadas e encaminhado para queima ou eventual aproveitamento energético. Já o lixiviado é um problema mais complexo, em função de suas características físico-químicas que lhe conferem um elevado potencial poluidor. Com a impermeabilização da base dos aterros conseguiu-se praticamente eliminar o principal risco ambiental, atribuído ao lixiviado, qual seja, a contaminação dos aquíferos por infiltração no solo. Entretanto, com o recolhimento do lixiviado pelo sistema de drenagem, este requer antes de ser lançado em um corpo receptor um tratamento prévio, a fim de mitigar os problemas ambientais que pode causar. Esse tratamento constitui-se um desafio aos profissionais da área.

3.3 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS

Gomes et al. (2006) refere-se a aterro sanitário como um biodigestor projetado para favorecer a biodegradação anaeróbia e a consequente estabilização dos resíduos armazenados. Entretanto, a biodegradação anaeróbia não é o único processo de degradação biológica que ocorre em aterros sanitários.

De acordo com Russo (2005), após a disposição dos resíduos no aterro sanitário observa-se, sucessivamente, metabolismos aeróbios e, sobretudo, anaeróbios. O oxigênio contido inicialmente nos poros da massa de resíduos difunde-se pelas camadas superiores permitindo a atividade de microrganismos aeróbios. No entanto, este é um período muito

breve e, embora dependente da metodologia de operação do aterro, não vai além de 2 a 3 meses no máximo (podendo até ser de apenas algumas semanas), dado que a disposição permanente de resíduos sobre camadas já aterradas interrompe a acumulação de ar atmosférico nos interstícios. Assim, o oxigênio se vai esgotando devido ao efeito conjunto do consumo pelos microrganismos aeróbios e das operações de recobrimento que impedem a sua difusão pelas diversas camadas, propiciando condições para se verificar a fermentação anaeróbia.

No processo de decomposição dos resíduos, a degradação anaeróbia é predominante, sendo esta um processo bioquímico complexo composto de várias reações sequenciais, cada uma com sua população bacteriana específica. Pohland e Harper (1986) apud Moravia (2010) definem cinco fases distintas para a degradação dos resíduos sólidos em aterros sanitários:

- Fase I (Fase de ajustamento inicial) - Esta fase está associada com a disposição recente dos resíduos e início do acúmulo de umidade no interior do aterro, tem curta duração e se caracteriza pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos. Os compostos orgânicos biodegradáveis começam a sofrer degradação em condições aeróbias.

- Fase II (Fase de transição) - Nesta fase há a transição do ambiente aeróbio para o anaeróbio. Uma tendência para condições redutoras é estabelecida de acordo com a mudança dos aceptores de elétrons, de oxigênio para nitratos e sulfatos, e substituição do oxigênio pelo dióxido de carbono. Ao final desta fase observam-se concentrações de DQO e ácidos graxos voláteis no lixiviado.

- Fase III (Fase de formação de ácidos) - A contínua hidrólise dos resíduos, seguida pela conversão microbiológica dos compostos orgânicos biodegradáveis, resulta na produção dos ácidos graxos voláteis em concentrações bastante elevadas. Uma diminuição do pH é nitidamente observada, o que aumenta a solubilização de compostos inorgânicos. Há o consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em função do crescimento dos microrganismos associados à produção de ácidos.

- Fase IV (Fase de fermentação) - Durante esta fase, os ácidos intermediários são consumidos pelas arqueias metanogênicas, sendo convertidos a metano e dióxido de carbono. A carga orgânica do lixiviado decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente. O valor do pH é elevado, sendo controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato, que, conseqüentemente, suporta o crescimento das arqueias metanogênicas. O potencial de óxi-

redução do sistema encontra-se em valores baixos e há um importante consumo de nutrientes. Sulfatos e nitratos são reduzidos a sulfeto e amônia, respectivamente. Os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação.

- Fase V (Fase de maturação final) - Nesta fase a concentração de substrato e nutrientes disponíveis torna-se limitante e a atividade microbiológica reduz significativamente. A produção de gases entra em queda acentuada e o lixiviado apresenta baixa carga orgânica. O oxigênio e espécies oxidadas podem lentamente reaparecer, observando-se um aumento do potencial redox. A degradação de matérias orgânicas resistentes a biodegradação pode ocorrer lentamente e haver formação de moléculas e ácidos húmicos.

Do ponto de vista dos resíduos, as diversas fases da decomposição ocorrem simultaneamente, mas em pontos diferentes do aterro. Os resíduos recém dispostos, assim como aqueles localizados próximos à superfície, estão ainda submetidos a processos aeróbios. As camadas mais antigas e profundas já se encontram na fase metanogênica estável. Esta diferenciação, porém, não aparece ao se analisar o lixiviado de uma célula ou região do aterro (SOUTO, 2009). Assim, o lixiviado gerado é uma combinação de diferentes produtos microbianos e processos físico-químicos que ocorrem dentro do aterro (VISVANATHAN; TRÄNKLER; GONGMING, 2004).

3.4 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

3.4.1 DEFINIÇÃO

Segundo Silva (2002), lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como líquidos escuros e turvos, de odor desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição do lixo.

Os lixiviados de aterros sanitários, também podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (MORAVIA, 2010).

3.4.2 GERAÇÃO DE LIXIVIADO

A geração de lixiviado é uma consequência inevitável da disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros. Ela acontece quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL et al. 2002).

De acordo com Russo (2005) a geração de lixiviados depende do balanço hídrico de cada aterro, este por sua vez é definido pelas entradas e saídas de água do sistema. São contabilizadas como entradas: a água de precipitações (P), a umidade dos resíduos depositados (UR), a umidade do material de cobertura (Umc), a infiltração (I) e como saídas consideram-se: as águas de escoamentos superficiais (ES), a evapotranspiração (ET), a evaporação (Ev), a água consumida na formação do biogás (Wb), a água da capacidade de campo (FC) e o Lixiviado (L0). A figura 1 apresenta um esquema do mecanismo de formação dos lixiviados e a expressão polinomial correspondente a cada uma das situações operacionais de um aterro em área encerrada e em área aberta.

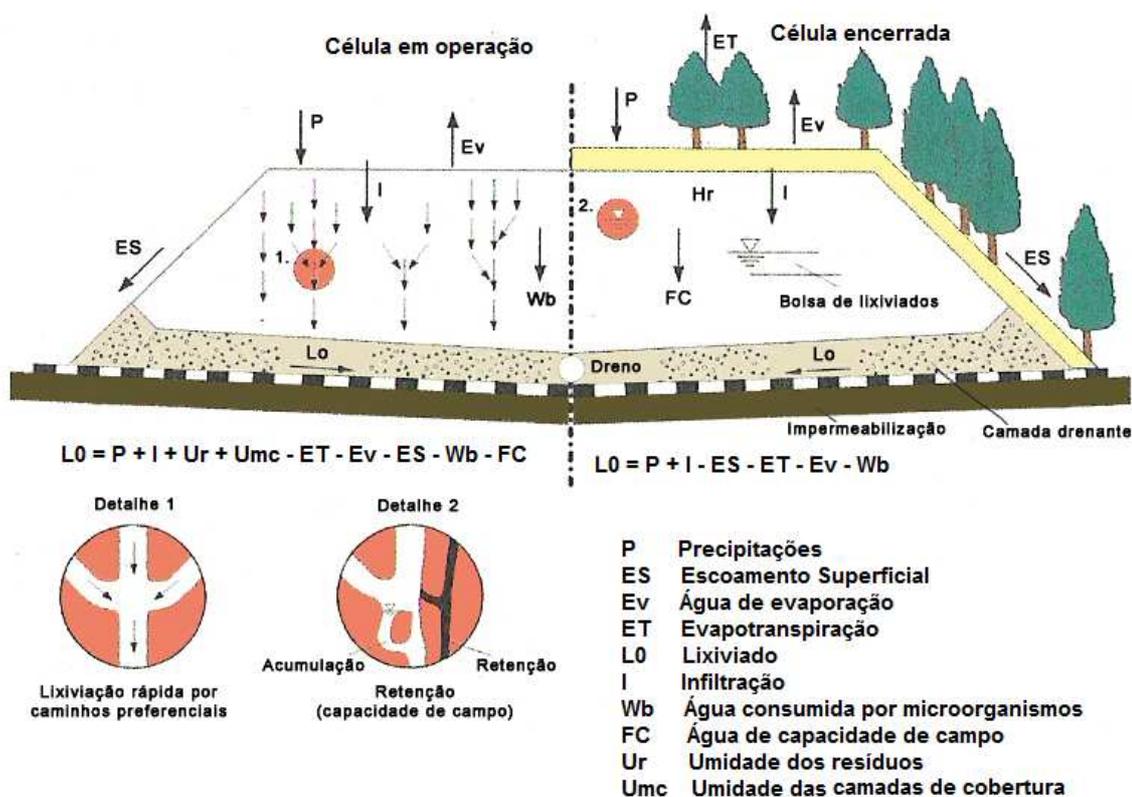


Figura 1 - Mecanismo de formação do lixiviado

Fonte: Adaptado de Held, (1996) apud Russo (2005)

De acordo com Moravia (2010), além destes fatores, o processo de geração do lixiviado pode ser influenciado pelas características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e pelo método de impermeabilização do local.

Fatores não controláveis, como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos pela ação dos micro-organismos, tornam difícil uma estimativa precisa da geração de lixiviados (MAIA, 2012). Entretanto, uma estimativa aproximada da quantidade de lixiviado gerado é necessária para o dimensionamento dos sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes em um aterro sanitário. Além disto, um melhor entendimento do fluxo de umidade no aterro é particularmente importante para a avaliação da degradação dos resíduos e produção de biogás (MORAVIA, 2010).

3.5 COMPOSIÇÃO, CLASSIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

De acordo Kjeldsen et al (2002), os poluentes presentes no lixiviado podem ser classificados em quatro grupos:

- Matéria orgânica dissolvida, quantificada como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (TOC), ácidos graxos voláteis e compostos mais refratários, tais como ácidos húmicos e fúlvicos
- Macrocomponentes inorgânicos: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), amônia (NH_4^+), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloreto (Cl^-), o sulfato (SO_4^{-2}) e hidrogenocarbonato (HCO_3^-).
- Metais pesados: cádmio (Cd^{2+}), cromo (Cr^{3+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+}).
- Compostos orgânicos Xenobióticos: provenientes do uso doméstico ou industrial de produtos químicos, presentes em concentrações relativamente baixas. Estes compostos incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, alifáticos, fenóis clorados e pesticidas.

De acordo com os mesmos autores, a composição do lixiviado é altamente dependente da fase de decomposição dos resíduos. Na fase ácida as concentrações desses

poluentes são maiores, devido à formação de matéria orgânica dissolvida e liberação de amônia. Já fase metanogênica, o teor de matéria orgânica diminui significativamente. Contudo, a concentração de amônia parece não diminuir ao longo do processo de decomposição dos resíduos, constituindo-se um dos principais poluentes do lixiviado.

Outros fatores também podem influenciar na composição do lixiviado, tais como: o tipo de resíduo aterrado, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior do aterro, as tecnologias utilizadas na operação do aterro, o grau de compactação dos resíduos sólidos, o clima, a hidrogeologia, a estação do ano e da idade do aterro (EHRIG; ROBINSON, 2011; REINHART; GROSH (1998). A tabela 1 apresenta os principais fatores que podem influenciar na composição de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 1 – Principais fatores que influenciam na composição de lixiviado de aterro sanitário

PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	
Características do Lixo	Composição; Granulometria; Umidade; Idade do Resíduo; Pré-tratamento;
Condições Ambientais	Geologia; Regime Pluviométrico; Temperatura; Clima.
Características do Aterro	Aspectos construtivos das células; Balanço Hídrico; Grau de Compactação dos Resíduos; Propriedades do Terreno; Codisposição de Resíduos Líquidos; Irrigação; Recirculação.
Processos Internos	Hidrólises; Adsorção; Biodegradação; Especificação; Dissolução; Diluição; Redução; Troca Iônica; Tempo de Contato; Partição; Geração e Transporte de Gás.

Fonte: (El Fadel et al. 2002; Kjeldsen et al. 2002; Cintra et al. 2002) apud MORAIS.

Diferentemente de outros efluentes, a qualidade do lixiviado muda ao longo do tempo, uma redução lenta mais significativa, ocorre na maioria de seus componentes. Com o passar do tempo há uma diminuição da concentração de substâncias orgânicas e um aumento nas substâncias que não são prontamente biodegradáveis (EHRIG; ROBINSON, 2011). Sabe-se que o tempo de aterramento pode influir sobre a qualidade dos lixiviados. Acredita-se que o seu potencial poluidor seja inversamente proporcional ao tempo de aterramento, a despeito do fato de que em aterros em operação essa constatação não seja tão evidente (LANGE; AMARAL, 2009).

Apesar das grandes variações da composição do lixiviado produzido nos diferentes aterros, o estado de degradação, diretamente relacionado com a idade do aterro, é considerado um dos principais parâmetros de classificação do lixiviado. Esse estado de

degradação, também chamado de nível de degradação biológica ou simplesmente biodegradabilidade, é geralmente expresso pela relação DBO/DQO (relacionada com a fração de matéria orgânica biodegradável) (FELICI, 2010). Para aterros jovens, os valores da relação DBO/DQO variam entre 0,5 e 0,8, pois uma fração considerável da DQO corresponde a ácidos graxos voláteis; para aterros antigos esses valores caem para a variação de 0,04 a 0,08, pois a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (LANGE; AMARAL, 2009). Lixiviados mais estabilizados, provenientes de aterros mais antigos, caracterizam-se por possuir uma maior quantidade de compostos recalcitrantes. Esses compostos resistem à biodegradação e tendem a persistir e se acumular no ambiente (FELICI, 2010).

Segundo El Fadel et al. (2002), são poucos os estudos que trazem dados abrangentes sobre a variação da concentração do lixiviado ao longo do tempo. A Tabela 2 mostra essa variação relativa à idade em aterros norte americanos e de outros países. Embora, ela seja limitada é um indicativo da extensa variação da concentração do lixiviado ao longo dos anos. Os resultados demonstram que as concentrações dos parâmetros analisados vão diminuindo com o passar do tempo.

Tabela 2 - Variação da concentração do lixiviado em aterros de diferentes idades

Parâmetro	IDADE DO LIXIVIADO DE ATERRO			
	0-5	5-10	10-20	> 20
pH	3-6	6-7	7-7.5	7.5
DBO	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	<50
DQO	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	<1.000
Nitrogênio Amoniacal	500-1.500	300-500	50-200	<30
Fósforo	100-300	10-100		<10
SDT	10.000-25.000	5.000-10.000	2.000-5.000	<1000

Fonte: Farquhar (1989 apud El-Fadel et al. (2002).

As características de lixiviados provenientes de diferentes aterros brasileiros são apresentadas na Tabela 3. Os valores indicam as possíveis variações encontradas nesse efluente tanto na fase ácida (aterros jovens), quanto na fase metanogênica (aterros antigos ou em fase de estabilização).

Tabela 3 - Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros nas fases ácidas e metanogênicas

Parâmetro	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
DBO	1	55000	3	17200
DQO	90	100000	20	35000
Nitrogênio total	0,07	2000	0,03	3000
Fosforo	nd	260	nd	80
STV	78	26700	75	20000

Nd: abaixo do limite de detecção

Fonte: adaptada de Souto (2009)

A caracterização de efluentes biológicos em geral pode ser realizada em três níveis: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não-específicos (BARKER; STUCKEY, 1999 apud MORAVIA, 2010). Os parâmetros coletivos específicos são: o potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo, cloretos, alcalinidade, série sólidos e metais pesados, estes métodos são padronizados na literatura usualmente empregados na caracterização de efluentes, enquanto que para os parâmetros coletivos não-específicos tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e distribuição de massa molecular, entendem-se como métodos de caracterização encontrados na literatura, ainda não padronizados, e que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente (MORAVIA, 2010).

3.6 TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Lixiviados de aterros sanitários são efluentes de características complexas (EHRIG; ROBINSON, 2011), potencialmente poluidores. O seu tratamento constitui-se um prioridade para a manutenção do meio ambiente, bem como um desafio para a comunidade científica, devido a oscilação de suas características e composição longo do tempo.

Entretanto, de acordo com Ehrig e Robinson (2011), poucos parâmetros específicos são relevantes para os processos de tratamento de lixiviados, outros, no entanto, são considerados menos importantes, porque suas concentrações são mais baixas do que os padrões exigidos para o seu lançamento em um corpo receptor. Os principais poluentes encontrados no lixiviado de aterro sanitário de RSU são as substâncias orgânicas e o

nitrogênio. De acordo com Lange e Amaral (2009); Kewu e Wenqi (2008) altas concentrações de nitrogênio amoniacal descartados em cursos d'água sem prévio tratamento, podem estimular o crescimento de algas (eutrofização), provocar depleção do oxigênio dissolvido e serem tóxicos à biota do ecossistema aquático. Em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odor, além de serem tóxicas às bactérias decompositoras.

Não há, no Brasil, normas específicas para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários e sua disposição em corpos receptores. Sendo assim, aplica-se os padrões de emissões para efluente em geral (SOUTO, 2009). A resolução N° 357 do CONAMA (2005) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos. Segundo Bidone (2007) no Brasil os processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo reduzir a concentração de compostos orgânicos e N-amoniacal em decorrência dessa resolução.

A escolha da alternativa de tratamento de lixiviado de aterro sanitário é determinada pela qualidade do lixiviado, esta por sua vez é afetada principalmente pela idade do aterro e do grau de estabilização dos resíduos. No entanto, as características dos lixiviados também são afetadas por muitos fatores específicos, tais como composição dos resíduos disponibilidade de umidade e o clima (REINHART; GROSH, 1998). De acordo com estudos realizados por Kurniawan et al. (2010), para a elaboração de um projeto de sistema de tratamento de lixiviado estes “problemas” devem ser considerados pois afetam diretamente sua tratabilidade. Como o tratamento do lixiviado depende da sua composição, de suas características, da natureza da matéria orgânica, bem como da idade e operação do aterro, a escolha de uma técnica utilizada em um aterro não pode ser transferida para outro. Além disso, lixiviado de aterro sanitário possui uma variabilidade na sua composição e na sua concentração de materiais orgânicos e inorgânicos em cada fase de decomposição dos resíduos, em razão disso as características de uma fase difere consideravelmente de outra, necessitando de tratamento específico.

As tecnologias de tratamento de lixiviados podem ser classificadas de duas formas: métodos biológicos e métodos físico-químicos. Todavia, para atender os padrões de qualidades exigidos é necessário o desenvolvimento de métodos de tratamento integrados. Por exemplo, uma combinação de etapas químicas, físicas e biológicas (WISZNIOWSKI et al. 2006).

Geralmente, os processos biológicos são indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO/DQO face ao baixo custo operacional. Os métodos físico-químicos têm sido

sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e diluído com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN et al. 2002 apud Moravia 2007).

Portanto, a variabilidade na constituição dos lixiviados com o passar do tempo dificulta o estabelecimento de um sistema de tratamento para toda a vida útil do aterro. Assim, um método de tratamento de lixiviado para um aterro novo será muito diferente daquele que se propõe para um aterro velho (RUSSO, 2005).

Devido à sua confiabilidade, simplicidade e boa relação custo-benefício, o tratamento biológico (biomassa suspensa ou fixa) é, geralmente, utilizado para o tratamento da maior parte dos lixiviados contendo elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável (valores elevados de DBO5). Os processos biológicos têm demonstrado muito eficácia na remoção de matéria orgânica e nitrogenada de lixiviados imaturos quando a relação de DBO/DQO tem um elevado valor ($> 0,5$). Com o tempo, a presença de grande compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tende a limitar o processo (RENOW et al. 2008). Desta forma, somente o tratamento biológico não é suficiente para a remoção de todos os tipos poluentes contidos nos lixiviados, sendo necessário processos de tratamento físico-químico complementar.

O objetivo do tratamento biológico dos lixiviados de aterros sanitários é transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, não putrescíveis, com remoção eficiente de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal do líquido tratado. A função da engenharia, neste caso, é otimizar as condições do meio para que o fenômeno da biodegradação, que ocorre espontaneamente na natureza, aconteça da maneira mais eficaz possível (FERNANDES et al. 2006).

Estudos realizados por Santos (2011) apontam como principais dificuldades relacionadas ao tratamentos biológicos de lixiviado:

- A capacidade limitada de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas presentes nestes efluentes;
- A sensibilidade às variações de pH e cargas tóxicas, que podem paralisar o metabolismo;
- Dificuldades no controle da população microbiana;

- Tempo muito longo para que o efluente atinja os padrões de lançamento exigidos.

Além dessas dificuldades, nas estações de tratamento que utilizam um processo biológico, alguns parâmetros como: pH, temperatura e oxigênio dissolvido são controlados, propiciando um ambiente que favoreça o crescimento dos microrganismos aumentando assim a eficiência da biodegradação (TELLES, 2010).

O tratamento aeróbio permite a remoção parcial dos compostos orgânicos biodegradáveis e promove a oxidação do nitrogênio amoniacal (TRENNEPOHL, 2009). Os processos biológicos aeróbios podem ser classificados em função da forma de crescimento dos microrganismos que atuam no tratamento: crescimento aderido (filtros percoladores e contactor biológico rotatório) ou crescimento não aderido (lagoas ou tanques, ambos de aeração forçada). Esses tratamentos potencialmente reduzem elevadas concentrações de DQO e DBO, muito comuns no lixiviado em estágio inicial de estabilização. Porém, o aspecto positivo mais destacado do tratamento biológico aeróbio é a possibilidade de nitrificação de elevadas concentrações de N-amoniacal, pela ação de intensa aeração na planta de tratamento. Em termos gerais, os pontos negativos da alternativa são principalmente os elevados custos energéticos, resultante da necessidade de introdução de grandes quantidades de ar na massa líquida, e a quantidade de lodo gerado durante o tratamento (normalmente até 5 vezes superior ao lodo gerado no tratamento anaeróbio) (BIDONE, 2007).

Dentre os métodos aeróbios existentes, o presente estudo se restringiu a descrever apenas um, o contactor biológico rotatório, porque esse foi o método utilizado nesta pesquisa.

3.6.1 CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO (CBR)

Os CBRs são sistemas de tratamentos secundários de águas residuárias que empregam microrganismos para a degradação dos resíduos orgânicos (PATWARDHAN, 2003). Este sistema de tratamento consiste em uma série de discos planos ou corrugados, largamente espaçados ou em tambores (preenchidos com meio suporte extremamente leve de alta superfície específica) dispostos sobre um eixo horizontal, que ficam parcialmente ou completamente imersos na água residuária (CORTEZ et al. 2008). Esse sistema é mantido em rotação constante de 1 a 2 rpm, seja por ação mecânica (quando se trabalha com cerca de 40% do diâmetro submerso) ou por impulsão de ar (quando se trabalha com cerca de 90% de seu diâmetro submerso) (GONÇALVES, 2001). Os microrganismos da água residuária

aderem-se a superfície do disco e dentro de 1 a 4 semanas é concluída a partida com a formação do biofilme, o qual varia de 1 a 2 mm de espessura (WISZNIOWSKI et al. 2006). A figura 2 apresenta um esquema do sistema de tratamento CBR.

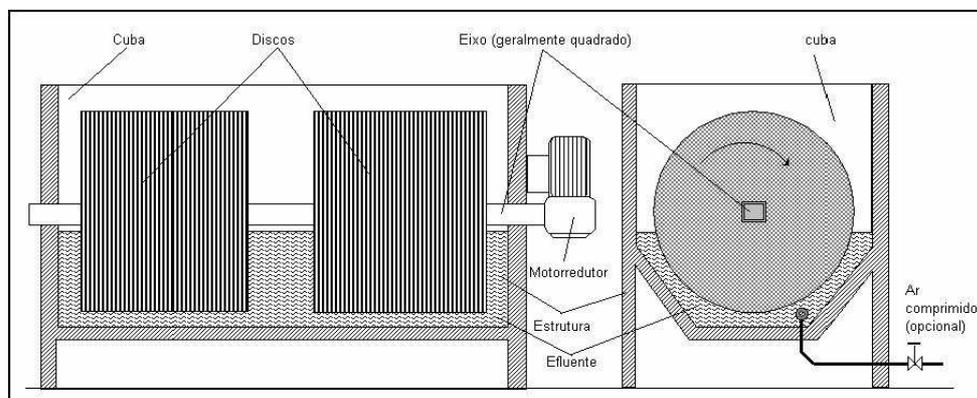


Figura 2 - Esquema de sistema de tratamento CBR

Fonte: Mendonça (2004)

Para Metcalf & Eddy (2003), um típico sistema de tratamento CBR consiste, em um número de unidades operadas em série. O número de estágios depende do objetivo do tratamento. Assim, CBR com dois estágios é indicado para remoção de DBO e CBRs com seis ou mais estágios para a nitrificação. Os estágios podem ser formados usando discos em um único tanque ou pelo uso de tanques separados em série. Os estágios promovem uma variedade de condições, onde diferentes organismos crescem em vários degraus de estágio para estágio. O desenvolvimento em qualquer um dos estágios depende da concentração de matéria orgânica solúvel na massa líquida. Como o efluente flui através do sistema, cada estágio subsequente recebe um afluente com menor concentração de carga orgânica que o estágio anterior.

A rotação permite que o efluente seja aerado e os organismos aeróbios se fixem ao disco para degradem os resíduos. O conjunto de disco em que a biomassa cresce é chamado de meio suporte. Esses sistemas de rotação permitem o contato dos organismos com o ar e com o líquido. (PATWARDHAN, 2003). De acordo com Bishop e Kinner (1986 apud WISZNIOWSKI et al. 2006), a rotação do CBR, também promove a remoção do excesso de biomassa, a aeração e a mistura da solução. Para muitos casos a velocidade ideal é cerca de 2 rpm para um disco com 3 metros de diâmetro.

As principais vantagens do CBR são: a grande área interfacial gerada (independente da velocidade de rotação), o baixo consumo de energia (devido à baixa velocidade de rotação, a pouca resistência dos discos ao movimento através do efluente) e os baixos custos operacionais (PATWARDHAN, 2003).

De acordo com Cortez (2010), o RCB pode apresentar outras vantagens, tais como: requer pouca área para sua instalação, fácil construção e expansão, projeto compacto, com compartimentos separados, simples controle de processo e monitoramento, curto tempo de retenção hidráulica (TRH), alta taxa de transferência de oxigênio, alta concentração de biomassa por volume do reator, baixo volume de lodo no clarificador secundário, não requer recirculação de lodo, resistência a choque de cargas tóxicas e não tem problemas de mau cheiro e moscas.

Segundo a mesma autora, o desempenho dos contactores biológicos rotatórios depende de vários parâmetros que devem ser considerados no projeto. Os mais significativos são: a velocidade de rotação, as taxas de carga orgânica e hidráulica, tempo de retenção hidráulica, o meio suporte, os estágios, a temperatura, as características das águas residuais e do biofilme, o níveis de oxigênio dissolvido, recirculação de efluentes e sólidos, alimentação e submersão.

Castillo, Vergara e Moreno (2007) testaram a interferência de alguns dos parâmetros citados por Cortez (2010) na eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com características biodegradáveis ($DBO/DQO \geq 0,5$). Além disso, avaliaram a viabilidade técnica e operacional de em um CBR composto por quatro estágios com submersão de 40% para esses tipo de efluente. O estudo foi dividido em duas fases, na primeira os autores escolheram entre três tipos de meio suporte o disco de acetato perfurado, para ser utilizado na segunda fase, a escolha foi embasada no parâmetro de remoção de carga orgânica e de estabilidade do biofilme. Na segunda fase, os autores operaram o CBR continuamente em diferentes tempos de retenção hidráulica (14,18, 24 e 34 horas), em diferentes velocidades de rotação (3, 6, 9 rpm) e com diferentes concentrações de carga orgânica (2500-9000 mg/L de DQO). Para os autores a melhor configuração do CBR para tratar lixiviado com perfil biodegradável é usar o tempo de retenção hidráulica de 24 h com velocidade de rotação de 6 rpms. A remoção atingida com o uso dessa configuração foi cerca de 52% de DQO.

Em ambientes naturais as bactérias são de vida livre ou crescem aderidas a uma superfície formando o biofilme (KERR et al. 2003). De acordo com Rodgers e Zhan (2003), o

processo de formação do biofilme pode ser classificado em duas categorias: a formação de biofilme em meio fixo e a formação de biofilme em meio móvel. Há duas grandes vantagens em se usar meio suporte móvel. A primeira é que o entupimento, que ocorre em meio fixo pode ser bem controlado em reatores móveis, devido à força hidráulica de cisalhamento. A outra vantagem é que o movimento do meio suporte facilita a difusão do biofilme, o transporte de substrato da massa líquida para a superfície do disco e também facilita o transporte interno de massa no biofilme.

Segundo Philip (2008), os biofilmes são um ponto estável em um ciclo biológico que inclui: iniciação, maturação, manutenção e dissolução, como apresentado na figura 3. As bactérias parecem iniciar o desenvolvimento de biofilmes em resposta a condições ambientais específicas, como por exemplo, a disponibilidade de um determinado nutriente. Tais biofilmes continuam a se desenvolver enquanto houver nutriente fresco sendo fornecido, no entanto, quando há uma limitação deste, os microrganismos se desprendem da superfície e retornam ao modo livre de crescimento. Presumivelmente, tal comportamento permite à célula procurar por uma nova fonte de nutrientes.

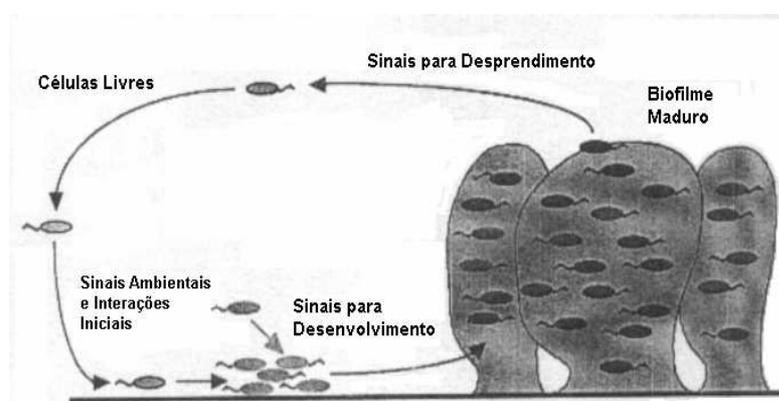


Figura 3 - Modelo de desenvolvimento de biofilme

Fonte: O'Toole et al. (2000) apud Philip (2008)

Os microorganismos crescem em meio suporte e geram massa celular. Sua fixação ocorre através da produção de material polissacarídeo de ligação. A produção de biofilme é o resultado da reprodução das células microbianas e da produção de proteínas extracelulares, formando uma matriz incorporada por células (KERR et al. 2003). Nos processos metabólicos de conversão que ocorrem no interior dessa matriz, o transporte de substratos é realizado através de processos de difusão, inicialmente através do filme líquido na interface líquido/biofilme e, em seguida, através do próprio biofilme. Os produtos das reações de oxidação são transportados no sentido inverso, ao exterior do biofilme. Tanto o substrato

doador quanto o receptor de elétrons devem penetrar o biofilme para que a reação bioquímica ocorra (Gonçalves, 2001).

Se toda a superfície é coberta com biofilme, a massa de células geradas pode ser acomodada apenas por um aumento correspondente na densidade ou espessura do biofilme (PATWARDHAN, 2003). Segundo Venkataraman e Ramanujam (1998), um aumento na espessura do biofilme não aumenta, necessariamente, a remoção do substrato, a remoção do substrato depende da camada ativa do biofilme. A profundidade desta camada é controlada pela difusão de oxigênio dissolvido no biofilme.

Quando o biofilme atinge uma espessura excessiva, ocorre o desprendimento de parte do mesmo. Esses organismos são mantidos em suspensão no meio líquido, devido ao movimento dos discos, aumentando a eficiência do sistema. Entretanto, a biomassa desprendida e outros sólidos suspensos são arrastados no efluente, necessitando o processo de um decantador secundário (Gonçalves, 2001).

Para Venkataraman e Ramanujam (1998) o biofilme no CBR é um sistema de vida microbiológica que tem a função de purificar águas residuais. Quando exposto ao ar atmosférico absorve oxigênio para sua respiração e quando imerso no efluente a ser tratado absorve nutrientes para sua nutrição.

Logo, as máximas taxas de remoção de matéria orgânica estão limitadas pela capacidade de transferência de oxigênio. A principal fonte de oxigênio para o sistema é o ar atmosférico, sendo a turbulência gerada pela rotação dos discos apenas uma consequência benéfica adicional (GONÇALVES, 2001). Além disso, a remoção também depende do tipo de organismos presentes no efluente, no carregamento de biomassa, na concentração do substrato e na concentração de oxigênio dissolvido entre outras características (PATWARDHAN, 2003).

Para Martin-Cerecada et al. (2001) apud Rogers e Zhan (2003) o biofilme no CBR é estruturalmente heterogêneo, constituído por células aglomeradas e vazios, com distribuição espacial de organismos nitrificantes e heterotróficos. Pesquisa sobre o CBR em escala real mostra que a camada de biofilme exterior é muito heterogênea e complexa, composta principalmente de bactérias filamentosas, protozoários, algas verdes eucarióticas e pequenas metazoários, já a camada interna é mais uniforme e compacta.

Segundo Venkataraman e Ramanujam (1998), a espessura do biofilme aumenta enquanto a taxa de microorganismos estiver crescendo. Em seus estudos eles observaram que

quando a espessura do biofilme atingia 2,5 mm partes da biomassa desprendiam-se periodicamente em intervalos de 4 a 5 dias.

O cisalhamento hidrodinâmico ou desprendimento do biofilme é causado pelo crescimento excessivo do mesmo. A espessura do biofilme é determinada pela capacidade dos microorganismos para gerar massa celular, da sua capacidade de aderir uns aos outros, à superfície do disco e ao nível de estresse hidrodinâmico que eles podem suportar (PATWARDHAN, 2003).

Para Kerr et al. (2003) a formação do biofilme é precedida pela formação de condições para o estabelecimento do filme. A composição do filme é influenciada tanto pelas propriedades do substrato quanto pelas moléculas orgânicas e inorgânicas suspensas na massa líquida. A composição do filme varia dependendo da presença de íons, glicoproteínas, polissacarídeos e ácidos húmicos e fúlvicos na fase líquida.

Assim, a partida dos reatores biológicos pode ser definida como o período transiente inicial, marcado por instabilidades operacionais (DOMINGUES et al. 2006). Para que haja a partida é necessário que um biofilme estável se forme no meio suporte (GÁLVEZ et al. 2009). Para que isso ocorra, segundo Moravia (2007) é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento da comunidade microbiana, responsável pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes, uma vez que a eficácia de tais sistemas está diretamente ligada ao desenvolvimento biótico, o qual é condicionado à partida do sistema, ou seja, ao controle inicial de condições ambientes favoráveis. A falta deste controle pode levar a perda de biomassa formada em semanas e conseqüentemente ao não funcionamento do sistema.

A partida pode ocorrer com ou sem o emprego de inóculo. O emprego de inóculo se faz necessário quando o efluente a ser tratado não apresenta uma comunidade microbiana significativa (Moravia, 2007). Entretanto, o inóculo traz um custo adicional ao sistema de tratamento (Gálves et al. 2009; Moravia, 2007). Uma alternativa mais econômica seria usar os microorganismos do próprio lixiviado para a formação do biofilme, de acordo com os experimentos realizados por Gálves et al. (2009) a inoculação é desnecessária, porque o biofilme pode se formar sem ele. Segundo Moravia (2007), a partida envolvendo inoculação ocorre em duas etapas. Na primeira, ocorre a adaptação do inóculo adicionado às características do efluente. Esta etapa é mais relevante quando o efluente a ser tratado é diferente do substrato inicial do inóculo. Na segunda etapa o crescimento da comunidade

microbiana é predominante. Já na partida sem inoculação, o processo se dá em etapa única, pois envolve principalmente a multiplicação dos microorganismos presentes no efluente.

Segundo Moravia (2007), além da adição do inóculo pode ser necessária também, adição de nutrientes ao efluente, quando este não apresenta quantidades suficientes para ao crescimento dos microorganismos. Esse procedimento, assim como o inóculo, também aumenta os custos do sistema de tratamento. A partida pode ser considerada encerrada quando se obtém uma remoção de poluentes significativa e constante do efluente e uma massa de lodo também constante, em qualidade e quantidade.

Outra forma de acelerar essa etapa é diluindo o efluente e adicionando suplemento para os microorganismos. Castillo, Vergara e Moreno (2007), a fim de estimular a adaptação e crescimento do biofilme diluíram o lixiviado com água e suplementaram a mistura com uma fonte de carbono de fácil assimilação (melaço).

De acordo com os estudos de Moravia (2007) o desempenho da etapa de partida depende do monitoramento da composição e concentração do afluente e da qualidade e da quantidade do inóculo (quando utilizado). Além disso, fatores operacionais como carga orgânica e tempo de retenção hidráulica, fatores ambientais como pH, alcalinidade, presença de nutrientes, temperatura e, ainda, a configuração do reator, também precisam ser acompanhadas criteriosamente durante a etapa de partida.

A frequência nas coletas destes dados varia muito entre os autores, mas geralmente são realizadas pelo menos uma vez por semana durante a etapa de partida. A formação do biofilme pode ser monitorada através de análise de SST, microscopia eletrônica, mensuração da espessura através de lâminas de alumínio, etc. Por meio desse monitoramento (do biofilme) muitos autores determinam a estabilidade do sistema, ou seja a partida. No entanto, este estudo monitorou a etapa de partida através de parâmetros específicos: COT e DQO.

3.6.2 BIODEGRADABILIDADE

A biodegradação é o processo mais importante de remoção de poluição no meio ambiente (AGTEREN et al. 1998). É um parâmetro determinante no comportamento ambiental de substâncias químicas e uma propriedade desejável dos produtos liberados em grandes quantidades o meio ambiente natural, tais como detergentes, pesticidas, materiais de embalagem, etc (RODRIGUES; HERNÁNDES, 2004).

A biodegradação pode ser definida como a característica de algumas substâncias químicas em servir como substrato para microorganismos, sendo desta forma utilizada para produzir energia através da respiração celular e para criação de novos tecidos (GRAÇA, 2010). Mediante a esse processo os microorganismos transformam, na maioria das vezes, compostos orgânicos em produtos menos tóxicos que os originais (RODRÍGUES; HERNÁNDES, 2004).

A biodegradação frequentemente, embora não necessariamente, leva a completa conversão de moléculas complexas em produtos inorgânicos mineralizados. A ação de microorganismos, tais como: arqueobactérias, procariontes e eucariontes (fungos, algas, leveduras e protozoários) desempenham papel central na mineralização de compostos orgânicos no meio ambiente. Compostos de origem natural são rapidamente degradados e mineralizados por estes microorganismos. Compostos xenóbicos não são prontamente degradados, contudo podem ser mais recalcitrantes em sistemas de tratamento biológico e no meio ambiente (AGTEREN et al. 1998).

A equação 1 exemplifica o processo de biodegradação da matéria orgânica por microorganismos aeróbios (OCDE (1992) apud Rodrigues; Hernández, 2004).



Os compostos biodegradáveis podem ser classificados em relação à facilidade de degradação e, indiretamente, ao estado físico em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas relativamente simples, que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma particulada, embora possa haver matéria orgânica solúvel de degradação mais lenta, consistindo de moléculas mais complexas, demandando o processo de hidrólise. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem a biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos microorganismos, mas simplesmente são resistentes ao ataque metabólico (MORAVIA, 2010; Amaral (2007).

A capacidade de degradação de compostos tóxicos e recalcitrantes depende primeiramente da presença de microorganismos apropriados e tempo de aclimatação. Em

alguns casos é necessário fornecer fontes de microorganismos. Uma vez que a presença de microorganismos é crítica, sua exposição a longo prazo a compostos orgânicos pode ser necessária para induzir e manter as enzimas e bactérias para a degradação. O tempo de aclimatação pode variar de horas a semanas dependendo da população de microorganismos e do composto orgânico (METCALF e EDDY, 2003).

Para Guhl e Steber (2005) apud Chaparro (2010), os testes de biodegradabilidade são ferramentas importantes para avaliação do impacto ambiental que substâncias químicas podem provocar no meio ambiente. Testes padronizados de biodegradabilidade têm sido utilizados pelas indústrias, autoridades competentes e instituições científicas como uma primeira caracterização dos compostos orgânicos em termos de acessibilidade para degradação microbiana em condições ambientais. Embora não simulem a situação específica (rios, lagos, estação de tratamento), permitem prever como seria o comportamento da biodegradação da matéria carbonácea (CHAPARRO, 2010).

As propriedades de um efluente podem ser alteradas para aumentar a biodegradabilidade do mesmo. Exemplos de alterações são ajustes das condições ótimas tais como temperatura, pH, agitação, concentração de oxigênio e carga de substrato. (AMARAL, 2007). Essas condições ótimas são normalmente pH entre 6 e 8 e temperatura entre 15 – 30 °C. A maioria dos microrganismos consome menos energia para manter as funções básicas se o meio se encontrar em condições neutras, desta forma mais energia fica livre para ser utilizada no seu crescimento (AGTEREN et al. 1998).

A avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia subsidia a determinação da concepção de sistemas de tratamento mais adequado para uma condição específica. A pré-determinação do grau de biodegradabilidade pode evitar problemas futuros com odores, baixas eficiências custos elevados de manutenção de operação (AMARAL, 2007).

Conforme Kewu e Wenqi (2008) a biodegradabilidade pode ser mensurada pela relação de concentração DBO/DQO. Relação baixa $< 0,1$ revela a presença de grandes proporções de compostos não biodegradáveis, essencialmente ácidos fúvicos e húmicos no lixiviado. Para sistemas de tratamento biológico, uma relação de 0,3 de DBO/DQO é considerada biodegradável. Entretanto, essa relação diminui com o envelhecimento dos aterros, em razão da libertação de grandes moléculas orgânicas recalcitrantes a partir dos resíduos sólidos aterrados. Conseqüentemente, esses lixiviados (de aterros velhos) são caracterizados por uma baixa relação de DBO/DQO e elevada concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$.

Muitos estudos são reportados na literatura visando o aumento desta proporção, Li; Zhou; Hua; (2010) revisaram trabalhos sobre processos oxidativos avançados (POAs) mais utilizados para a remoção de matéria orgânica em lixiviados de aterros sanitários. Segundo estes autores, entre as técnicas de POA existentes as mais estudadas e utilizadas para o tratamento de lixiviado são a oxidação por Ozônio e Feton. Ambas as técnicas podem atingir cerca de 15 a 95% de remoção de DQO, com concentração variando de 600 a 26.000 mg/L. Particularmente, o Fenton pode melhorar a relação DBO/DQO para 0,5.

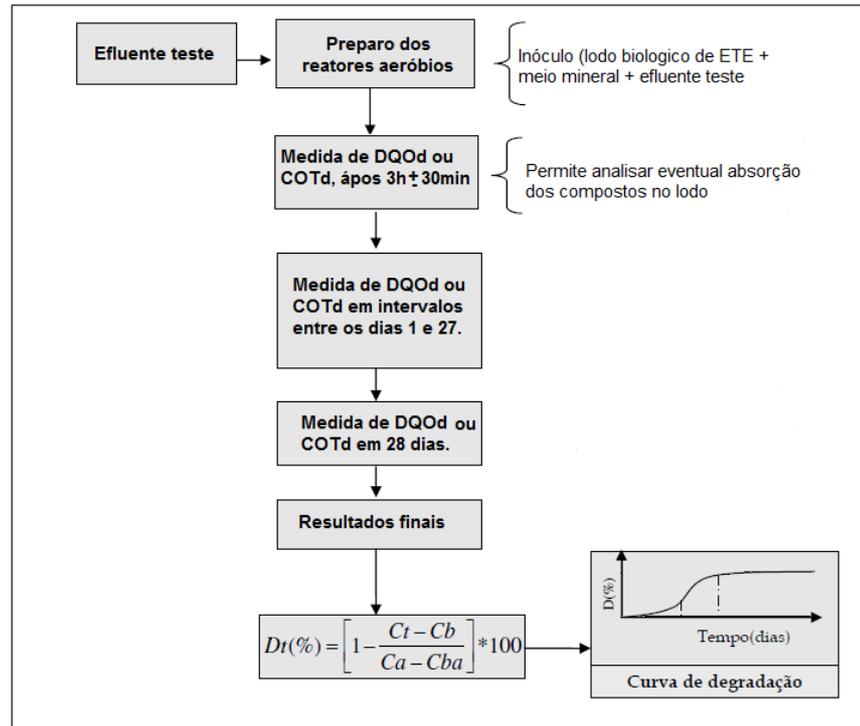
Os testes de biodegradabilidade são fundamentados na avaliação da remoção de compostos orgânicos, medidos através de Carbono Orgânico Dissolvido, da produção de dióxido de carbono e da determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (MORAIS, 2005).

Se um efluente não é rapidamente biodegradável ele pode ter um potencial de biodegradabilidade, ou seja, ele pode ter uma biodegradabilidade inerente. Os testes que devem ser empregados para determinar este tipo de biodegradabilidade levam em consideração, principalmente, uma maior concentração de biomassa a ser fornecida e uma previsão de tempo maior para que a biodegradação possa ocorrer. O teste de Zahn -Wellens é o método mais empregado para a determinação de biodegradabilidade inerente (MORAIS, 2005).

3.6.3 MÉTODO ZAHN-WELLENS/EMPA

O princípio do método Zahn-Wellens consiste em manter uma mistura contendo a substância a ser testada, nutrientes minerais e uma quantidade, relativamente grande de lodo ativado, sob aeração e agitação durante 28 dias a uma temperatura de 20-25°C na ausência de luz ou sob luz difusa. Em paralelo uma mistura controle, o branco, é preparada nas mesmas condições da mistura do ensaio, porém não é colocada a substância teste, sendo misturado apenas lodos ativados e nutrientes minerais (OCDE, 1992).

O processo de biodegradação é monitorado através de análises de DQOd ou COTd em amostras filtradas coletadas em intervalos predeterminados durante o período do ensaio. A proporção de DQOd ou COTd eliminada é corrigida pelo branco, em cada intervalo de tempo. O percentual de biodegradação é expresso pela razão de DQOd ou COTd eliminada no momento da amostragem, pela DQOd ou COTd inicial. A figura 4 apresenta as etapas do método Zahn-Wellens.



Legenda: DQOd: DQO dissolvida; COTd: COT dissolvido; D_t (%): biodegradabilidade no tempo t , C_t : DQOd ou COTd da mistura no tempo t , C_b : DQOd ou COTd do branco no tempo t , C_a : DQOd e COTd da mistura após $3h \pm 30min$, C_{ba} : DQOd ou COT do branco após $3h \pm 30 min$.

Figura 4 - Etapas da metodologia do teste Zahn-Wellens

Fonte: adaptado de Chaparro (2010)

Morais (2005), utilizou o método Zahn –Wellens para testar a biodegradabilidade de amostras de lixiviado pré-oxidadas por POAs (UV/H₂O₂, foto-Fenton e fotocatalise heterogênia) e em amostra de lixiviado bruto com perfil recalcitrante. Nas amostras pré-tratadas pelos POAs a biodegradabilidade atingiu valores entre 75,8% a 83,5%. A biodegradabilidade no lixiviado bruto foi de 26%. O autor afirma que entre o 8º e 20º dia de monitoramento praticamente não houve redução de carbono na amostra de lixiviado bruto. O percentual de biodegradabilidade da amostra do lixiviado bruto foi calculado no 22º dias de monitoramento. No 23º a biomassa foi revitalizada com nutrientes e glucose, mas praticamente não houve redução da matéria orgânica presente na glucose nos dias subsequentes. O autor considerou esse fato como uma demonstração da perda de atividade do inóculo que havia sido submetido por 22 dias ao lixiviado bruto.

Moravia (2007) realizou teste Zahn-Wellens para avaliar a biodegradabilidade em lixiviados com perfil recalcitrantes: em amostras pré-tratadas (por coagulação/floculação, POA/Fenton e carvão ativado granular) e em amostras de lixiviado bruto. De acordo com seus resultados o lixiviado bruto apresentou biodegradabilidade aeróbia de 51% e as amostras pré-

tratadas reduziram a biodegradabilidade, com exceção do POA/Fenton que atingiu 60% de biodegradação. Além disso, o autor afirma que 15 dias de incubação foram suficientes para determinar a biodegradabilidade máxima do lixiviado.

Amaral (2007), também testou a biodegradabilidade aeróbia em lixiviado estabilizado por meio do teste Zahn Wellens. Em seu estudo, a autora dividiu os resultados do ensaio de biodegradabilidade em curto, médio e longo prazo. O valor de biodegradabilidade a curto prazo (5 dias) foi de 20%, o valor de biodegradabilidade a médio prazo (20 dias) foi de 50% e os valores de biodegradabilidade a longo prazo (30 dias) foi de 62%. Além disso, a autora afirma que 30 dias são suficientes para determinar a biodegradabilidade do lixiviado, porque ela observou que após esse período a DQO aumentava. De acordo com a autora, esse aumento na DQO pode ser atribuído à produção de produtos metabólicos solúveis associados ao mecanismo de decaimento e lise celular.

O teste Zahn-Wellens foi utilizado por Moreira (2009), para verificar a biodegradabilidade de amostras de lixiviado de aterro sanitário, com perfil recalcitrante, pré-oxidadas por foto-Fenton com radiação solar. Por meio dos ensaios, o autor pode determinar a concentração ideal de foto-Fenton para tornar o efluente menos nocivo ao meio ambiente. Apenas três das doze amostras analisadas atingiram o percentual de degradação de 70%, valor que é definido como o limite a partir do qual as amostras são consideradas biodegradáveis, ficando todas as outras abaixo do valor definido.

O teste Zahn-Wellens foi realizado por Moravia (2010), para a verificação da biodegradabilidade de lixiviado estabilizado de aterro sanitário. O autor realizou o teste em dois períodos distintos, um em período chuvoso e outro em período seco. O lixiviado bruto apresentou biodegradabilidade máxima de 46,6 e 42,4%, em condições aeróbias, no período chuvoso e seco respectivamente. O autor atribui o ligeiro decréscimo da biodegradabilidade em períodos secos a maior concentração de compostos inibidores aos microrganismos envolvidos na degradação, tais como amônia e metais.

Muitos trabalhos acadêmicos utilizam o teste Zahn-Wellens para determinar a biodegradabilidade inerente em diversos tipos de efluentes. Entre os trabalhos destacam-se:

O estudo de Durli (2007), que avaliou o efeito do pré-tratamento enzimático na biodegradabilidade aeróbia do efluente de indústria de laticínio. Amostras com e sem tratamento foram submetidas ao teste Zahn-Wellens. Os resultados mostraram remoção total

de DQO em ambas as amostras, entretanto, no efluente pré-tratado essa remoção ocorreu 48 h antes que nas amostras sem o tratamento.

Outro estudo interessante foi o realizado por Coelho (2008). A autora avaliou a biodegradabilidade aeróbia de soluções de antiinflamatório com e sem pré-tratamento por ozonização, através do teste Zanh-Wellens. Os resultados revelaram que as amostras de solução de Diclofenaco não ozonizadas, foram pouco metabolizadas pelos microrganismos (em termos de carbono orgânico dissolvido), atingindo valores de 1 % de remoção de carbono orgânico dissolvido e 15 % de remoção de Diclofenaco após 28 dias de tratamento, segundo a autora, a remoção observada pode ter sido devido a adsorção do fármaco pelo lodo biológico. Por outro lado a amostra ozonizada atingiu uma remoção de carbono orgânico dissolvido de 42 %. A autora concluiu que a ozonização pode ser uma opção adequada de pré-tratamento para o tratamento biológico convencional. No mesmo estudo a autora avaliou a biodegradabilidade aeróbia de solução de Ibuprofeno antes de ozonizar e após a ozonização. Seus resultados revelaram remoção de 50 % do carbono orgânico dissolvido para a solução de Ibuprofeno ozonizada (por 1 hora) em apenas 1 dia de contato com os microrganismos, e após esse período se manteve oscilando em torno de 70 %. A autora considerou as amostras ozonizadas como parcialmente biodegradável, porque após 29 dias de ensaio 30 % do carbono orgânico dissolvido permaneceu em solução. No que diz respeito à avaliação da biodegradabilidade da solução de Ibuprofeno sem pré-tratamento, pelo teste com os reatores Zanh-Wellens, a autora observou que a remoção da matéria orgânica foi mais lenta, demorando até 6 dias para atingir 56 %. Além disso, ela observou também que esse valor se manteve constante por aproximadamente 8 dias e depois sofreu um aumento chegando a 80 % de remoção de carbono orgânico dissolvido nos últimos dias do teste. Baseado nesses resultados a autora concluiu que após certo período de adaptação da biomassa, a comunidade bacteriana presente no lodo da ETE foi capaz de degradar a solução contendo ibuprofeno na sua forma original. Esses ensaios renderam informações muito importantes sobre a biodegradabilidade do ibuprofeno, pois embora a autora tivesse observado pelo teste simples de DBO que o ibuprofeno não é biodegradável, pelos testes de longo prazo nos reatores Zanh-Wellens observou-se que o lodo biológico pode se adaptar e degradar o ibuprofeno.

Chaparro (2010) em seu trabalho utilizou o teste Zahn-Wellens, para verificar a biodegradabilidade de amostras de efluente de indústria de branqueamento de polpa celulósica pré-tratadas por reator anaeróbio horizontal de leito fixo, ozônio e ozônio/UV, obtendo percentuais de degradação de 73%, 87% e 95% respectivamente. Frente a esses resultados a

autora afirmou que um pós-tratamento aeróbio pode ser adequado para completar a degradação de compostos recalcitrantes.

Outro estudo que pode ser citado é o de Graça (2010). Ela avaliou a influência da Dimetilacetamida existente em efluentes da indústria de produção de fibras sintéticas, nomeadamente de fibras acrílicas, sobre a biodegradabilidade de águas residuárias. Por meio do teste Zahn-Wellens, a autora analisou o efeito da substância isoladamente e em mistura com outros compostos que constituem tais efluentes como a Dimetilamina e o Acrilonitrilo. A autora testou concentrações diferentes desses compostos e obteve como resultado amostras biodegradáveis e amostras dificilmente biodegradável, dependendo da concentração da substância ou mistura que estava sendo testada. A autora considerou biodegradável a remoção de 70% do composto ou misturas de compostos em análise no tempo 14 dias de incubação.

Todos os trabalhos citados anteriormente mensuraram a biodegradabilidade através da depleção do Carbono orgânico dissolvido ou DQO dissolvida. De acordo com MORAVIA (2010), o parâmetro COT tem sido cada vez mais empregado no monitoramento de águas residuárias para validar outras técnicas de quantificação de matéria orgânica (DBO e DQO), aumentando assim a confiabilidade analítica dos resultados. Além da análise de COT ser mais rápida, sua principal vantagem é que, ao contrário da DBO e DQO, é independente do estado de oxidação da matéria orgânica e não sofre a interferência de outros átomos ligados à estrutura orgânica tais como o nitrogênio e hidrogênio, e espécies inorgânicas como Fe (II), Mn (II), sulfeto e cloreto, evitando a interferência destes compostos nas análises a confiabilidade dos resultados aumenta.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo descreve a metodologia utilizada neste estudo. Primeiramente é apresentada a origem do lixiviado, os parâmetros utilizados na sua caracterização e a origem do lodo. Depois apresenta-se a descrição da unidade piloto (CBR), a forma de operação e o monitoramento da etapa de partida. Por fim, apresenta-se o procedimento de biodegradabilidade aeróbia, empregado neste estudo, para determinação do potencial de biodegradação aeróbia do lixiviado. A figura 5 ilustra as etapas do trabalho.

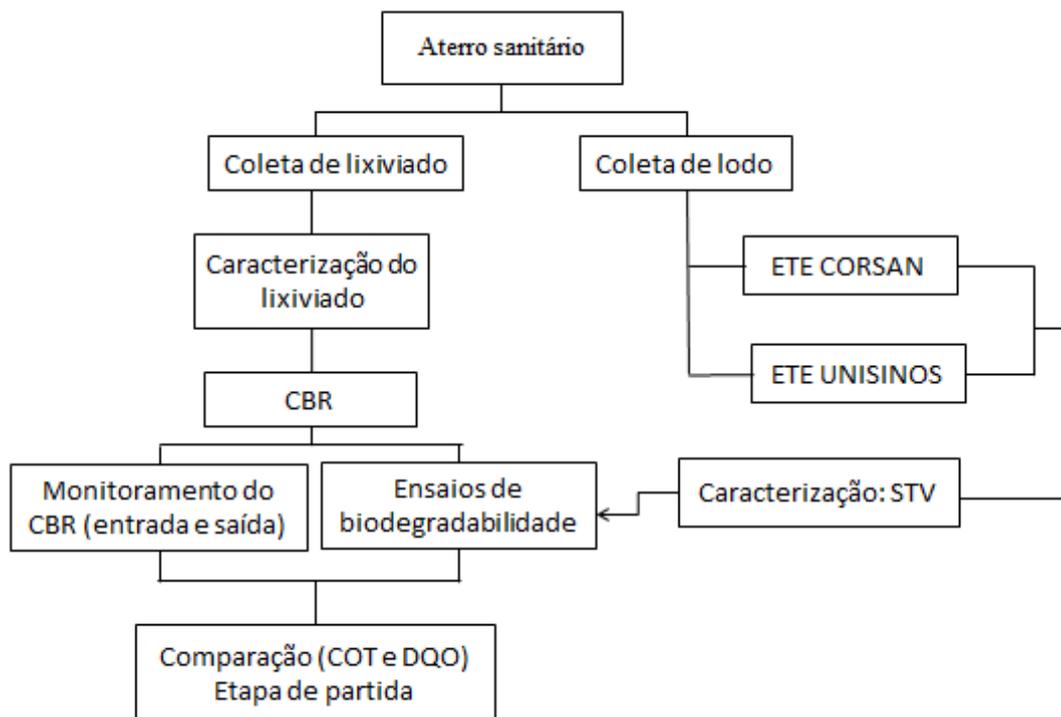


Figura 5 - Etapas da pesquisa

4.1 ORIGEM DO LIXIVIADO

O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do Aterro Sanitário Municipal de São Leopoldo. Este aterro é gerenciado pela empresa SL Ambiental, que também é responsável pela coleta e disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos, bem como pelo tratamento do lixiviado gerado no aterro.

De acordo com informações fornecidas pela SL Ambiental, o aterro sanitário foi encerrado em novembro de 2012 e sua célula mais antiga tem aproximadamente 12 anos. O aterro recebia cerca de 170 a 180 toneladas de resíduos domiciliares por dia e gerava em torno

de 24 m³ de lixiviado por dia. A figura 6 mostra uma imagem de satélite do aterro sanitário de São Leopoldo.



Figura 6 - Aterro sanitário de São Leopoldo

Fonte: Google maps

O município de São Leopoldo possui coleta seletiva, mas o volume de resíduos encaminhado às usinas de reciclagem não é mensurado precisamente. De acordo com os dados fornecidos pela Empresa SL Ambiental (SL Ambiental, 2011) o restante dos resíduos coletados (na coleta regular) no município são encaminhados ao aterro sanitário, onde previamente passam por uma esteira de triagem. A eficiência desta triagem é de aproximadamente 10%. Não existe compostagem, nem incineração. Assim o restante, ou seja, 90% dos RSU são destinados ao aterro.

A empresa informa, ainda, que o lixiviado gerado neste aterro é 100% tratado termicamente, por evaporação, após passar por um conjunto de lagoas anaeróbias e aeróbias. O evaporador utiliza o biogás produzido no próprio aterro como fonte de energia para o seu funcionamento. Esse processo, embora impeça o descarte em corpos hídricos gera lodo, e este, por sua vez retorna ao aterro.

Para a caracterização do lixiviado foram coletadas amostras no reservatório que alimentou o CBR. Esse lixiviado era oriundo do tanque de equalização do aterro sanitário de São Leopoldo (ponto que recebe a descarga de lixiviado das células do aterro). Foram realizadas 16 coletas, para a caracterização do lixiviado, entre os meses de outubro de 2012 a abril de 2013.

As coletas foram realizadas com periodicidade semanal. Os parâmetros monitorados foram: Nitrogênio total e amoniacal, pH, DQO, DBO (filtrada), Carbono total, Carbono inorgânico, Carbono orgânico total, Temperatura (ambiente e do lixiviado). A tabela 4 apresenta, além dos parâmetros monitorados, os métodos empregados nas análises e os equipamentos utilizados.

Tabela 4 - Parâmetros monitorados durante a operação da unidade piloto

Parâmetros Analisados	Método de Análise	Equipamento
pH	Potenciométrico (SM 4500 H ⁺)	pHmetro
COT, CIT e CT	Detecção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada (FR-NDIR) (SM 5310 B)	Analytik jena – Multi N/C 2100S BU Carbono
DQO	Refluxo fechado, método colorimétrico (SM 5220D)	Termoreator (Merck)
DBO	Manométrico (SM 5210D)	Incubadora Aqualytic e Tecnal e sensores Aqualytic e Velp.
Temperatura ambiente e do lixiviado	Termômetro de mercúrio (SM 2550)	Termômetro

4.2 ORIGEM DO LODO

As amostras de lodo utilizadas neste estudo foram oriundas de duas ETEs distintas: da ETE da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos) de São Leopoldo/RS e da ETE da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) de Canoas/RS. A ETE da Unisinos trata apenas o esgoto produzido na Universidade, a ETE da Corsan trata além do esgoto da cidade de Canoas, efluente de fossas sépticas e lixiviado de aterros sanitários da região metropolitana de Porto Alegre.

As coletas de lodo na ETE da Unisinos foram realizadas no decantador do CBR (sistema que trata o esgoto da Universidade). Como a ETE da Corsan trata os efluentes pelo sistema de lodos ativados, as coletas de lodo foram realizadas em dois pontos distintos: no tanque de aeração (local que trata os efluentes) e no tanque de recirculação (local que armazena parte da biomassa para retornar em seguida ao tanque de aeração).

Uma pequena amostra de lodo da ETE da Unisinos foi coletada para a análise de STV um dia antes da preparação do ensaio. No dia seguinte voltava-se a ETE para coletar a quantidade necessária para a preparação dos reatores do ensaio de biodegradabilidade aeróbia.

As amostras coletadas na ETE da Corsan foram armazenadas em bombonas plásticas e imediatamente transportadas ao laboratório, onde eram submetidas à aeração por aproximadamente 24 h, tempo necessário para o exame de STV. No dia seguinte preparavam-se os reatores do ensaio de biodegradabilidade aeróbia.

O lodo da ETE da Corsan também foi utilizado como inóculo na unidade piloto (CBR), a fim de agilizar a partida do sistema. Neste caso, as amostras de lodo foram coletadas no tanque de recirculação, mais especificamente no ponto onde o lodo retorna ao tanque de aeração. O lodo foi armazenado em bombonas de plástico, sendo transportados imediatamente até o anexo II da Unisinos (local onde foi montado a unidade piloto), para ser inoculado no CBR.

4.3 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO (CBR)

O CBR foi instalado no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, localizado junto a Estação de Tratamento de Esgoto da Unisinos. Neste mesmo local, foi instalado em um ponto elevado um reservatório 10.000 L do lado de fora do laboratório (reservatório A), este reservatório recebia o lixiviado que vinha do aterro sanitário. Na parte interna do laboratório, outro reservatório (reservatório B), com capacidade de 1.000 L, recebia por gravidade o lixiviado armazenado no reservatório A. O reservatório B alimentava o CBR.

O CBR foi construído com três estágios dispostos em diferentes níveis de altura. A figura 7 mostra um esquema da disposição dos estágios adotada no CBR. Cada estágio foi composto por 1 tambor, estes, por sua vez, foram fabricados em aço inoxidável, com as seguintes dimensões: 38 cm (largura) x 28 cm (altura) x 69 cm (comprimento). Como meio suporte, para o crescimento do biofilme, foi utilizado anel pall com 1,5” de diâmetro produzido em polipropileno. A área superficial específica fornecida por esse material é de $128 \text{ m}^2/\text{m}^3$, correspondendo a uma área superficial específica total no reator de $16,43 \text{ m}^3$.

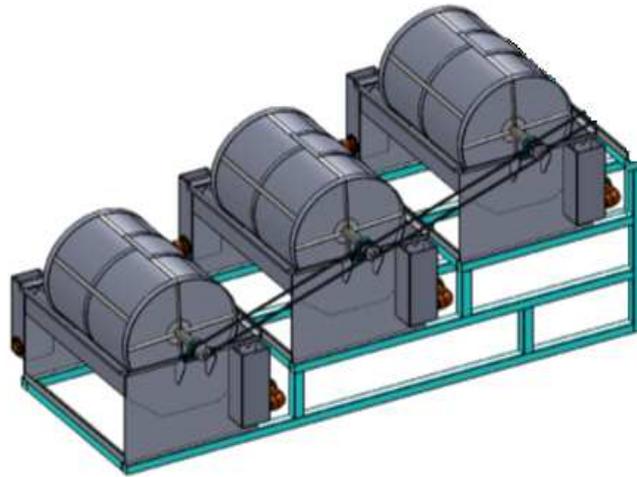


Figura 7 - Desenho esquemático do CBR

4.4 OPERAÇÃO DA UNIDADE PILOTO

Os três estágios do CBR foram operados simultaneamente de modo contínuo. O primeiro estágio do CBR foi alimentado com lixiviado por uma bomba dosadora (Injetronic), e deste, o lixiviado escoava para os outros dois estágios, por gravidade.

O volume total de lixiviado permanentemente dentro do reator foi de 120 L. Esse volume foi distribuído pelos estágios, assim cada estágio continha aproximadamente 40 L de lixiviado. O nível de submersão dos tambores do CBR foi de 40%. A velocidade de rotação dos tambores foi de 13 rpm, promovida por um motor com redutor de velocidade. Duas formas de operação foram testadas, variando-se as vazões e conseqüentemente os tempos de retenção hidráulica (TRH). Na primeira forma de operação o sistema foi operado com vazão de 8,5 L/h correspondendo a um TDH de 15 h. Na segunda forma de operação o sistema foi operado com vazão de 5,1 L/h e TDH de 24h. A Figura 8 apresenta uma imagem do CBR utilizado.



Figura 8 - CBR utilizado no estudo

Para o início da operação do reator, foi utilizado como inóculo lodo do sistema de lodos ativados da ETE da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) de Canoas/RS. Como está unidade de tratamento recebe esgoto sanitário, efluente de fossas sépticas e lixiviado de aterros sanitários da região, acredita-se que a biodiversidade dos microorganismos que compõem o lodo, desta unidade, seja maior, favorecendo a aclimação dos microorganismos ao sistema de tratamento proposto neste estudo (CBR), devido a provável presença de microorganismos capazes reconhecerem substratos similares aos quais eram expostos.

Em cada estágio do CBR foram inoculados 5 L de lodo, totalizando 12,5 % do volume de cada tambor. Este volume foi determinado em função de valores observados na literatura, como na pesquisa de Castillo, Vergara e Moreno (2007), onde o inóculo foi acrescentado em 10% do volume do reator, para um CBR que tratava lixiviado.

Após a inoculação, o reator começou a ser alimentado com o lixiviado do aterro sanitário de São Leopoldo. O monitoramento do sistema experimental iniciou 23 dias após a inoculação. Período destinado ao início do estabelecimento da biomassa ao meio suporte.

No estudo de Castillo, Vergara e Moreno (2007), o período de partida no CBR foi de cinco semanas. De acordo com os autores, esse foi o tempo necessário para atingir e manter elevadas concentrações de microorganismos no meio suporte, para a formação do biofilme.

4.5 MONITORAMENTO DA ETAPA DE PARTIDA NO CBR

O CBR foi monitorado durante 18 semanas, esse período foi dividido em duas fases que corresponderam a duas formas de operação. Na primeira fase foi testado o

funcionamento da unidade piloto com vazão de 8,5 L/h e tempo de retenção hidráulica de 15h durante nove semanas. Na segunda fase o CBR operou com vazão de 5,1 L/h e tempo de retenção hidráulica de 24 h por mais nove semanas.

O monitoramento da etapa de partida do CBR foi realizado através de coletas semanais de lixiviado em dois pontos distintos. O primeiro ponto de coleta foi no reservatório B, correspondendo à entrada do lixiviado no sistema. O segundo ponto de coleta foi no último estágio do sistema de tratamento CBR, correspondendo à saída de lixiviado do sistema. A figura 9 mostra uma imagem do sistema indicando os pontos de coleta.



Figura 9 - Pontos de amostragem

Os parâmetros monitorados nestes dois pontos foram DQO e COT. A escolha destes dois parâmetros deve-se ao fato de serem parâmetros que quantificam a matéria orgânica presente no lixiviado e por serem os parâmetros utilizados para o monitoramento dos testes Zahn-Wellens. Após cada análise (de DQO e COT) o percentual de remoção foi calculado. O objetivo desse monitoramento foi determinar a partida do sistema, ou seja, o momento em que o CBR começa a remover a matéria orgânica de forma constante.

4.6 DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA EM LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

O potencial de biodegradabilidade aeróbia de lixiviados do aterro sanitário de São Leopoldo foi determinado através de ensaios de biodegradabilidade fundamentados no teste Zahn-Wellens descrito em OECD 302B (1992) e adaptado por Lange et al. (2012). As adaptações do método utilizado por Lange et al. (2012) são mostradas na tabela 5.

Tabela 5 - Adaptações do método Zahn-Wellens (1992) por Lange et al. (2012)

Método Zahn-Wellens (1992)	Adaptação do método Zahn-Wellens por Lange et al. (2012)
Parâmetro: COD ou DQO	Parâmetro: DBO ou COT ou DQO
Reator controle	Não realizado
Branco: meio mineral + lodo de ETE	Branco: meio mineral + lodo de ETE + água deionizada
Agitador magnético	Aerador de aquário
Oxigênio dissolvido: >1mg/L	Não mensurado

COD: Carbono orgânico dissolvido

A metodologia seguida neste trabalho foi a proposta por Lange et al. (2012), por apresentar maior flexibilidade que o método original, sendo utilizados os parâmetros COT e DQO.

No método original o reator branco é montado apenas com lodo de ETE e meio mineral, já no método adaptado é utilizado, além de lodo de ETE e meio mineral, água deionizada na mesma proporção da substância teste. A utilização da água é importante para equalizar os volumes das misturas dentro dos reatores. A figura 10 mostra um esquema do conteúdo de cada reator.



Figura 10 - Conteúdo dos reatores

Outra adaptação realizada por Lange et al. (2012) é em relação a aeração. O método original propõe além de uma fonte de ar, um agitador magnético para garantir a homogeneização da mistura, já o método adaptado propõe apenas um aerador de aquário conectado a uma pedra porosa para difundir o ar dentro do reator e garantir a mistura da

solução. O método original determina, também, que a quantidade de oxigênio dissolvido seja superior a 1 mg/L, já o método adaptado não faz referência a essa determinação.

A biodegradabilidade foi monitorada através de análises de DQO e COT coletadas conforme determina o método proposto por Lange et.al (2012). As amostras coletadas foram filtradas em membranas Millipore® 0,45 µm e submetidas às análises (assim os parâmetros analisados referem-se a parcela dissolvida do lixiviado). Durante seis meses foram monitorados nove ensaios de biodegradabilidade todos utilizando os mesmos lixiviados que alimentavam a unidade piloto (CBR). No Ensaio 1 somente o monitoramento da DQO foi realizado.

Os lodos utilizados para as preparações dos reatores foram oriundos de duas ETEs diferentes: ETE da UNISINOS (Universidade do Vale do Rio dos Sinos) de São Leopoldo/RS e ETE da CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento) de Canoas /RS. A ETE da UNISINOS trata apenas esgoto sanitário gerado na Universidade, já a ETE da Corsan trata, além do esgoto doméstico da cidade de Canoas, efluente de fossas sépticas e lixiviado de aterro sanitário, como já foi mencionado anteriormente neste estudo.

Antes da preparação dos reatores foi realizado exame de STV do lodo (centrifugado) e análise de DQO do lixiviado bruto. Utilizou-se concentração de DQO igual a 1.000 mg/L e de STV do lodo igual a 4,0 g/L. Para atingir essas concentrações as equações 2 e 3 foram utilizadas. Através destas equações obteve-se as proporções de 4:1 como sugere o método.

A Equação 2 determina a quantidade de STV a ser inoculada nos ensaios

$$X = 4000 * 1 / STV$$

Equação 2

Onde:

STV= Sólidos Totais Voláteis.

$$V1 * C1 = V2 * C2$$

Equação 3

Onde:

V1= Volume inicial

V2= Volume final

C1= Concentração de DQO inicial

C2= Concentração de DQO final

Após a determinação das proporções procedeu-se a montagem dos reatores. A configuração de cada reator é apresentada na tabela 6. Os lodos utilizados nos ensaios não foram aclimatados, porque de acordo com MORAVIA (2010) não há necessidade de aclimação quando percebe-se o decaimento contínuo de DQO solúvel a partir dos primeiros dias do ensaio. Este fato se deve, provavelmente, às características semelhantes entre a matéria orgânica rapidamente biodegradável do lixiviado e a presente no lodo utilizado.

Tabela 6 - Configuração dos ensaios de biodegradabilidade

Composição dos ensaios					
	Origem do lodo	STV do lodo (mg/g)	DQO do lixiviado bruto (mg/L)	Meio mineral (ml)	Parâmetros analisados
Ensaio 1	ETE UNISINOS	52,5	2.223	550,16	DQO
Ensaio 2	ETE UNISINOS	44,8	1.903	576,08	DQO e COT
Ensaio 3	ETE Canoas	43,3	1.903	571,45	DQO e COT
Ensaio 4	ETE Canoas	47,6	3.377	929,77	DQO e COT
Ensaio 5	ETE Canoas	44,7	4.764	949,08	DQO e COT
Ensaio 6	ETE Canoas	56,4	2.962	888	DQO e COT

Entre os meses de outubro a dezembro (2012) realizou-se três ensaios preliminares de biodegradabilidade aeróbia, a fim de testar algumas modificações em relação ao método proposto por Lange et al. (2012). O objetivo foi de aprendizagem das técnicas envolvidas e conhecimento da qualidade dos efluentes utilizados (lixiviado e lodo)

Algumas modificações foram testadas, mas não obtiveram boas respostas. De qualquer forma, apresenta-se, a seguir, para colaborar nos próximos trabalhos, evitando-se estas repetições:

- Utilizou-se nos três ensaios preliminares lixiviado dissolvido (filtrado ao invés de lixiviado bruto);
- Não foi preparado meio mineral, sendo as soluções pipetadas diretamente nos reatores;

- No primeiro ensaio as amostras coletadas nos reatores para as análises de DQO e COT não foram filtradas;

- No segundo ensaio o lodo que foi utilizado para o exame de STV, não foi o mesmo inoculado nos reatores;

-No terceiro ensaio a proporção de DQO/STV não foi considerada, foi realizado apenas o exame de sólidos totais voláteis.

Todos os reatores foram montados em erlenmeyer de 2 L e o volume da mistura em seu interior foi de 1,5 L. Os reatores foram envolvidos por papel alumínio, para impedir a incidência direta de luz. No interior de cada reator foi colocada uma pedra porosa, conectada por uma mangueira a um aerador de aquário para fornecimento de ar e turbulência ao reator. O pH dos reatores foram mantidos entre 6,5 e 8 utilizando NaOH e H₂SO₄.

Os reatores contendo a mistura teste (lixiviado, lodo e nutrientes minerais) foram mantidos nestas condições por 28 dias. Para cada reator contendo a mistura teste, um reator branco foi preparado e monitorado paralelamente. Para sua preparação foram utilizadas as mesmas proporções de lodo e meio mineral do reator contendo a mistura teste, entretanto no reator branco ao invés de lixiviado foi adicionada água deionizada. Assim cada ensaio constituía-se de dois reatores um correspondente a mistura teste e outro ao branco. A figura 11 mostra uma imagem dos reatores preparados para os ensaios.



Figura 11 - Reatores preparados para os ensaios de biodegradabilidade aeróbia

A determinação da biodegradabilidade ocorreu através do monitoramento da depleção de DQO e COT dissolvidos dos dois reatores do ensaio (reator teste e reator branco). As coletas ocorreram com periodicidade semanal, sendo a primeira coleta realizada após $3h \pm 30$ min do início do ensaio e as duas últimas no 27º e 28º dias do ensaio.

O monitoramento do pH dos reatores do ensaio foi realizado nos dias de coleta. O ajuste do pH era realizado sempre que o seu valor medido nos reatores não se encontrava entre o intervalo de 6,5 - 8,0.

A biodegradabilidade foi calculada por meio da seguinte equação:

Equação 4

$$D_t = \left[1 - \frac{C_t - C_B}{C_A - C_{BA}} \right] \times 100$$

Onde:

D_t = degradação percentual no tempo t;

C_A = concentração (em mg/L) de DQO do teste com efluente após $3h \pm 30$ min de incubação;

C_t = concentração (em mg/L) de DQO do teste com efluente no tempo t;

C_{BA} = concentração (em mg/L) de DQO do branco após $3h \pm 30$ min de incubação e;

C_B = concentração (em mg/L) de DQO do branco no tempo t.

Essa mesma equação também foi utilizada para o parâmetro de COT. Entretanto, no lugar das concentrações de DQO é utilizado o valor da concentração de COT.

5 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO DO ATERRO DE SÃO LEOPOLDO.

Na tabela 7 observa-se os resultados dos parâmetros analisados para a caracterização do lixiviado entre os meses de outubro de 2012 a março de 2013 e na íntegra, no Apêndice A apresentam-se todos os resultados obtidos.

Tabela 7 - Caracterização do lixiviado do aterro municipal de São Leopoldo (n=16)

Parâmetro	Unidade	Média±Desvio Padrão	CV (%)
pH	-	9 ± 0,22	3%
DQO	mg/L	3069± 1023	33%
DBO	mg/L	436±149	34%
DBO/DQO	mg/L	0,17±0,06	37%
CT	mg/L	2302±602	26%
CI	mg/L	1191±336	28%
COT	mg/L	1112±283	25%
Nitrogênio Total	mg/L	1082±317	29%
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	971±305	31%
Temperatura do lixiviado	°C	22±2	10%
Temperatura ambiente	°C	23±3	12%

Por meio das análises das amostras, pode-se afirmar que o lixiviado do aterro municipal de São Leopoldo tem características de lixiviado estabilizado. Essa afirmação fundamenta-se principalmente pelos resultados da baixa relação DBO/DQO (0,17) e do pH básico (9,0).

De acordo com Castilhos JR.; Dalsasso e Rohers (2010), aterros estabilizados possuem relação DBO/DQO, geralmente, na faixa de 0,05 a 0,2. Essa relação é baixa porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos, os quais não são facilmente biodegradáveis. Esses compostos são, também, os responsáveis pela cor do lixiviado, e sua remoção é mais eficiente em valores de pH menores que 6,0.

Valores de pH acima de 8,0 são característicos de lixiviados em estágio avançado de degradação da matéria orgânica (FERREIRA, 2010). Conforme Souto (2009), a variação dos valores de pH é em razão dos processos biológicos que ocorrem na massa de resíduos aterrados, mas essa variação não é livre, dependente da fase de decomposição dos resíduos.

Na fase metanogênica os microrganismos, estritamente anaeróbios, convertem o ácido acético e o hidrogênio gasoso, formados na fase ácida, em CH_4 e CO_2 . No interior da massa de resíduos no aterro sanitário os valores de pH tornam-se neutros (entre 6,8 e 8,0). Por sua vez o pH do lixiviado aumenta, diminuindo as concentrações de DBO_5 , DQO e condutividade (RUSSO, 2005).

5.2 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA

Os ensaios de biodegradabilidade foram realizados entre os meses de outubro de 2012 a abril de 2013. Durante este período foram realizados nove ensaios de biodegradabilidade aeróbia utilizando o método Zahn-Wellens (1992) adaptado por Lange et al. (2012).

Ente os meses de janeiro a abril de 2013, os ensaios realizados seguiram na íntegra as determinações do método Zahn-Wellens adaptado por Lange et. al (2012). Os ensaios foram denominados da seguinte forma: Ensaio 1 (E1), Ensaio 2 (E2), Ensaio 3 (E3), Ensaio 4 (E4), Ensaio 5 (E5) e Ensaio 6 (E6). A seguir apresenta-se os resultados obtidos em cada ensaio.

5.3 ENSAIO 1

Para a preparação do Ensaio 1 utilizou-se como inóculo lodo da ETE da UNISINOS, coletado no decantador do CBR que trata o esgoto da Universidade. O resultado do exame de STV desse lodo foi de 52,5 mg/g. Esse valor foi utilizado para calcular a quantidade de lodo que deveria ser inoculada em um reator de um litro. Como se optou por reatores com volumes de 1,5 L de mistura, a quantidade de STV foi redimensionada. Assim, em cada um dos reatores do Ensaio 1 foram inoculados 114,3 g de lodo centrifugado.

A quantidade de lixiviado inoculado nos reatores foi determinada através da análise de DQO. O resultado da análise inicial do lixiviado foi de 2.223 mg/L de DQO. Como o método determina que a DQO da substância teste deva estar entre 100 e 1000 mg/L, a equação 3 foi utilizada para recalculá-los os valores. A quantidade de lixiviado bruto inoculado no reator do Ensaio 1 foi de 674,8 mL.

O resultado do teste de biodegradabilidade do Ensaio 1 é apresentado na figura 12. O valor máximo de biodegradação atingido neste ensaio foi de 40,2% em 21 dias.

Moravia (2010) atingiu resultados semelhantes, 42,4% de biodegradabilidade máxima aos 21 dias de incubação utilizando lixiviado com características similares ao utilizado neste estudo. Após os 21 dias de incubação percebeu-se que os valores de biodegradação começam a diminuir. Concordando com Moravia (2010), explica-se a elevação da DQO solúvel a partir dos primeiros dias de incubação devido à produção de Produtos Microbianos Solúveis (PMS) que estão associados ao mecanismo de decaimento e lise celular. Este fenômeno se inicia quando há uma baixa relação alimento/microorganismo (A/M), ocasionada pela limitação de substrato devido ao aumento da biomassa ativa na degradação (MORAVIA, 2010).

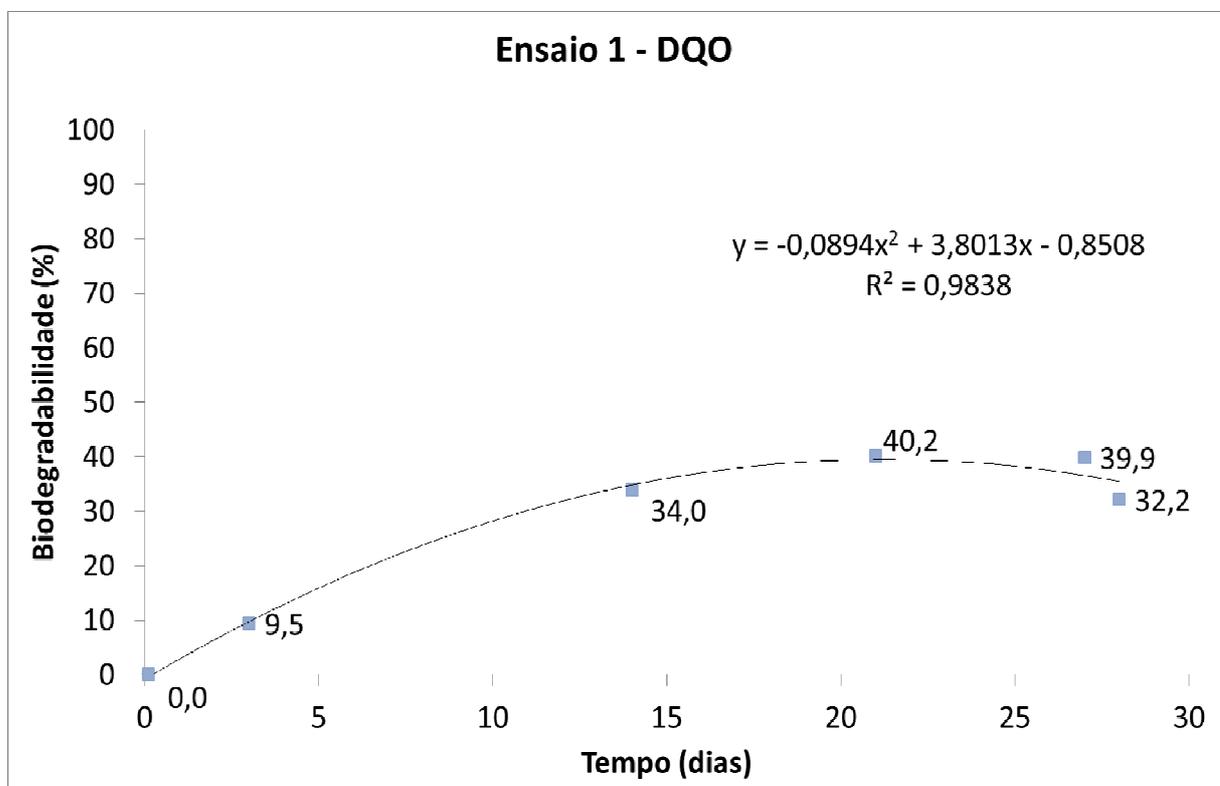


Figura 12 - Ensaio 1- DQO

A curva de tendência mostrada no Ensaio 1 apresentou uma boa correlação ($R^2 = 0,9838$), indicando que a mesma, para este ensaio é representativa da biodegradabilidade aeróbia ocorrida.

A figura 13 apresenta o monitoramento do pH dos dois reatores do Ensaio 1. Nesta figura pode-se observar o valor do pH do reator do lixiviado no momento da coleta, bem como, os pontos que indicam os valores entre 6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do

lixiviado ajustado. O pH do reator branco se manteve dentro da faixa de tolerância (6,5 – 8,0) durante os 28 dias de ensaio não sendo necessário o seu ajuste.

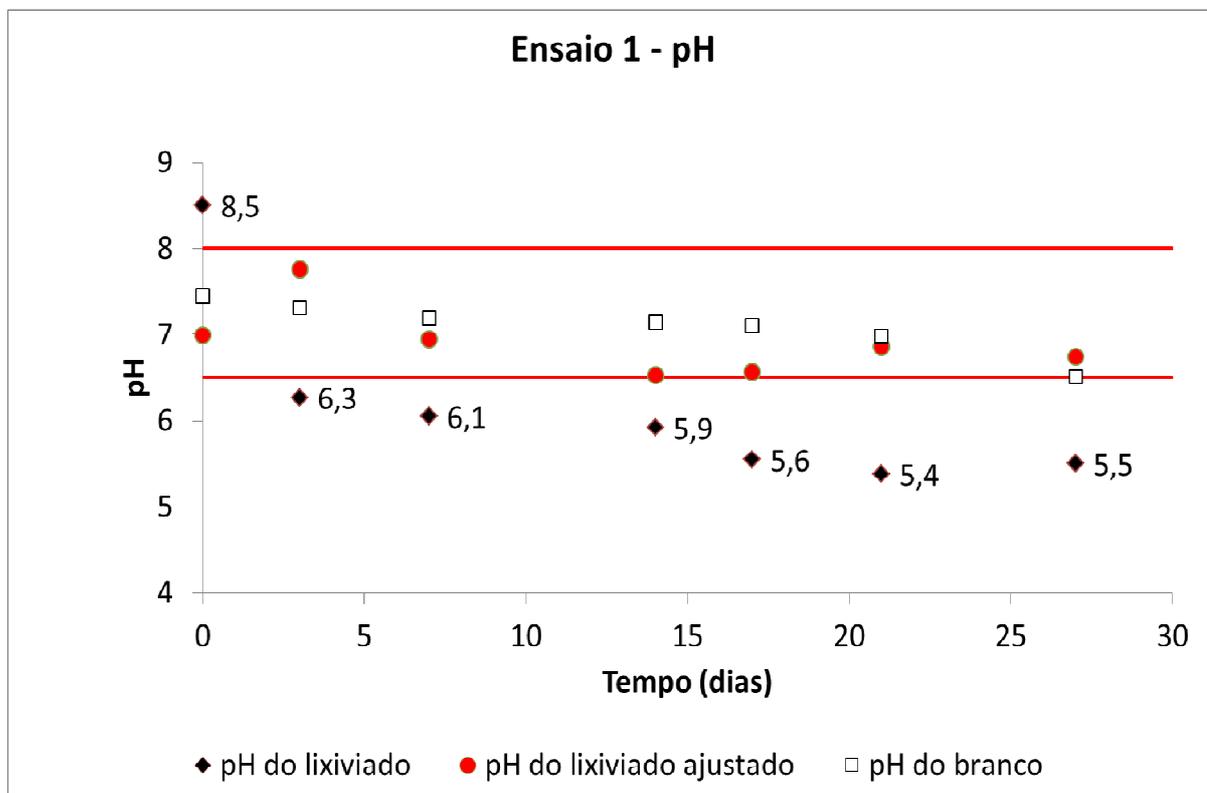


Figura 13 - Monitoramento do pH do Ensaio 1

O pH do lixiviado logo após a preparação do reator foi de 8,5. Esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. Com o passar do tempo, percebe-se a tendência de um decaimento no valor do pH do lixiviado. Acredita-se que essa tendência seja em função da atividade dos microorganismos, que degradam a matéria orgânica liberando no meio íons H^+ , tornando o meio aquoso mais ácido. Os processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a consumir a alcalinidade, a qual, caso atinja baixos teores, pode dar condições a valores reduzidos de pH afetando a própria taxa de crescimento dos microorganismos responsáveis pela oxidação (Von Sperling, 2005).

5.4 ENSAIO 2

Assim como no Ensaio 1, no Ensaio 2 também foi utilizado lodo da ETE da UNISINOS, coletado no mesmo ponto (decantador do CBR). O resultado do exame de STV desse lodo foi 44,8 mg/g, menor que o resultado de STV do lodo utilizado no Ensaio 1. A

diferença entre os resultados confirmam a importância de realizar o exame de STV antes do início de cada ensaio. Com o resultado do exame de STV foi calculado a quantidade de lodo centrifugado que foi inoculado nos reatores. De acordo com os resultados desses cálculos, a quantidade de lodo inoculado nos reatores foi de 133,9 g.

A quantidade de lixiviado inoculado no reator teste foi determinada da mesma forma que no Ensaio 1, por meio da análise de DQO. O resultado dessa análise foi de 1.903 mg/L de DQO no lixiviado bruto. Com esse resultado foi feito o cálculo para determinar o volume de lixiviado que deveria ser inoculado no reator. De acordo com o resultado desse cálculo, adicionou-se no reator teste do Ensaio 2 o volume de 788,2 mL de lixiviado bruto.

A biodegradabilidade do Ensaio 2 foi monitorada por meio dos parâmetros de DQO e COT. As figuras 14 e 15 apresentam a curva de biodegradação para esses dois parâmetros.

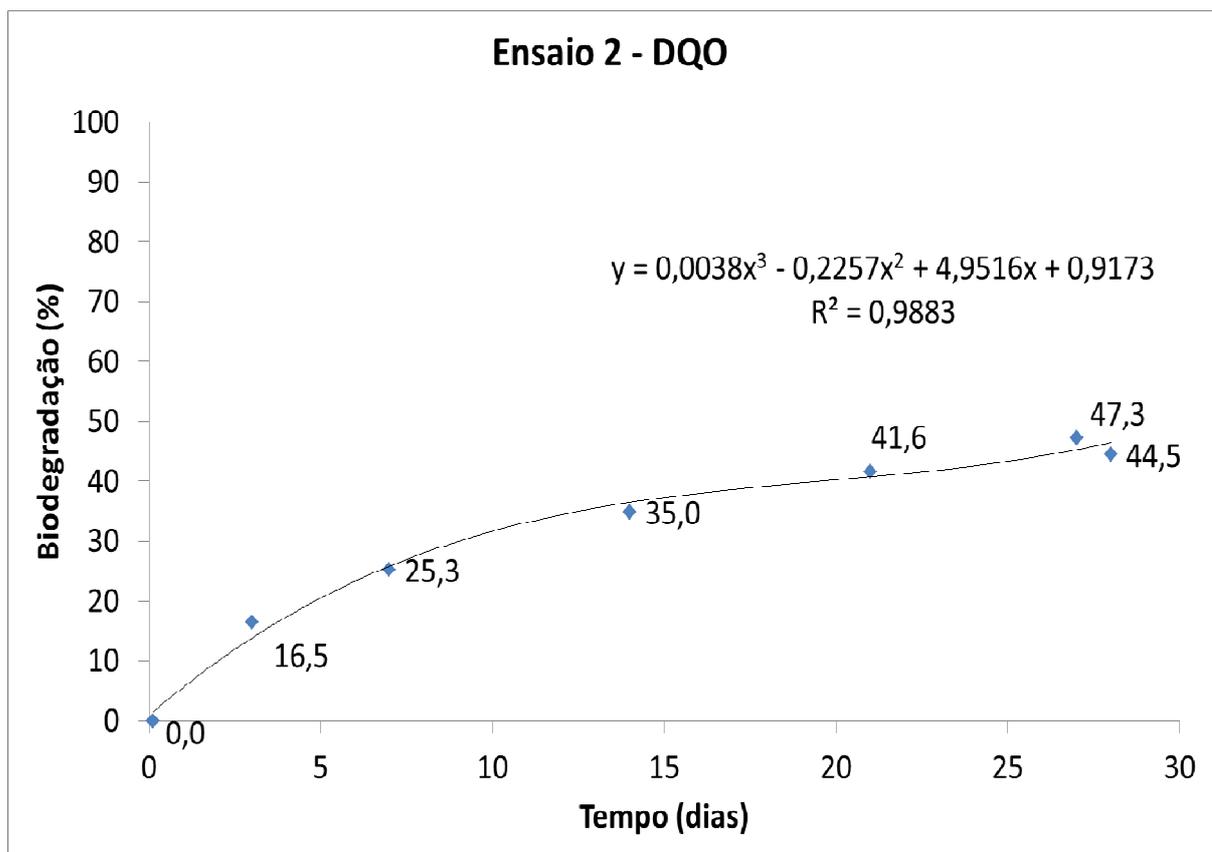


Figura 14 - Ensaio 2 - DQO

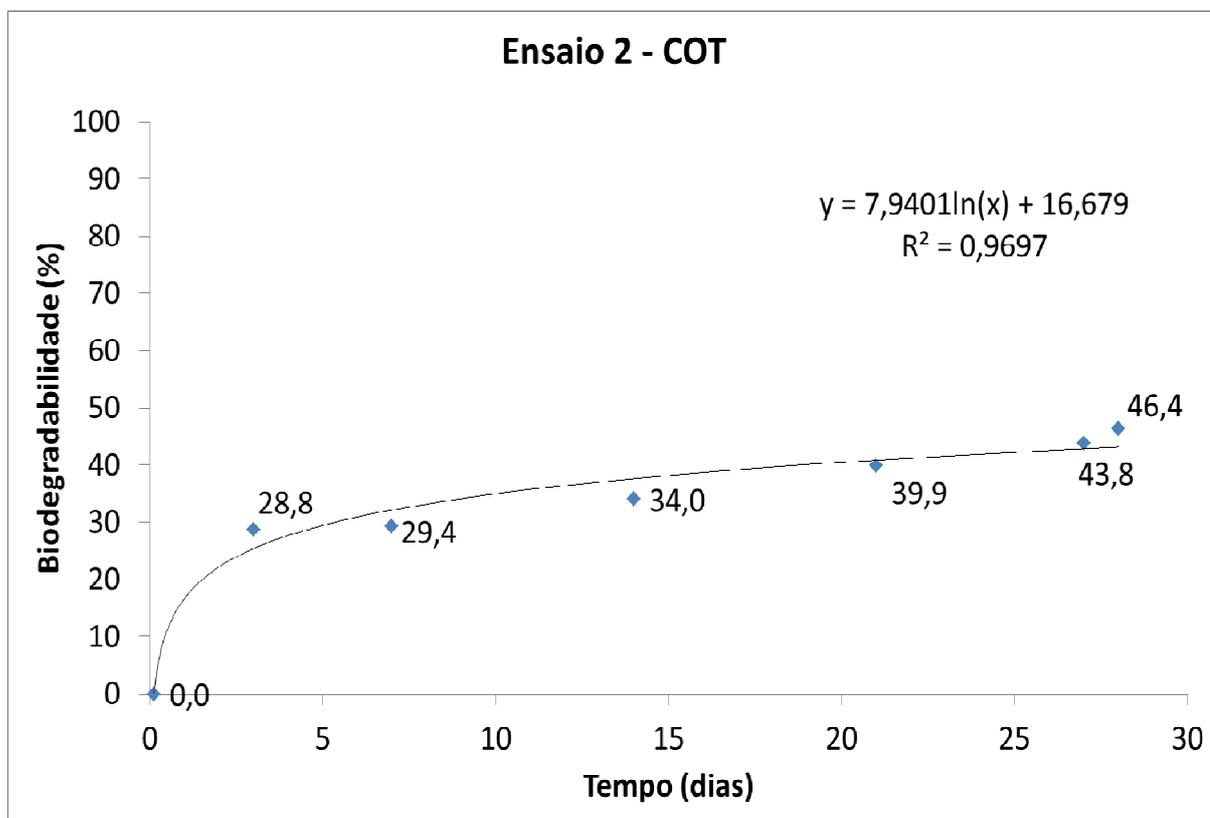


Figura 15 - Ensaio 2 – COT

A conformação das curvas para os parâmetros de DQO e COT foram semelhantes a curva do ensaio 1 para o parâmetro de DQO. No Ensaio 2, também observou-se que a biodegradação aumenta com o passar do tempo.

A biodegradabilidade máxima atingida para o parâmetro de DQO foi de 47,3 % aos 27 dias de ensaio. Aos 28 dias de ensaio houve um leve decaimento na curva sinalizando, talvez o princípio de lise celular pelo aumento da DQO solúvel na amostra. A biodegradabilidade máxima para o parâmetro de COT foi de 46,4% aos 28 dias de ensaio.

As curvas de tendências mostradas no Ensaio 2 para os parâmetros de DQO e COT apresentaram uma boa correlação, $R^2 = 0,9883$ e $R^2 = 0,9697$, respectivamente, indicando que a mesma, para este ensaio é representativa da biodegradabilidade aeróbia ocorrida.

A figura 16 apresenta o monitoramento do pH do lixiviado durante o Ensaio 2. Assim como no Ensaio 1, pode-se observar na figura o valor do pH do reator do lixiviado no

momento da coleta e os pontos que indicam os valores entre 6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do lixiviado ajustado. O pH do reator branco neste ensaio, também se manteve dentro da faixa de tolerância como no Ensaio 1.

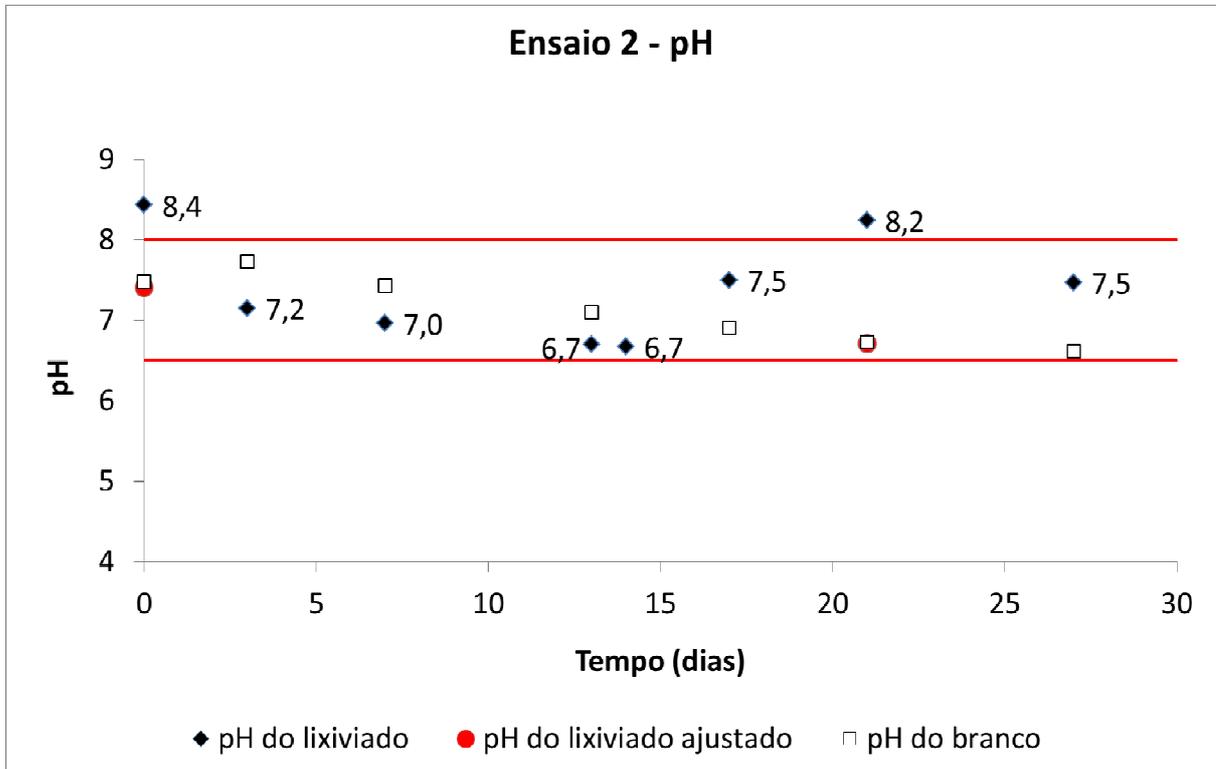


Figura 16 – Monitoramento do pH do Ensaio 2

O pH do lixiviado logo após a preparação do reator foi de 8,4, valor semelhante ao do pH do Ensaio 1. Esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. Com o passar do tempo, percebe-se a tendência de um leve decaimento contínuo até aproximadamente o 14º dia de ensaio. Na semana seguinte o valor de pH volta a subir continuamente saindo da faixa de tolerância aos 21 dias de ensaio. O pH do reator foi ajustado e se manteve dentro da faixa de tolerância até o fim do ensaio.

5.5 ENSAIO 3

No Ensaio 3 o lodo utilizado para preparação dos reatores foi proveniente da ETE da CORSAN. Esse lodo foi coletado no tanque de aeração. O resultado do exame de STV foi de 43,3 mg/g. A partir desse resultado calculou-se a quantidade de lodo que foi inoculado nos reatores. De acordo com os resultados, foi inoculado em cada reator 138,6 g de lodo centrifugado.

O lixiviado utilizado neste ensaio foi o mesmo utilizado no Ensaio 2. A preparação do Ensaio 2 e do Ensaio 3 ocorreram no mesmo dia. A quantidade de lixiviado inoculado no reator teste do Ensaio 3 foi a mesma inoculada no reator teste do Ensaio 2, ou seja, 788,2 mL de lixiviado bruto em cada reator.

A biodegradabilidade do Ensaio 3 foi monitorada por meio dos parâmetro de DQO e COT. As figuras 17 e 18 mostram a curva de biodegradação para esses dois parâmetros.

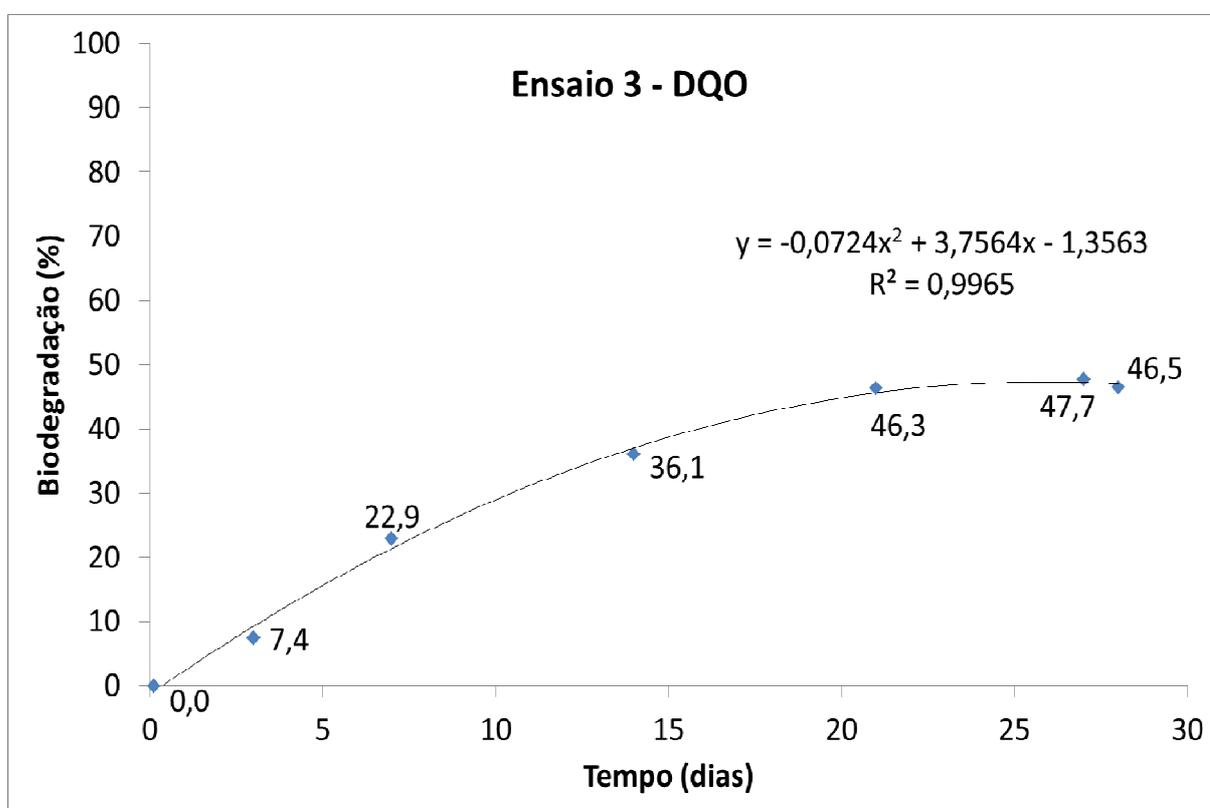


Figura 17 - Ensaio 3 – DQO

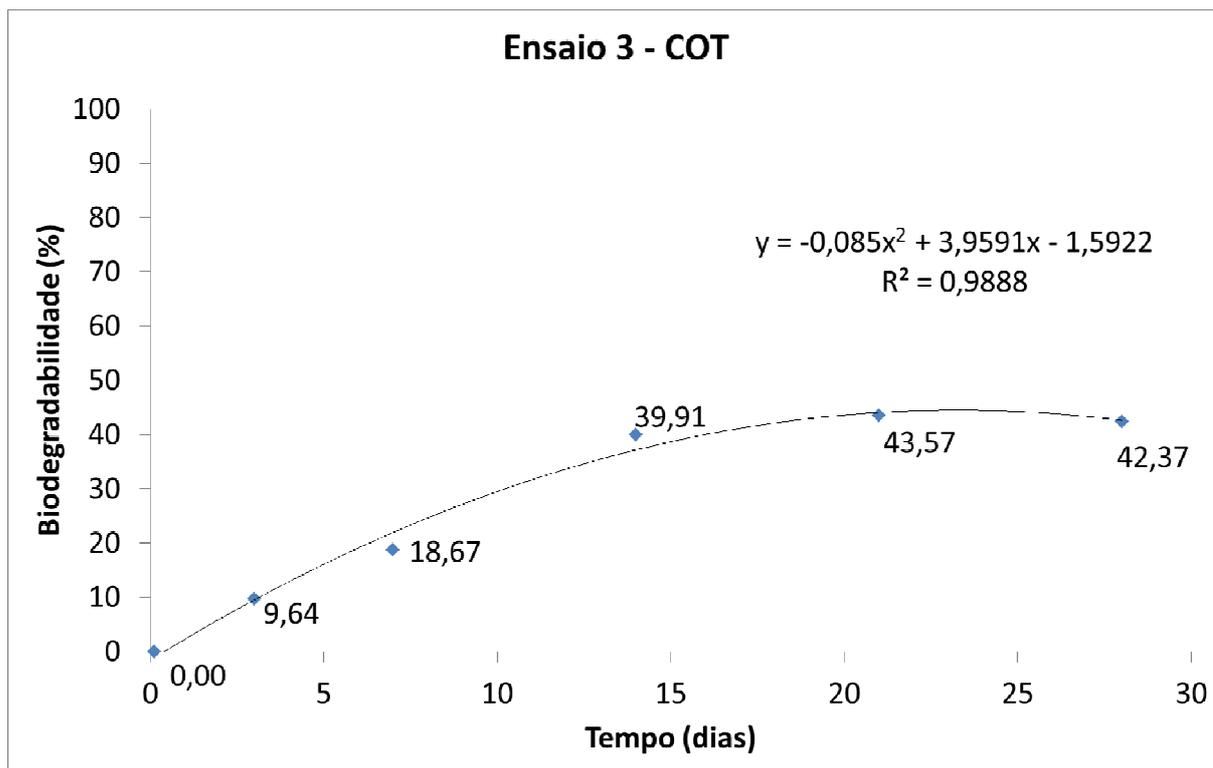


Figura 18 - Ensaio 3 – COT

A conformação das curvas para os parâmetros de DQO e COT seguem a mesma tendência das curvas dos Ensaio 1 e 2. No Ensaio 3, também observou-se que a biodegradação vai aumentando lentamente com o passar dos dias.

Além disso, como nos ensaios anteriores, as curvas de tendência, para os parâmetros de DQO e COT apresentaram uma boa correlação $R^2 = 0,9965$ e $R^2 = 0,9888$, respectivamente.

A biodegradabilidade máxima atingida para o parâmetro de DQO foi de 47,67 % aos 27 dias de ensaio, aos 28 dias de ensaio observa-se um leve decaimento na curva. O desempenho do Ensaio 3 foi praticamente igual ao desempenho do ensaio 2. Pode-se inferir por meio desses resultados que o lodo da ETE da UNISINOS e o lodo da ETE da CORSAN possuem potencial de degradação similar (ou quantidade de biomassa similar). Vale lembrar que a única variação na preparação destes dois ensaios foi o lodo, já que a quantidade e qualidade do lixiviado foram às mesmas.

Entretanto, para o parâmetro de COT os resultados diferiram do ensaio 2. A biodegradabilidade máxima no Ensaio 3 foi de 43,57% em 21 dias, já o Ensaio 2 atingiu percentuais de 46,37% de biodegradabilidade em 28 dias. Como a diferença é pequena entre

um e ensaio e outro, acredita-se que os diferentes lodos utilizados nestes dois ensaios possuem o mesmo potencial de biodegradação.

A figura 19 apresenta o monitoramento do pH do lixiviado durante o Ensaio 3. Assim como nos ensaios anteriores, pode-se observar na figura o valor do pH do reator do lixiviado no momento da coleta e os pontos que indicam os valores entre 6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do lixiviado ajustado. O pH do reator branco neste ensaio, também se manteve dentro da faixa de tolerância como nos Ensaios 1 e 2.

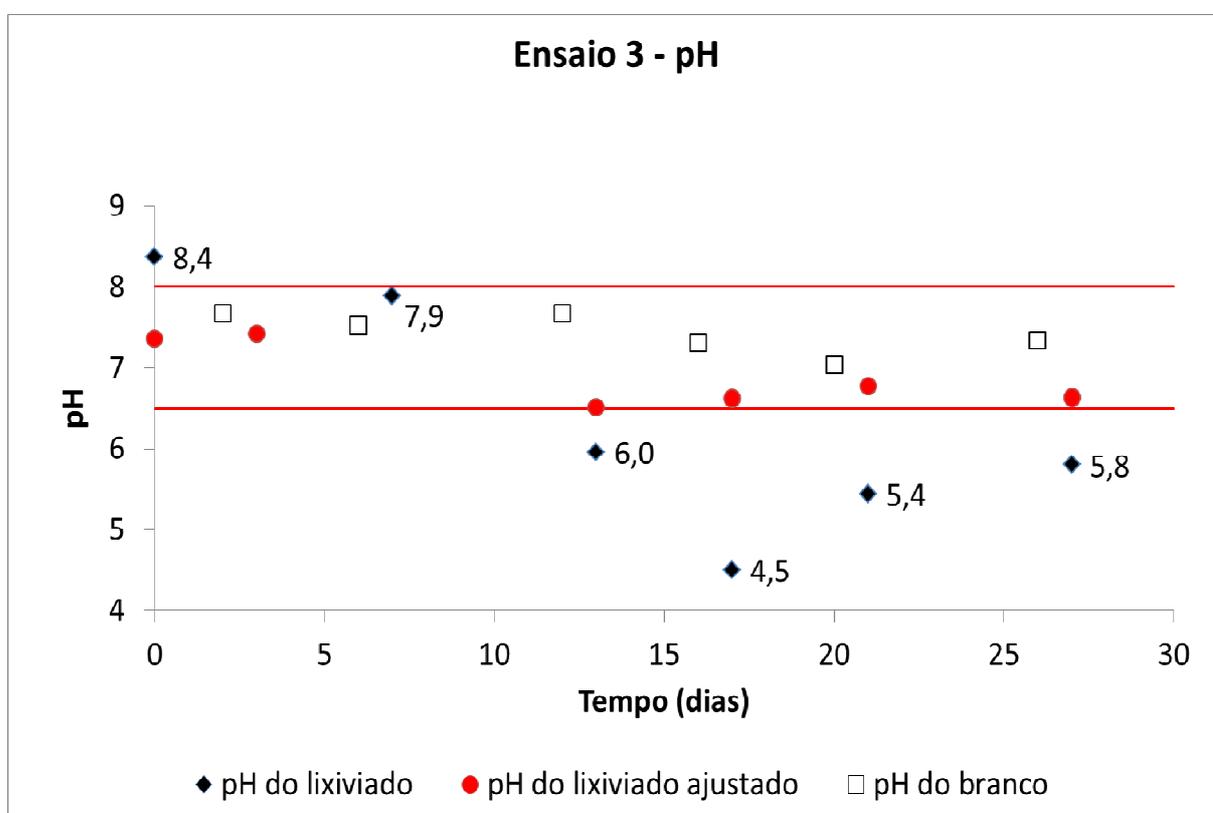


Figura 19 – Monitoramento do pH do Ensaio 3

O pH do lixiviado logo após a preparação do reator foi de 8,4, valor semelhante ao do pH do Ensaio 1 e Ensaio 2. Esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. Com o passar do tempo, percebe-se a tendência de decaimento do pH até o final do ensaio.

O comportamento do pH no Ensaio 3 foi semelhante ao comportamento do Ensaio 1, mas diferente do Ensaio 2, porque no ensaio 2 o pH do reator do lixiviado não manteve a tendência de diminuir para valores abaixo de 6,5 como nos Ensaios 1 e 3. Apesar dessa diferença de comportamento do pH, os resultados de biodegradabilidade para os parâmetros

de DQO e COT dos Ensaio 3 e 2 foram similares. Acredita-se que o ajuste semanal do pH tenha contribuído para esses resultados, porque forneceu as condições ideais para que a os microorganismos se adaptassem e degradassem a matéria orgânica.

5.6 ENSAIO 4

Para a preparação do Ensaio 4 foi utilizado lodo da ETE da CORSAN, entretanto esse lodo foi coletado na tanque de recirculação (lugar onde o lodo é armazenado para voltar ao sistema). O resultado do exame de STV desse lodo foi de 47,6 mg/g. A partir desse resultado calculou-se a quantidade de lodo que foi inoculado nos reatores. De acordo com os resultados, foi inoculado em cada reator 126,1 g de lodo centrifugado.

O lixiviado utilizado neste ensaio possuía 3.377 mg/L de DQO. Assim como nos ensaios anteriores, a partir da DQO inicial calculou-se a quantidade de lixiviado que deveria ser adicionado no reator teste, neste ensaio a quantidade de lixiviado adicionada ao reator foi de 444,2 mL.

A biodegradabilidade do Ensaio 4 foi monitorada por meio dos parâmetro de DQO e COT. As figuras 20 e 21 mostram a curva de biodegradação para esses dois parâmetros.

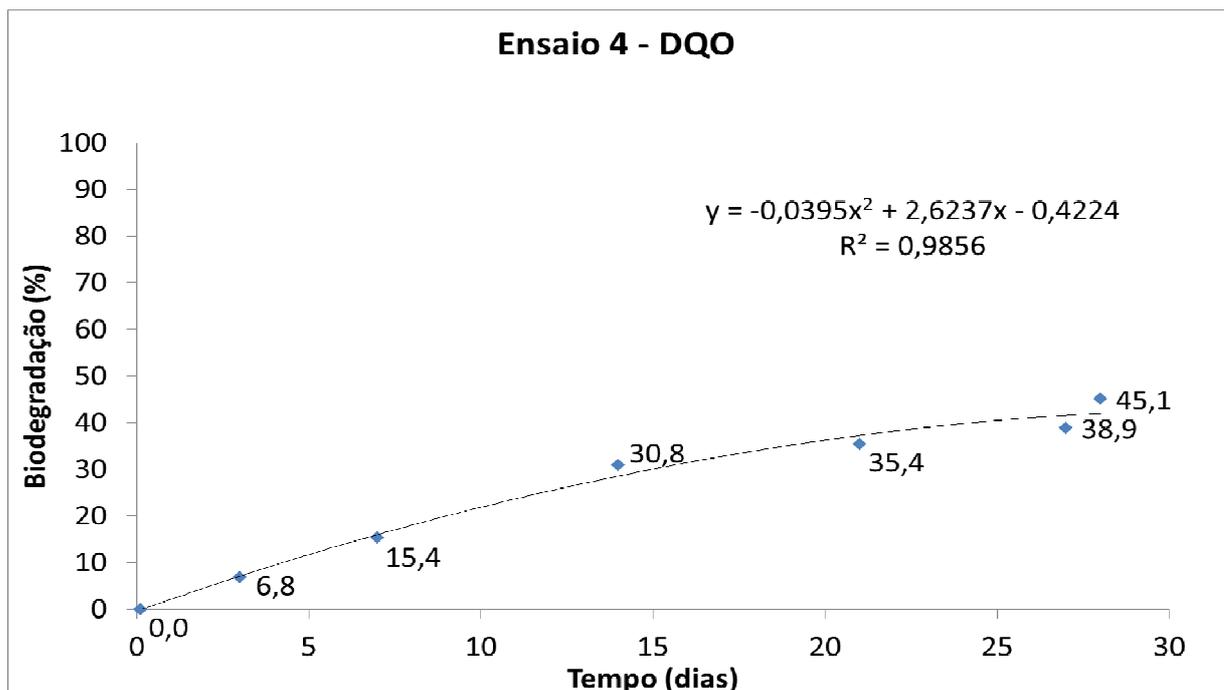


Figura 20 - Ensaio 4 – DQO

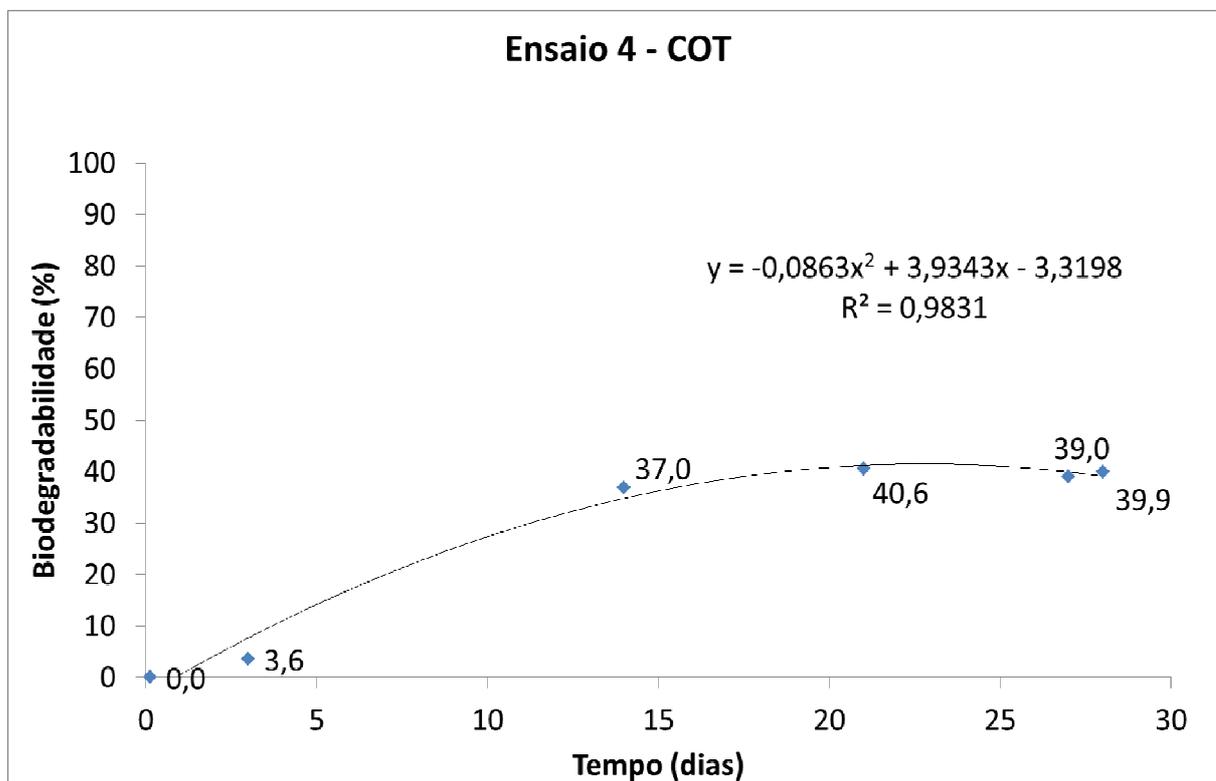


Figura 21 - Ensaio 4 – COT

A conformação das curvas para os parâmetros de DQO e COT seguem a mesma tendência das curvas dos ensaios anteriores, ou seja observou-se que a biodegradação vai aumentando lentamente com o passar dos dias.

As curvas de tendência, para os parâmetros de DQO e COT, também apresentaram uma boa correlação $R^2 = 0,9856$ e $R^2 = 0,9831$, respectivamente.

A biodegradabilidade máxima atingida para o parâmetro de DQO foi de 45,1 % aos 28 dias de ensaio. O desempenho do Ensaio 4 foi um pouco menor que o desempenho do Ensaio 2 e Ensaio 3.

Para o parâmetro de COT, o resultado também foi menor que o ensaio 2 e 3. A biodegradabilidade máxima atingida foi de 40,6% aos 21 dias de ensaio. Acreditava-se que este lodo por estar mais concentrado, poderia possuir um potencial maior de biodegradação do que o lodo do tanque de aeração usado no ensaio anterior.

A figura 22 apresenta o monitoramento do pH do lixiviado durante os 28 dias de duração do Ensaio 4. Assim como nos ensaios anteriores, pode-se observar na figura o valor do pH do reator do lixiviado no momento da coleta e os pontos que indicam os valores entre

6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do lixiviado ajustado. O pH do reator branco neste ensaio, também se manteve dentro da faixa de tolerância como nos Ensaios 1, 2 e 3.

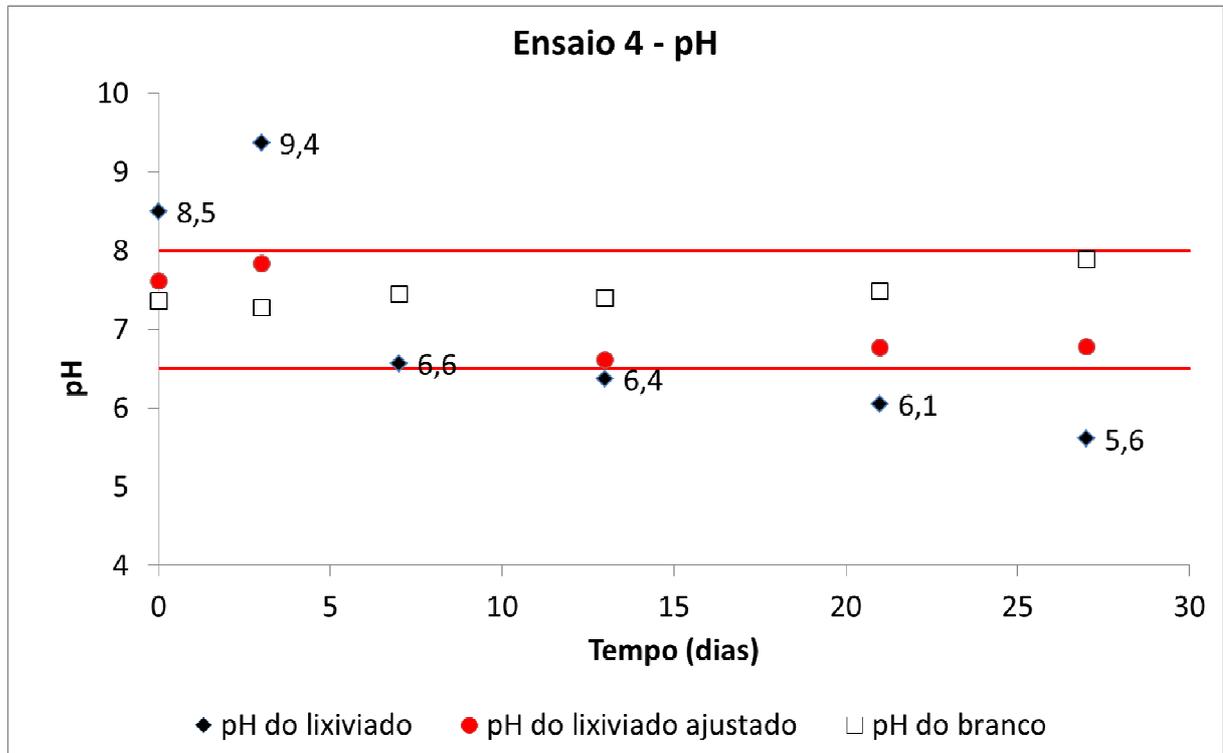


Figura 22 - Monitoramento do pH Ensaio 4

O comportamento do pH no Ensaio 4 foi semelhante ao comportamento do Ensaio 1 e Ensaio 3. O pH inicial, após a preparação do reator foi de 8,5, esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. Após quinze dias de monitoramento percebeu-se a tendência de seu decaimento.

5.7 ENSAIO 5

Na preparação do Ensaio 5 foi utilizado lodo da ETE da CORSAN, coletado no tanque de aeração. O resultado do exame de STV foi de 44,7 mg/g. A partir desse resultado calculou-se a quantidade de lodo que foi inoculado nos reatores. De acordo com os resultados, foi inoculado em cada reator 134,2 g de lodo centrifugado.

A DQO inicial do lixiviado bruto era de 4.764 mg/L. A partir desse resultado calculou-se o volume de lixiviado que foi inoculado no reator teste. De acordo com o cálculo, foi inoculado 314,9 mL de lixiviado bruto.

A biodegradabilidade do Ensaio 5 foi monitorada por meio dos parâmetro de DQO e COT. As figuras 23 e 24 mostram a curva de biodegradação para esses dois parâmetros.

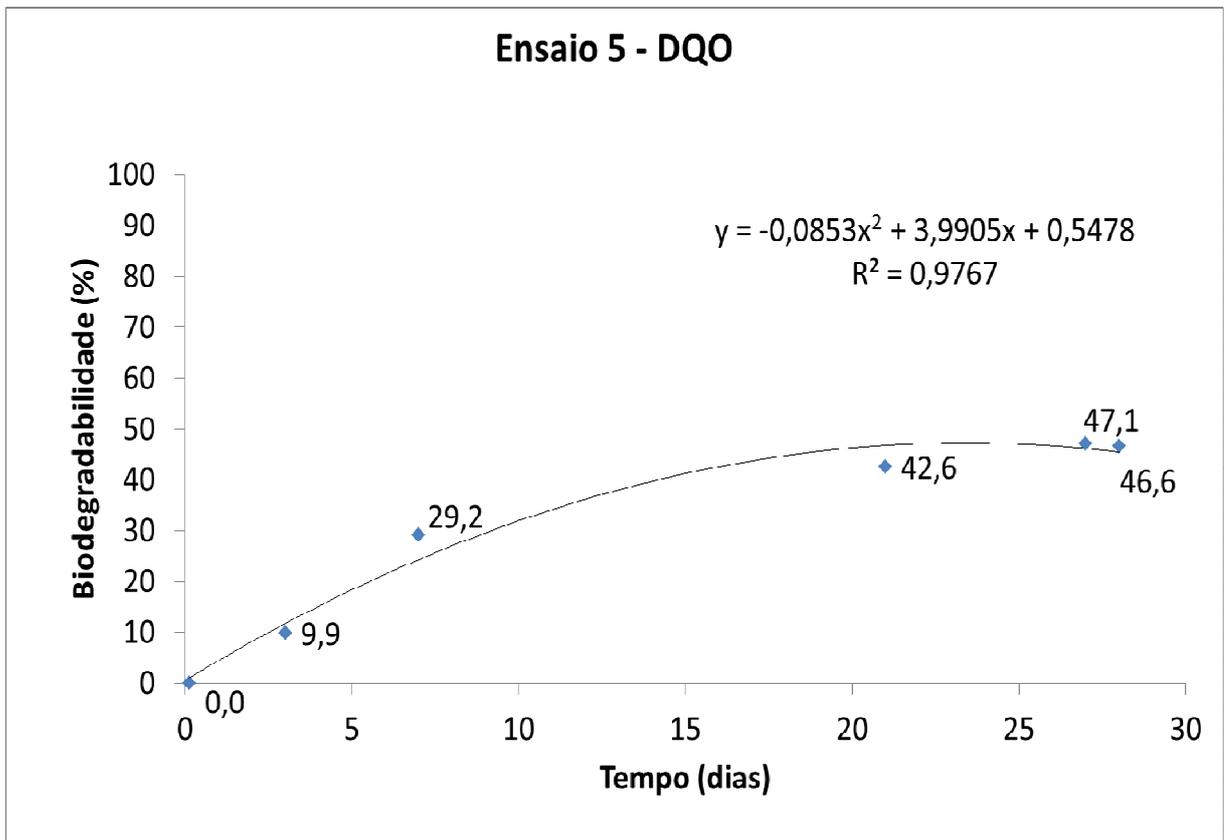


Figura 23 - Ensaio 5 – DQO

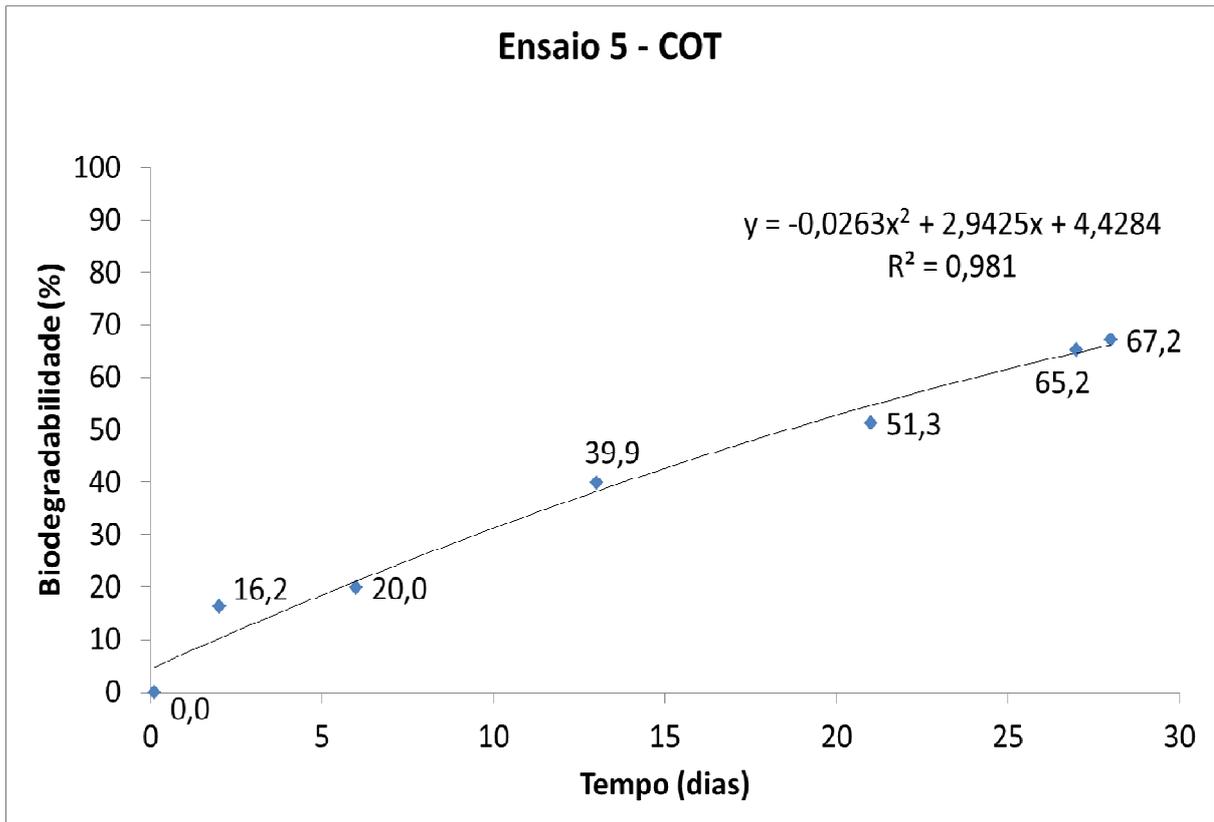


Figura 24 - Ensaio 5 – COT

A conformação das curvas para os parâmetros de DQO e COT do Ensaio 5 seguem a mesma tendência das curvas dos ensaios realizados anteriormente, ou seja a biodegradação vai aumentando com o passar do tempo. Entretanto, nas curvas dos ensaios anteriores após 21 dias, a degradação da matéria orgânica aumenta pouco ou começa a diminuir lentamente (dando a curva um aspecto de estabilidade). Diferentemente do que é percebido na curva de COT do Ensaio 5. Nesta curva parece haver um aumento constante da biodegradabilidade.

As curvas de tendência, para os parâmetros de DQO e COT, apresentaram uma boa correlação $R^2 = 0,9767$ e $R^2 = 0,981$, respectivamente.

A biodegradabilidade máxima atingida para o parâmetro de DQO foi de 47,08 % aos 27 dias de ensaio, aos 28 dias de ensaio observa-se um leve decaimento na curva. O desempenho do Ensaio 5 para esse parâmetro, foi praticamente igual ao desempenho do ensaio 2 e 3.

Entretanto, para o parâmetro de COT o resultado do Ensaio 5 diferiu de todos os ensaios anteriores. Este ensaio apresentou biodegradabilidade máxima de 67,22 % aos 28 dias de ensaio, o maior percentual de biodegradação atingido nos ensaios realizados.

A figura 25 mostra o monitoramento do pH do lixiviado durante os 28 dias do Ensaio 5. Assim como nos ensaios anteriores, pode-se observar na figura o valor do pH do reator do lixiviado no momento da coleta e os pontos que indicam os valores entre 6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do lixiviado ajustado. O pH do reator branco neste ensaio, também se manteve dentro da faixa de tolerância como nos Ensaios 1, 2, 3 e 4.

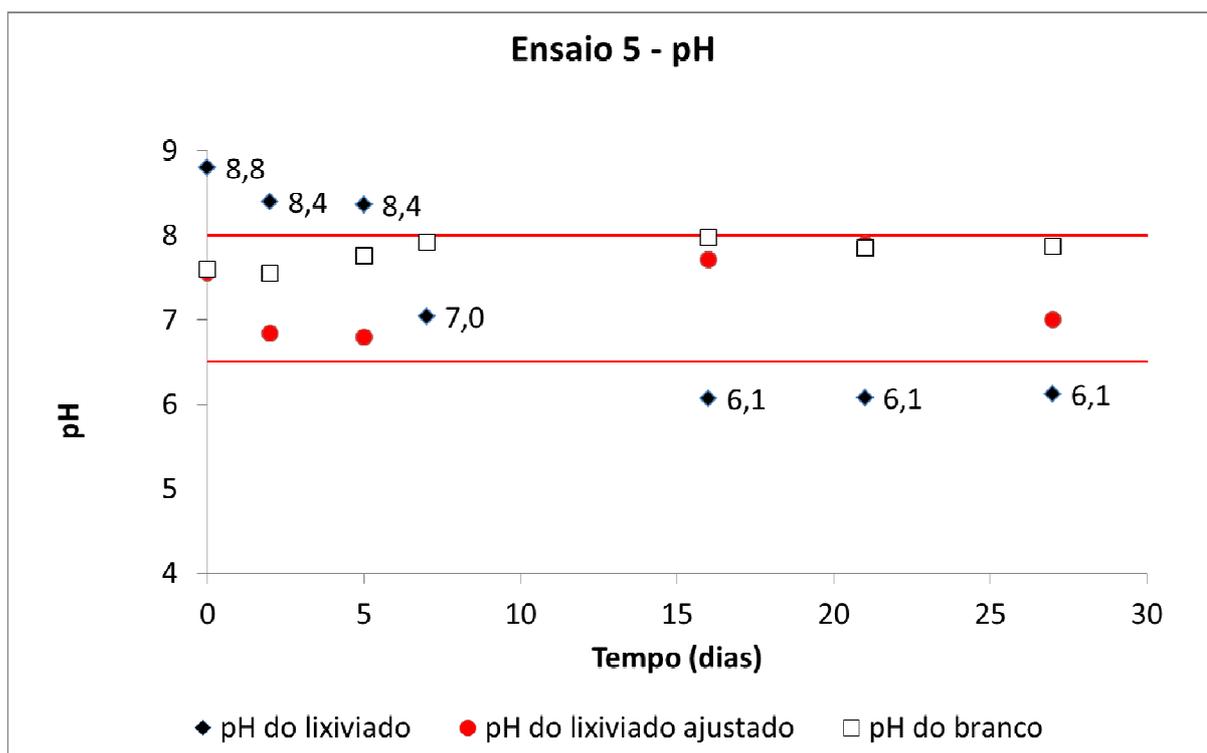


Figura 25 – Monitoramento do pH do Ensaio 5

O pH do lixiviado logo após a preparação do reator foi de 8,8, valor semelhante ao encontrado nos ensaios anteriores. Esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. No início do ensaio percebeu-se a tendência do pH se manter acima de 8,0, mas com os ajustes e o passar do tempo, o pH matem a tendência de diminuir, como nos Ensaios 1, 3 e 4.

5.8 ENSAIO 6

Na preparação do Ensaio 6 foi utilizado lodo da ETE da CORSAN, coletado no tanque de aeração. O resultado do exame de STV foi de 56,4 mg/g. A partir desse resultado calculou-se a quantidade de lodo que foi inoculado nos reatores. De acordo com os resultados, foi inoculado em cada reator 106,3829 g de lodo centrifugado.

A DQO inicial do lixiviado bruto era de 2.962 mg/L. A partir desse resultado calculou-se o volume inoculado no reator teste. De acordo com os cálculos inoculou-se em neste reator 506,41 mg/L lixiviado bruto.

A biodegradabilidade do Ensaio 6 foi monitorada por meio dos parâmetro de DQO e COT. As figuras 26 e 27 mostram a curva de biodegradação para esses dois parâmetros.

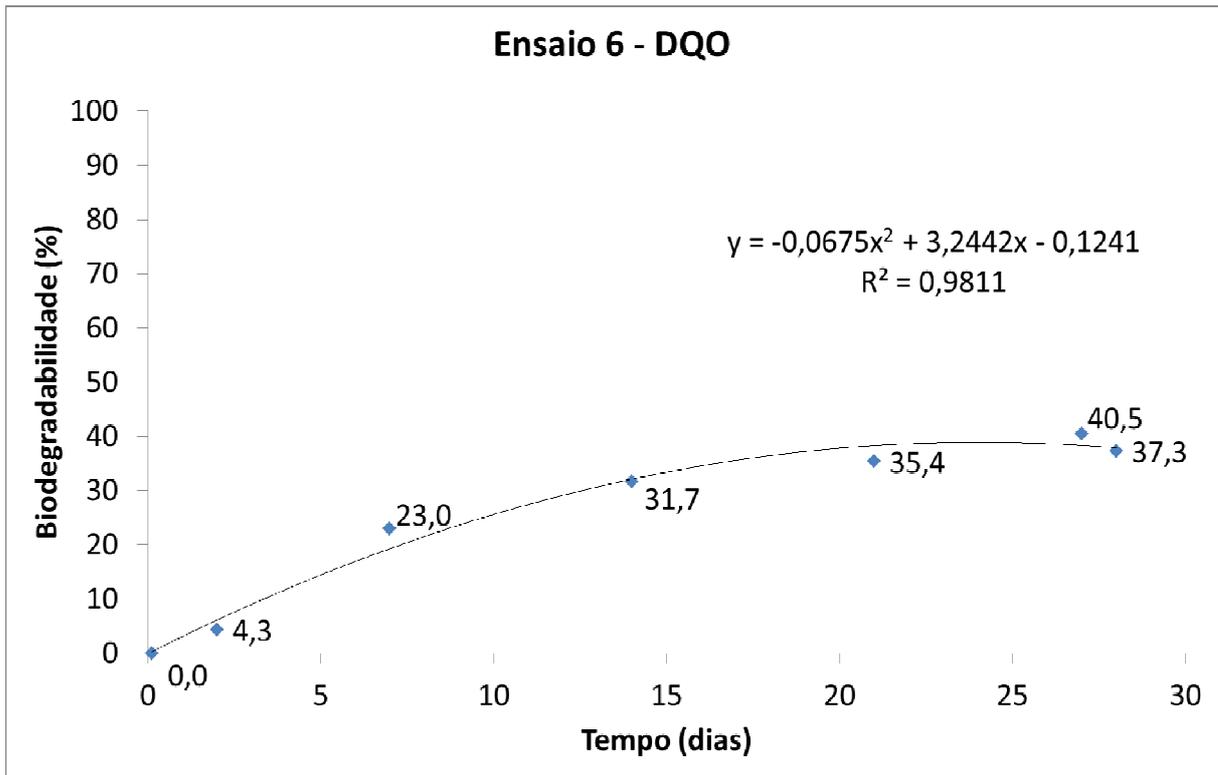


Figura 26 - Ensaio 6 – DQO

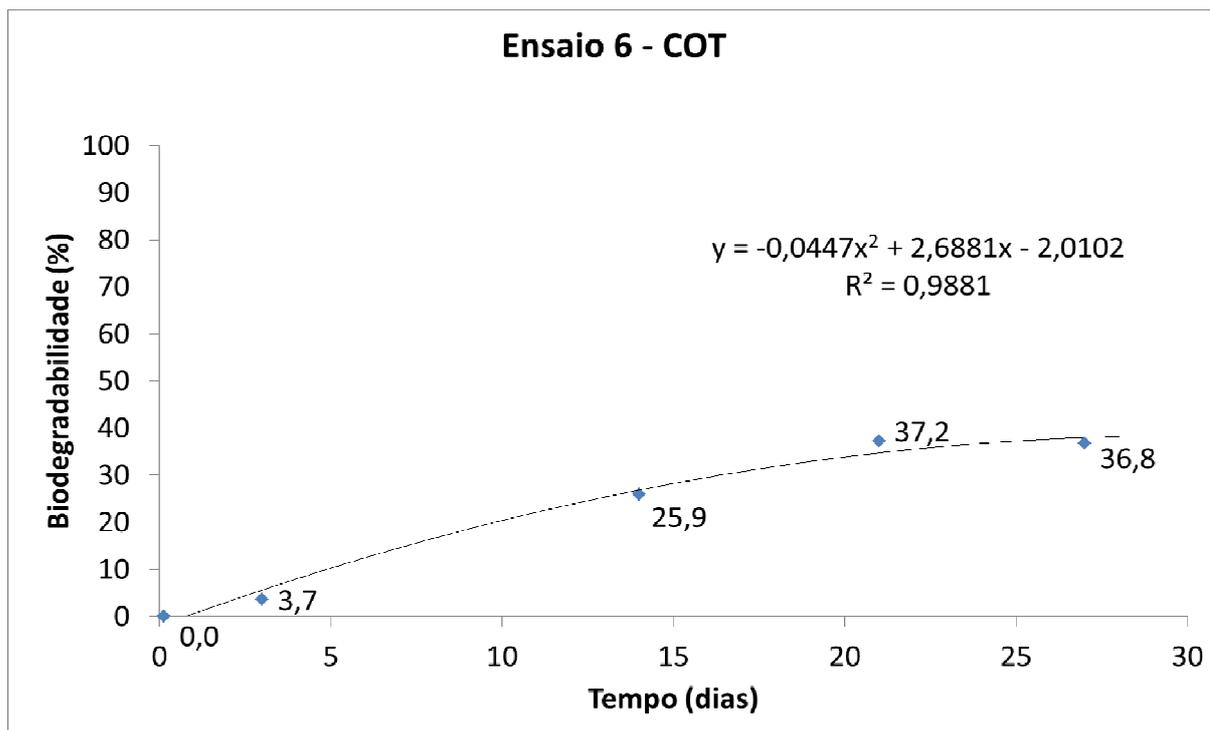


Figura 27 - Ensaio 6 – COT

A conformação das curvas para os parâmetros de DQO e COT do Ensaio 6 seguem a mesma tendência das curvas dos ensaios realizados anteriormente, ou seja a biodegradação vai aumentando com o passar do tempo.

As curvas de tendência, para os parâmetros de DQO e COT, também apresentaram uma boa correlação $R^2 = 0,9811$ e $R^2 = 0,9881$, respectivamente.

A biodegradabilidade máxima atingida para o parâmetro de DQO foi de 40,49 % aos 27 dias de ensaio, aos 28 dias de ensaio observa-se, novamente, um leve decaimento na curva. O Ensaio 6 obteve resultado semelhante ao ensaio 1 para o parâmetro de DQO, entretanto, o lodo utilizado para preparação dos reatores do ensaio 1 foi da ETE da UNISINOS. Esses resultados confirmam o potencial similar de biodegradação das diferentes biomassas.

Para o parâmetro de COT o resultado de biodegradabilidade máxima foi de 37,20% aos 21 dias de ensaio. Nos dias seguintes observa-se decaimento sutil da curva de biodegradação em razão do aumento do COT dissolvido nas amostras.

A figura 28 apresenta o monitoramento do pH do lixiviado durante os 28 dias de duração do Ensaio 6. Assim como nos ensaios anteriores, pode-se observar na figura o valor

do pH do reator do lixiviado no momento da coleta e os pontos que indicam os valores entre 6,5 e 8,0 do reator branco e do reator do lixiviado ajustado. O pH do reator branco neste ensaio, também se manteve dentro da faixa de tolerância como nos Ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

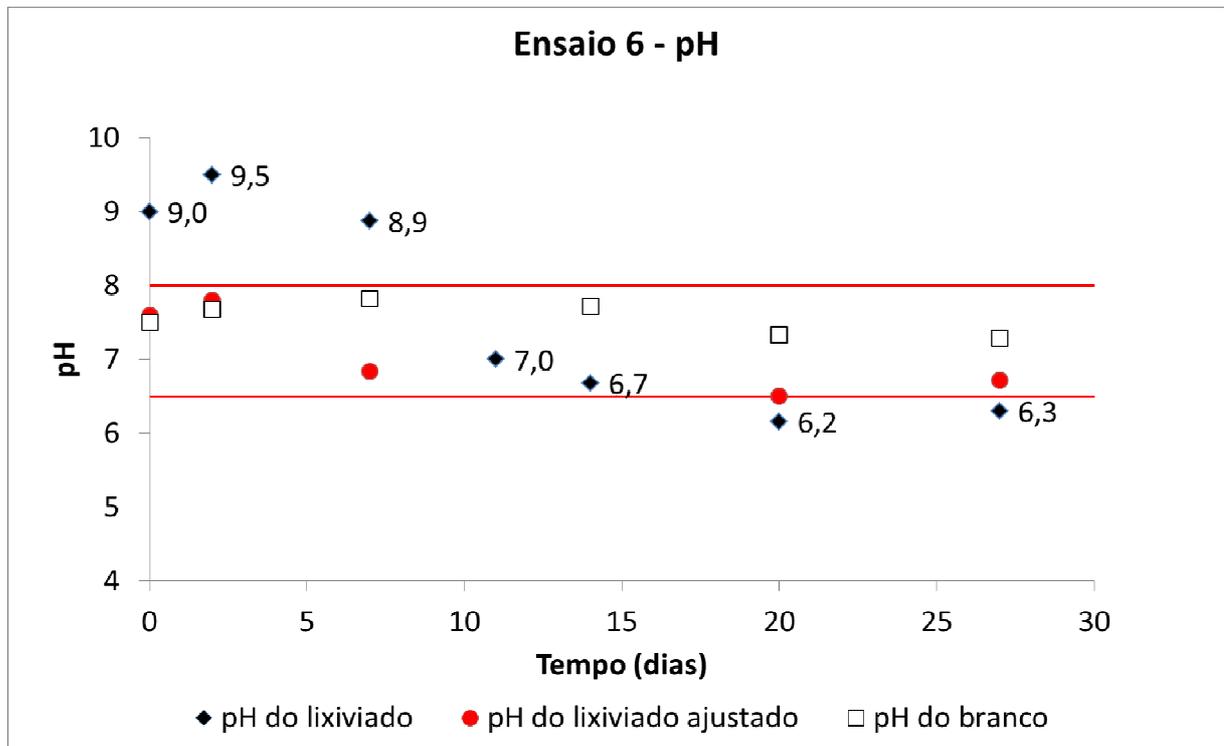


Figura 28 - Monitoramento do pH Ensaio 6

O pH do lixiviado logo após a preparação do reator foi de 9,0 valor semelhante ao encontrado nos ensaios anteriores. Esse valor foi ajustado com ácido sulfúrico para a faixa de tolerância. No início do ensaio percebeu-se a tendência do pH se manter acima de 8,0, mas com os ajustes e o passar do tempo o pH foi decaindo para valores abaixo da faixa de tolerância, precisando ser ajustado até o fim do ensaio.

Nos seis ensaios realizados não foram necessários o ajuste do pH nos reatores correspondentes ao branco. O ajuste do pH ocorreu apenas nos reatores que continham lixiviado. Portanto, os diferentes lodos utilizados nos ensaios não interferiram de forma expressiva na variação do pH dos reatores. Como já constatado anteriormente, a degradação da matéria orgânica do lixiviado deve ter sido o motivo para o depleção do pH nos reatores que continham lixiviado.

5.9 COMPARAÇÃO ENTRE OS ENSAIOS – DQO

A tabela 8 apresenta um resumo dos percentuais de biodegradabilidade aeróbia atingidos nos ensaios. Além disso, é possível observar as médias de remoções dos parâmetros de DQO e COT no 21º e 27º dias de ensaio.

Tabela 8 - Percentuais de remoção de DQO e COT dos ensaios de biodegradabilidade

Ensaio	DQO (mg/L) Lixiviado	STV (mg/g) Lodo	Local de coleta	Biodegradabilidade (%)			
				DQO	COT	DQO	COT
				21 dias		27 dias	
1	2.223	52,5	Unisinos	40,2	-	39,9	-
2	1.903	44,8	Unisinos	41,6	39,9	47,3	43,8
3	1.903	43,3	Corsan - Tanque de aeração	46,3	43,6	47,7	42,4
4	3.377	47,6	Corsan - Tanque de recirculação	35,4	40,6	38,9	39,0
5	4.764	44,7	Corsan - Tanque de aeração	42,6	51,3	47,1	65,2
6	2.962	56,4	Corsa - Tanque de aeração	35,4	37,2	40,5	36,8
Médias				40,2%	40,5%	44,3%	54,5%

Os resultados dos ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6 mostraram-se semelhantes, quanto à curva de biodegradação, ou seja, a curva apresenta uma mesma tendência (conformação) em todos os ensaios. Observa-se um aumento gradativo no percentual de biodegradabilidade com o passar do tempo. Na primeira semana a degradação é baixa, apenas o ensaio 2 atingiu mais de 10% de biodegradação, o restante ficou abaixo desse percentual. Acredita-se que esses resultados devam-se a aclimatação da biomassa ao substrato. Conforme Morais (2005), o teste de Zahn-Wellens tem essa vantagem, por ser prolongado permite que a biomassa se adapte ao substrato produzindo enzimas capazes de degradá-lo.

A fim de testar o melhor lodo para inocular nos reatores, os ensaio 1 e 2 foram realizados com lodo da ETE da Unisinos, os ensaios 3, 5 e 6 com o lodo da ETE da CORSAN, coletado no tanque de aeração e o ensaio 4 com lodo, também da ETE da CORSAN, entretanto esse lodo foi coletado no tanque de recirculação.

O ensaio 1 e o ensaio 6 obtiveram biodegradação máxima de 40,2% e 40,4% respectivamente, no entanto o ensaio 1 atingiu esse percentual no 21º dia de incubação e o ensaio 6 no 27º dia de incubação, já os ensaios 2, 3 e 5 obtiveram biodegradabilidade máxima de 47,3%, 47,7% e 47,0% respectivamente aos 27 dias de incubação. No ensaio 4 a biodegradabilidade máxima foi 45,1% aos 28 dias de incubação. Com a análise destes resultados pode-se inferir que os diferentes lodos utilizados apresentaram resultados semelhantes nos seis ensaios realizados, embora o Ensaio 1, 4 e 6 tenham apresentado resultados de biodegradabilidade menores e diferentes tempos de incubação para atingi-los. A figura 29 mostra os resultados de biodegradação para o parâmetro de DQO dos ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6.

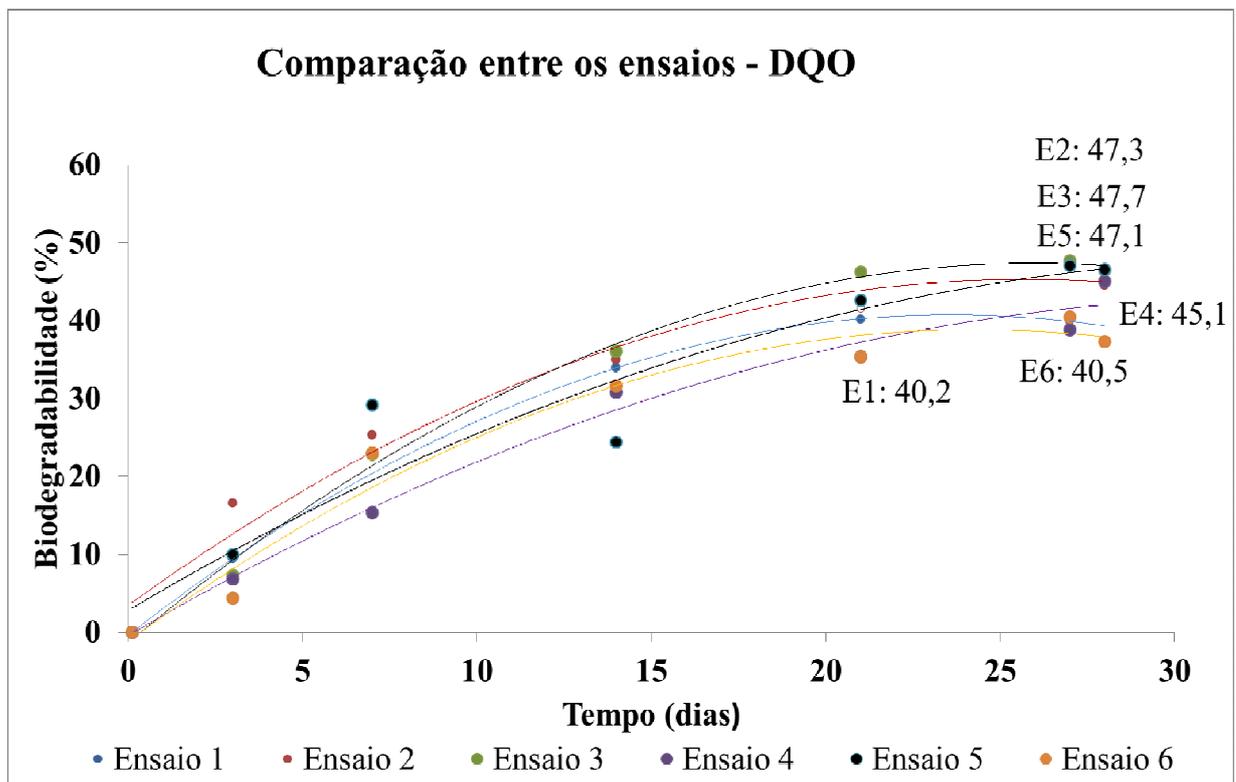


Figura 29 - Comparação entre os ensaios para o parâmetro de DQO

Estas variações nos resultados dos testes de biodegradabilidade podem ser atribuídas a grande variabilidade na composição do lixiviado. Moravia (2010), ao realizar o teste Zahn-Wellens, também observou diferenças nos resultados de biodegradação, o autor atribuiu essas diferenças a presença de compostos inibidores que poderiam estar em maior concentração no período de seca. Embora este estudo, tenha sido realizado apenas em período

de seca, é possível afirmar que as diferenças observadas nos resultados sejam em razão de tais compostos presentes em diferentes concentrações em cada lixiviado utilizado.

Além disso, Moravia (2010) observou que foram necessários 21 dias de incubação para quantificar a biodegradabilidade máxima do lixiviado com características refratárias. A partir disso, sugeri que parte do lixiviado era constituído de compostos orgânicos lentamente biodegradáveis, podendo atingir biodegradabilidade máxima por volta do 20º dia de incubação. Neste estudo, apenas o ensaio 1, para o parâmetro de DQO, apresentou o mesmo tempo de incubação para quantificar a biodegradabilidade máxima do lixiviado, os demais ensaios necessitaram de um período de incubação de 27 ou 28 dias para atingir a biodegradabilidade máxima.

A figura 30 ilustra a curva de tendência média para os seis ensaios de DQO realizados.

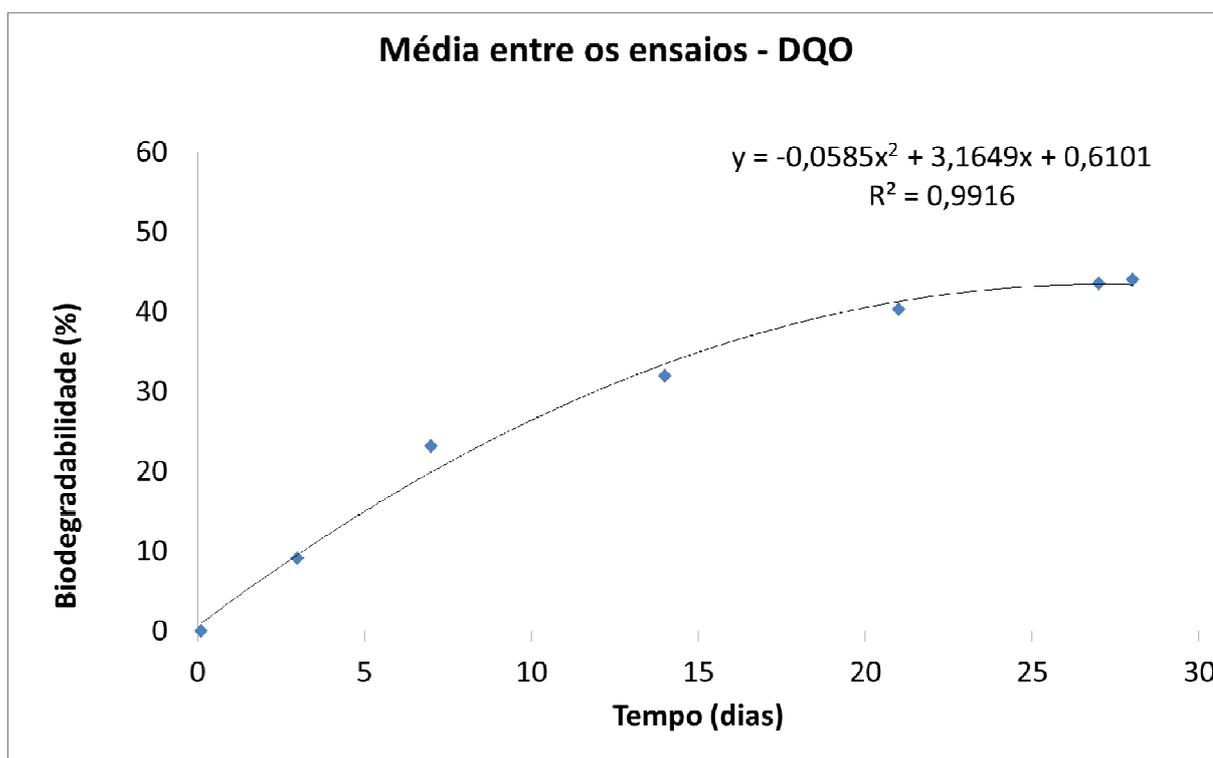


Figura 30 - Curva de tendência média para os ensaios de DQO

A curva de tendência média para o parâmetro DQO dos 6 ensaios de biodegradabilidade apresentou boa correlação ($R^2 = 0,9916$), indicando que os resultados dos ensaios são representativos da biodegradabilidade aeróbia ocorrida.

5.10 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE – COT

Os ensaios 2, 3, 4, 5 e 6, também revelaram resultados semelhantes entre si, quanto à conformação da curva de biodegradação aeróbia para o parâmetro de COT, exceto o ensaio 5 que apresentou biodegradação maior que os demais a partir do 21º dia de incubação. Em todos os ensaios a biodegradação foi aumentando à medida que o tempo foi passando.

As análises dos parâmetros COT e DQO foram realizadas com as mesmas amostras coletadas durante os ensaios (2, 3, 4, 5 e 6), para o ensaio 1 só foram realizadas análises de DQO. Os ensaios 2, 3, 4 e 6 obtiveram resultados de biodegradabilidade para o parâmetro de COT menores que os resultados encontrados para o parâmetro de DQO, exceto para o ensaio 5. De acordo com Moravia (2010), o método COT não sofre interferência, como o método de DQO, o que aumenta sua confiabilidade. A figura 31 mostra os resultados dos ensaios 2, 3, 4, 5 e 6).

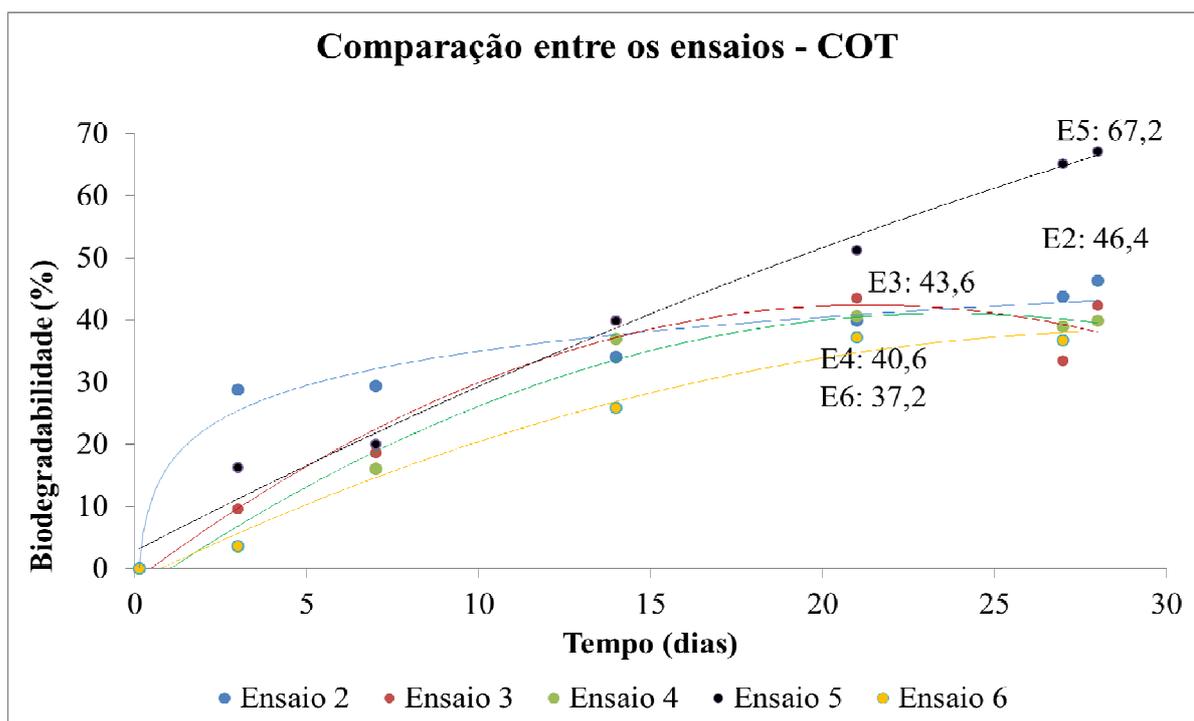


Figura 31 - Comparação entre os ensaios para o parâmetro de COT

A comparação do parâmetro de COT entre os Ensaios 2, 3, 4, 5 e 6 também mostraram diferenças entre si, como nos resultados para o parâmetro DQO. Acredita-se que tais diferenças sejam ocasionadas pelas mesmas razões, ou seja, devido a variabilidade na

composição do lixiviado, que podem conter quantidades diferentes de compostos inibidores (tóxicos aos microorganismos).

A figura 32 ilustra a curva de tendência média para os cinco ensaios realizados.

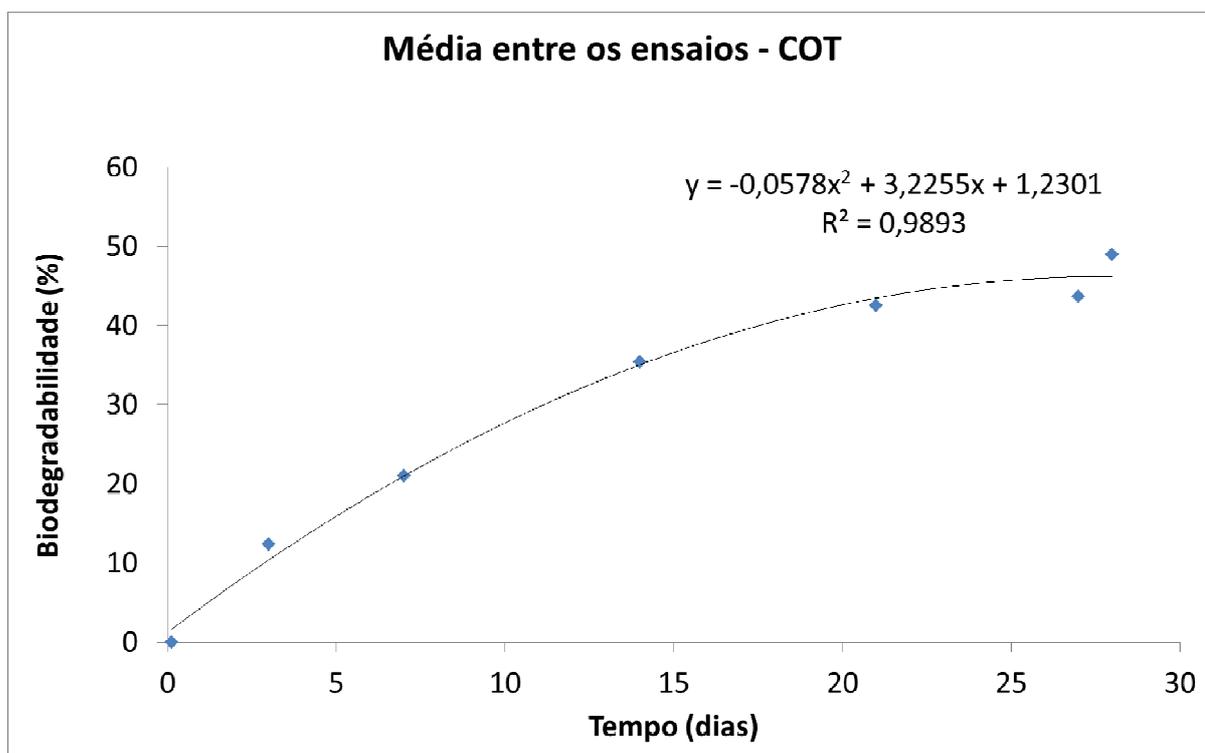


Figura 32 - Curva de tendência média para os ensaios de COT

A curva de tendência média para o parâmetro de COT dos 5 ensaios de biodegradabilidade apresentou boa correlação ($R^2 = 0,9916$), indicando que os resultados dos ensaios são representativos da biodegradabilidade aeróbia ocorrida.

Através da análise dos resultados obtidos pode-se inferir que o lixiviado possui um potencial entorno de 40% de biodegradabilidade aeróbia.

5.11 MONITORAMENTO DA ETAPA DE PARTIDA

O CBR foi monitorado durante 18 semanas, as quais foram divididas em duas fases, cada fase com nove semanas. As fases foram operadas de formas diferentes, a fim de determinar qual teria desempenho melhor para dar a partida ao sistema.

A primeira fase foi marcada por repedidas falhas mecânicas e ampla variabilidade de carga orgânica do lixiviado que alimentava o CBR. As figuras 33 e 34 apresentam a variabilidade para o parâmetro de DQO e COT e os respectivos percentuais de remoção.

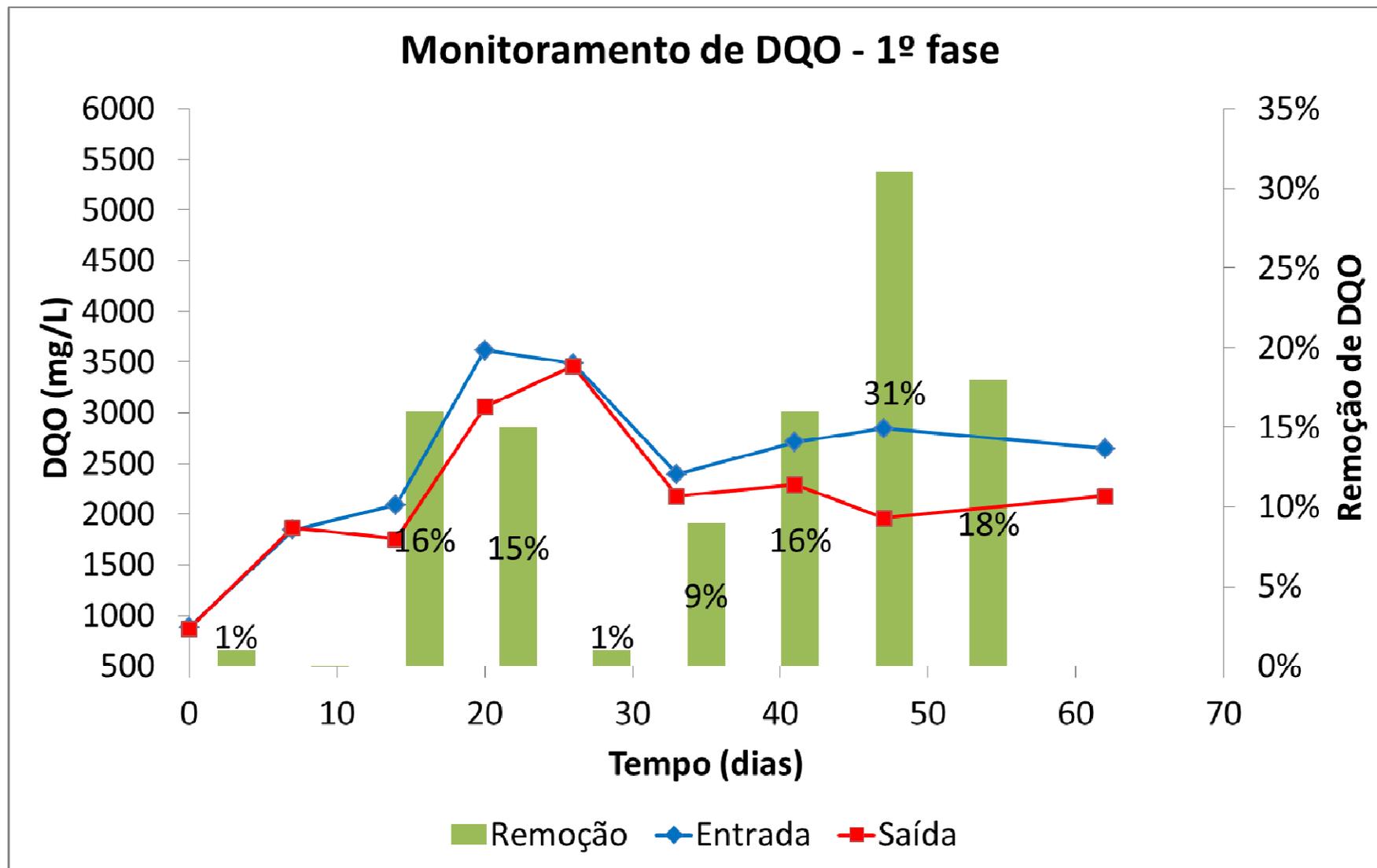


Figura 32 - Monitoramento de DQO - 1ª fase

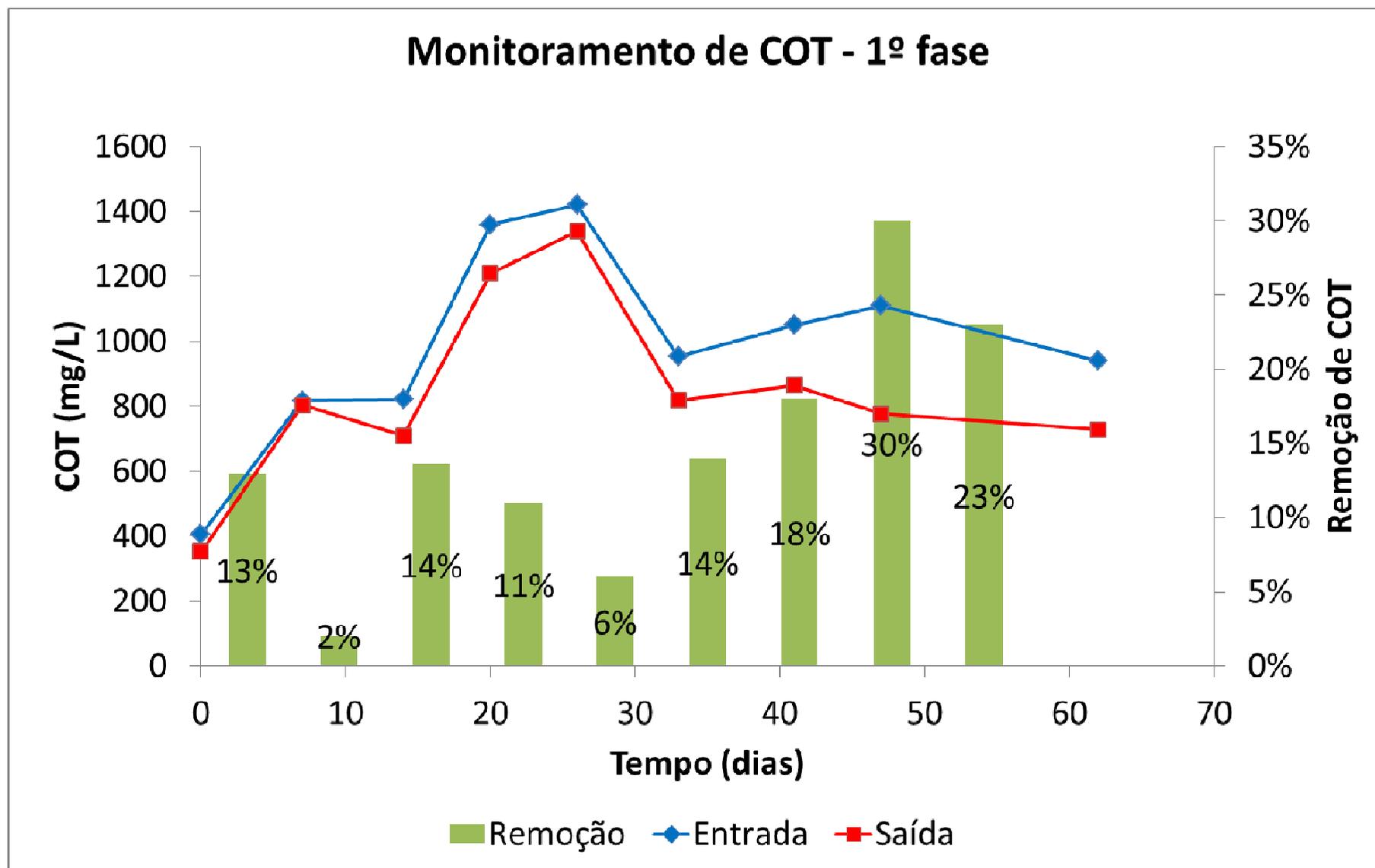


Figura 33 - Monitoramento de COT - 1ª fase

As figuras 33 e 34 mostram que na primeira semana de monitoramento o lixiviado que alimentou o CBR apresentou baixa concentração de DQO e COT e baixos valores de remoção, 1% de DQO e 13% de COT. Os baixos valores da concentração inicial de DQO e COT do lixiviado que alimentava o CBR são em razão da intensa precipitação que precedeu a semana de coleta do lixiviado no aterro sanitário. A baixa remoção pode ser devido ao biofilme não estar completamente formado.

Na terceira semana de monitoramento, a carga orgânica do lixiviado triplicou em relação a da primeira semana, como mostram as figuras 33 e 34. A razão desse aumento de carga orgânica foi o suprimento de lixiviado buscado no aterro. O CBR respondeu satisfatoriamente a esse aumento de carga orgânica, visto que foram atingidos percentuais de remoção 16% e 14% de DQO e COT respectivamente.

O lixiviado que alimentou o CBR na quarta e quinta semana, apresentou os maiores valores de carga orgânica registrados em toda essa fase de monitoramento. O aumento de carga orgânica foi devido a um novo volume de lixiviado buscado no aterro. Os percentuais de remoção de DQO e COT baixaram drasticamente na quinta semana. De acordo com Cortez (2010) as taxas de carga orgânica podem interferir no desempenho do CBR. Assim um aumento brusco como o observado, pode ter sido o motivo para os baixos valores de remoção, 1% e 6% de DQO e COT respectivamente.

Nas semanas subsequentes não houve uma oscilação expressiva na concentração de carga orgânica do lixiviado que alimentava o CBR. Entretanto, os percentuais de remoção para os parâmetros de DQO e COT, oscilaram consideravelmente, especialmente o parâmetro de DQO. Neste caso não se justifica essa oscilação em razão da carga orgânica inicial do lixiviado, mas a outros fatores tais como, a configuração adotada nesta fase (TDH e vazão) e os problemas mecânicos (paradas na rotação).

Frente a esses resultados, afirma-se que a partida do sistema CBR nesta primeira fase não ocorreu, porque não foram registrados percentuais de remoção constantes entre as semanas de monitoramento. Acredita-se que o tempo de monitoramento não tenha sido limitante para a partida do sistema, porque de acordo com Wiszniowski et al. (2006), a partida em sistemas como este ocorrem entre 1 a 4 semanas, tempo necessário para que os microorganismos das águas residuais se fixem a superfície do meio suporte e forme o biofilme. Castillo, Vergara e Moreno (2007) concluíram a partida em um sistema CBR,

tratando lixiviado de aterro sanitário em cinco semanas. É válido lembrar que esse monitoramento começou após 23 dias da inoculação.

Na segunda fase foram corrigidos os problemas mecânicos (paradas na rotação) ocorrentes na primeira fase. Além disso, aumentou-se vazão de lixiviado e diminuiu-se o TRH. A variação de carga orgânica do lixiviado que alimentava o CBR foi menor que a observada na primeira fase. As figuras 35 e 36 apresentam essa variabilidade na concentração de entrada e saída do lixiviado no sistema bem como os percentuais de remoções atingidos para os parâmetros de DQO e COT.

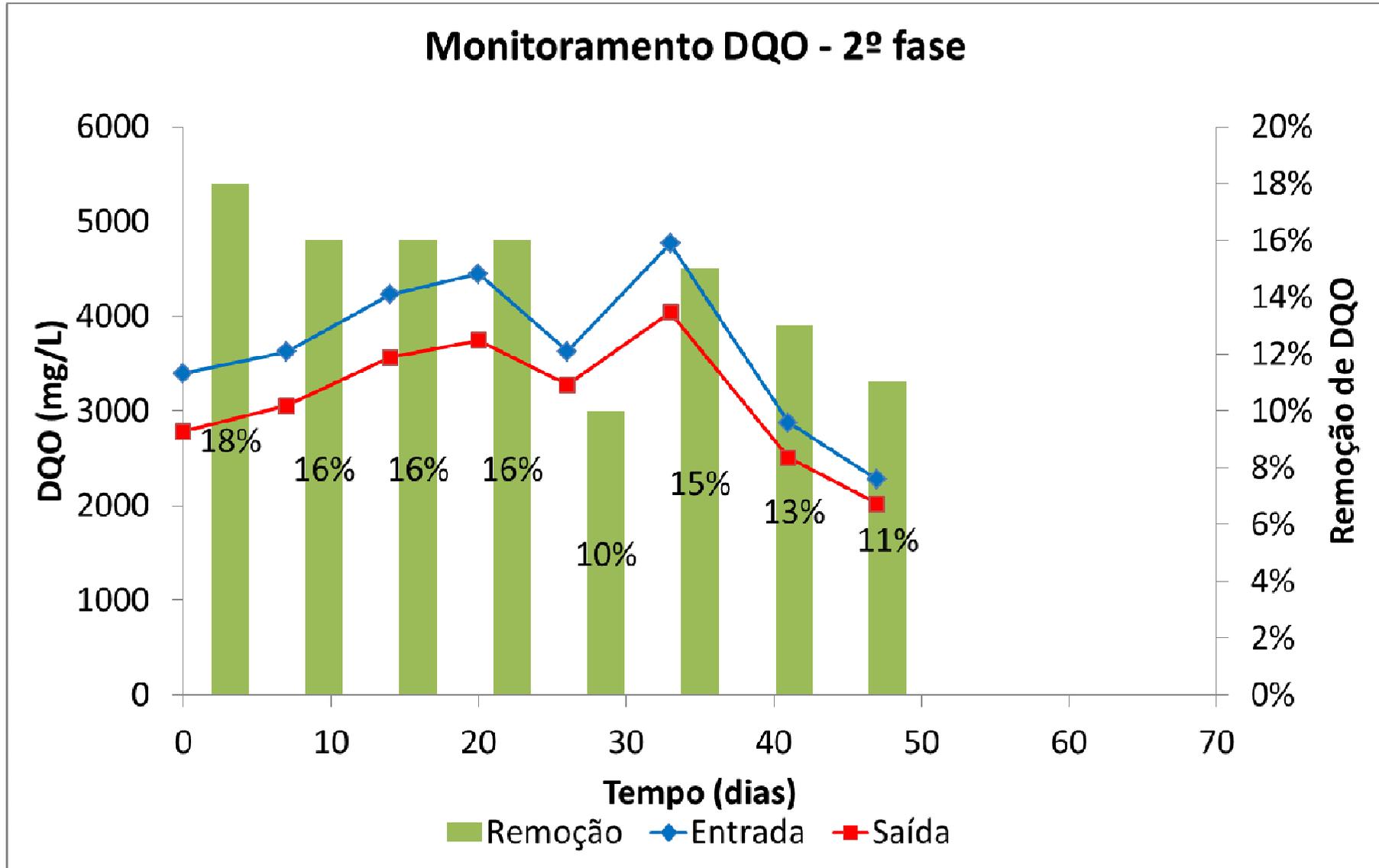


Figura 34 - Monitoramento de DQO -2ª fase

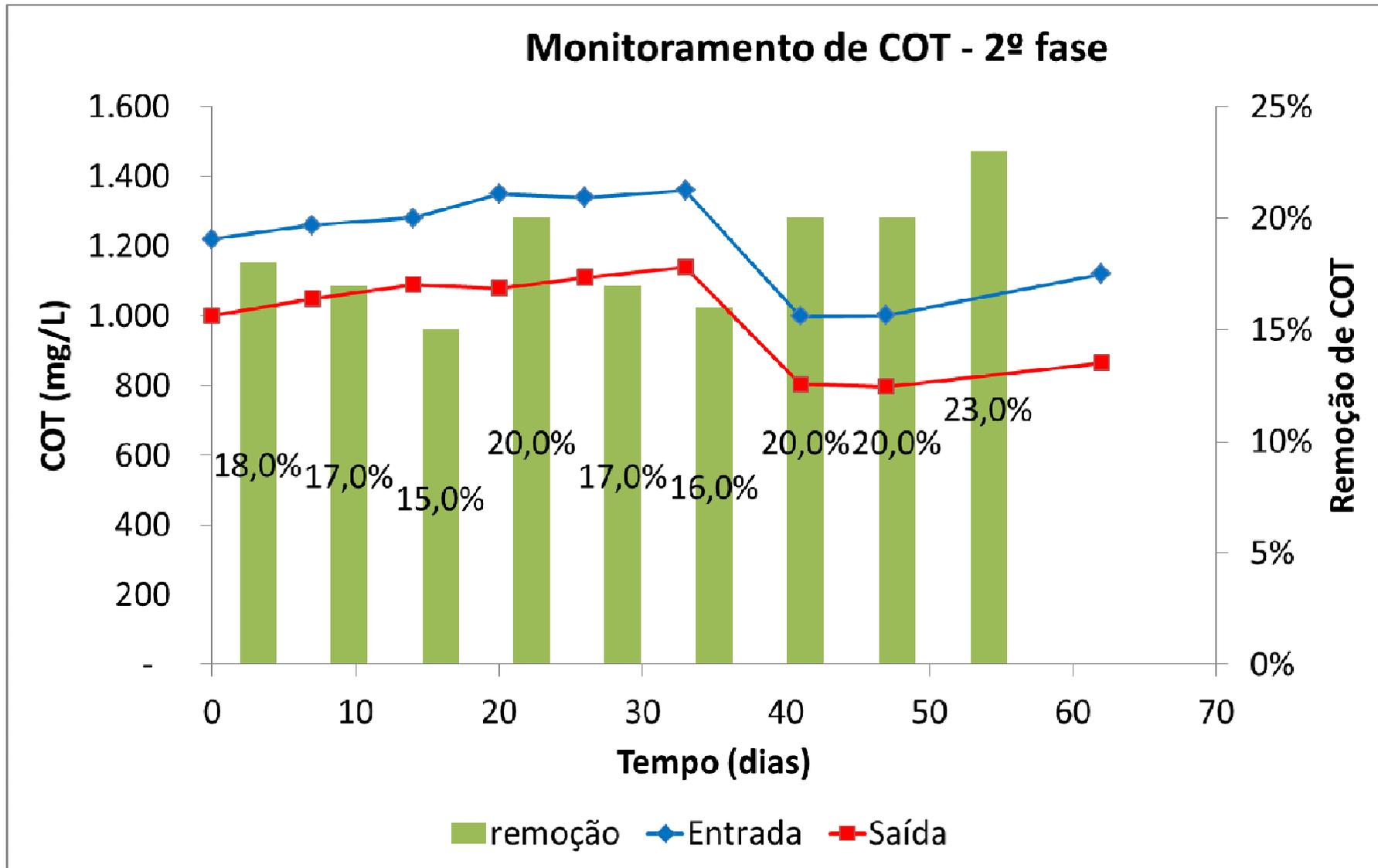


Figura 35 - Monitoramento de COT - 2ª fase

O parâmetro de DQO foi monitorado durante 7 semanas, como mostra a figura 35. Neste período observa-se pouca variabilidade de carga orgânica em termos de DQO do lixiviado que alimentava o CBR. Até a quarta semana o percentual de remoção do sistema manteve-se praticamente constante. Na quinta semana a carga orgânica do lixiviado diminuiu baixando o percentual de remoção de DQO para 10%. Nas semanas seguintes esse comportamento repetiu-se, ou seja, sempre que houve mudanças na carga orgânica do lixiviado que entrava no sistema, o percentual de remoção também mudava um pouco. Entretanto, consideram-se os percentuais de remoção, nesta fase para o parâmetro de DQO, praticamente constantes.

O parâmetro de COT foi monitorado durante nove semanas, como mostra a figura 36. A concentração de COT no lixiviado que alimentava o CBR oscilou menos que a concentração de DQO, é importante lembrar que trata-se do mesmo lixiviado. O percentual de remoção foi praticamente constante durante o período de monitoramento. Na sétima semana houve uma diminuição na concentração de COT no lixiviado que alimentava o sistema, entretanto o percentual de remoção aumentou de 16% para 20%, esses resultados mantêm-se constantes nas semanas subsequentes.

Com a análise desses resultados sugere-se que foi dada a partida no sistema CBR, embora ainda as remoções de DQO e COT foram praticamente constantes nesta fase do monitoramento. Provavelmente esses resultados foram atingidos em razão do aumento do TRH, da diminuição da vazão, da rotação continua dos tambores e da pouca variação da carga orgânica que alimentava o CBR.

Os ensaios de biodegradabilidade aconteceram durante a segunda fase de operação do CBR. Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia indicam que a média do potencial de degradação aeróbia do lixiviado que alimentava o CBR é em torno de 43,3% e 54,5% para os parâmetros de DQO e COT respectivamente. Na segunda fase de monitoramento do CBR a média de remoção para esses mesmos parâmetros foi de 15% e 18% de DQO e COT respectivamente. Esses resultados indicam que o CBR, ainda possuía a possibilidade de atingir duas vezes mais remoções de DQO e COT.

A realização dos ensaios de biodegradabilidade atenderam ao objetivo de avaliação das potencialidades do efluente a ser tratado. Indicaram ainda que a unidade de CBR, deve ser avaliada variando as condições operacionais, já que existe a possibilidade,

segundo os ensaios de biodegradabilidade, de duplicar os resultados do CBR em termos de remoção de carga orgânica.

6 CONCLUSÕES

De acordo com as análises de caracterização, o lixiviado utilizado neste estudo apresentou características de lixiviado em estágio avançado de estabilização. Tais lixiviados apresentam baixa biodegradabilidade, confirmada por meio de análises da relação DBO/DQO, dos ensaios de biodegradabilidade aeróbia e dos baixos percentuais de remoção de matéria orgânica no CBR, sugerindo a presença de composto recalcitrante.

Apesar da baixa biodegradabilidade do lixiviado, os ensaios de biodegradabilidade aeróbia indicaram que o lixiviado apresentava potencial inerente de biodegradação. A média do potencial de degradação aeróbia do lixiviado foi de 44,3% e 54,5% para os parâmetros de DQO e COT respectivamente. Entre os ensaios realizados o potencial máximo de biodegradação aeróbia atingida foi de 47,7% para o parâmetro DQO e 67,22% para o parâmetro COT.

Os resultados dos percentuais máximos de biodegradação, entre os seis ensaios de biodegradabilidade aeróbia foram semelhantes, apesar dos diferentes lodos utilizados para sua preparação. Acredita-se que esses resultados sejam em razão da semelhança entre a biomassa da ETE da UNISINOS e da ETE da CORSAN.

A unidade piloto CBR atingiu percentuais máximos de remoção de 18% para o parâmetro de DQO e 23% para o parâmetro de COT. Esses resultados indicam que o CBR, com as configurações adotadas neste estudo, não teve capacidade similar aos ensaios de biodegradabilidade aeróbia para remover matéria orgânica lentamente biodegradável. Provavelmente, há necessidade de tratamento complementar físico-químico ao tratamento biológico proposto.

O método Zahn-Wellens, modificado por Lange et al. (2012), para ensaios de biodegradabilidade aeróbia foi adequado e pode ser empregado para avaliação do potencial de unidade de tratamento de lixiviados.

6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trabalhos futuros, sugere-se o monitoramento da formação do biofilme no meio suporte, por meio de análises microbiológicas e moleculares, para confirmação da etapa de partida.

Além disso, sugere-se testar outras formas de operação no CBR, principalmente em relação ao TRH. Como foi constatado neste trabalho, lixiviados com perfil recalcitrante

são lentamente biodegradável, demandando um maior tempo de contato entre a biomassa e o efluente. Neste contexto, sugere-se ainda, a combinação de pré-tratamento físico-químico, a fim de potencializar a remoção de matéria orgânica no CBR.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGTEREN, Martin H. Van; Keuning, Sytze; Janssen B. Dick. **Handbook on biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1998.

AMARAL, Míriam Cristina Santos. **Caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos**. 2007. 231 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos) -- Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Minas Gerais, MG, 2007.

APHA, American public health association. **Standard methods for the examination of water and waste water**, 19th ed., Washington, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. Edição 2011. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm> acesso em 8/01/2013.

BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS**. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP, São Paulo, SP, 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305. >. Acesso em: 15 julho. 2011.

BRASIL. **Lei no. 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm> acesso em 30/05/2011.

CASTILHOS JR, Armando Borges; DALSSASSO, Ramon Lucas; ROHERS, Fabio. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15, n.4, p. 385 – 392, 2010.

CASTILLO, E; VERGARA, M; MORENO Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. **Waste Management**, v. 27, 720–726, 2007.

CHAPARRO, Adela Tatiana Rodrigues. **Tratamento de efluentes de branqueamento de polpa celulósica em reator anaeróbio seguido de processo oxidativo avançado**. 2010. 248

f. Tese (Doutorado em Ciências - Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da, Escola de Engenharia São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP, São Paulo, SP, 2010.

COELHO, Alessandra Diniz. **Degradação dos antiinflamatórios diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno por ozonização**. 2008. 214 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução RE nº 357 de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 053, 18 mar. 2005, págs. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em 19/01/2013.

CORTEZ, S; TEIXEIRA, P; OLIVEIRA, R; MOTA, M. Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performace. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, p. 155-172, 2008.

CORTEZ, Susana Maria Ribeiro. **Landfill Leachate Treatment in Rotating Biological Contactors**. 2010. 238f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Biológica) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e Biológica, Universidade do Minho, Portugal, 2010.

DOMINGUES, L. M.; SECO, E. L. V.; NOUR, E. A. A.. Partida de um sistema combinado filtro anaeróbio - biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2006, **Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária Ambiental**. São Paulo: ABES, 2006. 7 p.

DURLI, Edneia. **Tratamento de efluentes de indústria de laticínios utilizando lipases de *Burkholderia cepacia* LTEB11**. 2007. 111 f. Dissertação (Mestrado em Química) -- Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná - UFPR, Curitiba, PR, 2007.

EL-FADEL, M. *et al.* Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p. 269-282, 2002.

EHRIG, Hans Jürgen; ROBINSON, Howard. Landfilling: Leachate Treatment. In: Christensen, Thomas. **Solid Waste Technology and Management**. Blackwell Publishing Ltd, 2011. p. 859 – 897.

FELICI, ELSON MENDONÇA. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina - UEL, Paraná, PR, 2010.

FERNANDES, Fernando; COSTA, Rejane Helena Ribeiro; GOMES, Luciana Paulo; FERREIRA, João Alberto; BEAL, Lademir Luiz; CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; LOPES, Deise Dias; BOFF, Ricardo Dalpiaz; SILVA, Joel Dias. Tratamento Biológico de Lixiviado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário**. PROSAB, 2006. Cap. 5, p. 209-300.

FERREIRA, Adriana Gonçalves. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos-SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) -- Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo -EESC/USP, São Carlos, SP, 2010.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM. **Orientações básicas para a operação de aterro sanitário**. Belo Horizonte, 19 p., 2006.

GÁLVEZ, A.; GIUSTI, L.; ZAMORANO, M.; RAMOS, A.F.; Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4895–4898, 2009.

GOMES, Luciana Paulo; LANGE, Lisete Celina; JUCÁ, José Fernando Tomé; FERNANDES, Fernando; SIVA, Sandra Márcia Cesário Pereira. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário**. PROSAB, 2006. Cap. 3, p. 65-108.

GONÇALVES, Ricardo Franci; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; NETO Cícero Onofre de Andrade; SOBRINHO, Pedro Além; KATO, Mario Takayuki; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da; AISSE, Miguel Mansur; ZAIAT, Marcelo. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme. In: CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos. **Pós-Tratamento de Efluente de Reatores Anaeróbios**. PROSAB, 2001. Cap. 4, p. 82.

GRAÇA, Ana Sofia Caldas Neto Pereira. **Contribuição para o estudo da influência da dimetilacetamida sobre a biodegradabilidade aeróbia de águas residuais**. 2010. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia Sanitária, Universidade Nova de Lisboa – Lisboa, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL – IBAM. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 200 p., 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 219 p. 2008.

KERR, Charmain J.; OSBORN, Keith S.; RICKARD, Alex H.; ROBSON, GEOFF D.; HANDLEY, Pauline S. Biofilms in water distribution systems. **Water and wastewater microbiology**, 2003, p. 757-775.

KEWU, Pi; WENQ, Gong. Biodegradability enhancement of municipal landfill leachate. **Water Science and Engineering**, v. 1, n. 4, p. 89–98, 2008.

KURNIAWAN, T. A et al. Biological processes for treatment of landfill leachate. **Jornal of Environmental Monitoring**, n.12, p. 2032-2047, 2010.

LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Miriam Cristina Santo; DINIZ, Larissa Marques; KOBAYASHI, Cintia Yoko; ROCHA, Eghon Pereira; SANTOS, Marco Antônio Herculano. **Apostila de metodologias para caracterização físico-química de Lixiviados de aterros sanitários: parâmetros coletivos não específicos**. Disponível em: <<http://www.tratalix.eng.ufmg.br>> Acesso em: 10 out. 2012.

LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Miriam Cristina Santos do. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**, PROSAB, 2009. Cap.2, p. 26-59.

LEITE, W. C. A.; PUGLIESI, E.; CASTRO, M. C. A. A.; SCHALCH, V.; CÓRDOBA, R. D.. A política nacional de resíduos sólidos: experiências brasileiras na elaboração dos planos de gestão integrada de resíduos sólidos. In: 7º CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE. 2012. **Anais do 7º Congresso de Meio Ambiente**. Argentina: AUGM, 2012. 19 p.

LI, Wei; ZHOU, Qixing; HUA, Tao. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. **International Journal of Chemical Engineering**, p. 10, 2010.

MAIA, LETÍCIA SOBRAL. **Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviados de aterros de resíduos**. 2012. 177 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) -- Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2012.

MENDONÇA, Pedro Ornelas. **Reuso de água em edifícios públicos: o caso da escola politécnica da UFBA**. 2004. 171 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologia Ambientais no Processo Produtivo) -- Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo, Universidade Federal da Bahia -UFBA, Salvador, BA, 2004.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. Mc Graw Hill, 4ª ed. EUA. 2003, 1819 p.

MORAIS, J. L. S.; SITORI, C.; Zamora, P. G. P. Emprego de processos oxidativos avançados visando o aumento da biodegradabilidade de chorume de aterro sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Santa Catarina. **Anais do congresso brasileiro de ciência e tecnologia em resíduos e desenvolvimento sustentável**. Santa Catarina: ICTR, 2004. p. 4796 - 4805.

MORAIS, Josmaria Lopes. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Química) -- Programa de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná – UFP, Paraná, PR, 2005.

MORAVIA, W. G; AMARAL, M. C. S; FERREIRA, C. F. A; LANGE, L. C; MARTINS, L. K. A. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 2007, Belo Horizonte, **Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária Ambiental.** Belo Horizonte: ABES, 2007, 8p.

MORAVIA, Wagner Guadagnin. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) -- Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais -UFMG, Belo Horizonte, MG, 2007.

MORAVIA, Wagner Guadagnin. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** 2010. 262 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) -- Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte, MG, 2010.

MOREIRA, José Miguel dos Santos. **Tratamento terciário do lixiviado de um aterro de resíduos urbanos pelos processos Fenton e foto-Fenton com radiação solar.** 2009. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto - FEUP, Porto, Portugal, 2009.

OECD. **Guideline for Testing of Chemicals, 302 B.** Adopted by the Council on 17th July 1992. Zahn-Wellens/EMPA Test.

PATWARDHAN, A. W. Rotating biological contactors: A review. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 42. n. 10.p. 2035-2051, 2003.

PHILIPS, ANGELINA MARIA DE LIMA. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio.** 2008. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, SC, 2008.

POVINELLI, Jurandir; SOBRINHO, Pedro Além. Introdução. In: GOMES, Luciana Paulo. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** 1 ed. Rio de Janeiro, 2009, p.19-25.

REINHART, Debra. R.; GROSH, Caroline J. Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. **University of Central Florida**, 1998.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G; POULAIN, S; DIRASSOUYAN, F; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, nº 150, p. 468–493, 2008.

RODGERS, M; Zhan, M. Moving-medium biofilm reactors. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**. v. 2, p. 213-224, 2003.

RUSSO, Mário Augusto Tavares. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. 2005. 320 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Portugal, 2005.

SANTOS, Heloísa Alves Pereira. **Recuperação da amônia removida por processo de air stripping aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo em escala piloto**. 2011. 107f. . Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, SC, 2011.

SILVA, Alessandra Cristina. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia em Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2002.

SL AMBIENTAL. Contato telefônico. Realizado em janeiro de 2013.

SOUTO, Gabriel D' Arrigo de Brito. **Lixiviado de aterro sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. SP, 2009.

TRENNEPOHL, Felipe Gustavo. **Remoção biológica de nitrogênio em lixiviado de aterro de resíduos, em sistema piloto de lodos ativados com fonte externa de carbono**. 2009. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina – UEL, Paraná, PR, 2009.

TELLES, Cláudia Anastácia Santana. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2010.

VAZQUEZ-RODRIGUEZ, Gabriela A. y BELTRAN-HERNANDEZ, Rosa Icela. Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. Una revisión. **Interciencia**, Caracas, vol.29, n.10, p. 568-573, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442004001000005> Acesso em: 20 ago. 2012.

VENKATARAMAN, R; RAMANUJAM . T.K. A study on microbiology of biological film layer in rotating biological contactors. **Bioprocess Engineering**, v. 18, p. 181-186, 1998.

VISVANATHAN, C.; TRÄNKLER I. J.; GONGMING, Z. **State of the Art Review Landfill Leachate Treatment**. Thailand and Tongji University, China, 2004.

VON, Marcos Sperling. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. Belo Horizonte: UFMG, 2005.

WISZNIOWSKI, J.; Robert, D.; Gorska, J. S.; Miksch, K.; Weber J. V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, n.4, p. 51-61, 2006.

APÊNDICE

Lixiviado bruto entrada no CBR																				
Parâmetro	18/10/2012	25/10/2012	01/11/2012	08/11/2012	14/11/2012	22/11/2012	29/11/2012	06/12/2012	13/12/2012	19/12/2012	31/01/2013	07/02/2013	14/02/2013	20/02/2013	26/02/2013	05/03/2013	Média	Desvio padrão	Média ± DV	CV
pH	8,8	8,5	8,6	8,4	8,6	8,4	8,7	8,8	8,9	8,6	8,7	8,9	8,8	8,9	9,0	9,2	9	0,22	9 ± 0,22	3%
DQO	882	1845	2091	3617	3488	2394	2713	2846	2647	2498	3393	3622	4228	4446	3629	4764	3069	1023	3069±1023	33%
DBO	304	420	312	576	545	417	430	471	559	-	489	325	580	557	442	551	465	97	436±149	21%
DBO/DQO	0,34	0,23	0,15	0,16	0,16	0,17	0,16	0,17	0,21	-	0,14	0,09	0,14	0,13	0,12	0,12	0,17	0,06	0,17±0,06	37%
CT	919	1810	1760	3100	3090	1810	2080	2160	1840	-	2590	2590	2790	2790	2690	2510	2302	602	2302±602	26%
Cl	513	995	943	1740	1670	856	1030	1060	901	-	1370	1330	1510	1450	1350	1150	1191	336	1191±336	28%
COT	406	817	821	1360	1420	954	1050	1110	940	-	1220	1260	1280	1350	1340	1360	1112	283	1112±283	25%
Nitrogênio Total	541	908	919	1624	1498	715	877	872	774	833	1281	1232	1439	1387	1201	1217	1082	317	1082±317	29%
Nitrogênio Amoniacal	492	749	793	1525	1421	655	764	774	734	764	1227	1143	1315	928	1245	1003	971	305	971±305	31%
Temperatura do lixiviado	NR	NR	NR	26	19	20	23	24	22	NR	23	22	25		22	19	22	2	22±2	10%
Temperatura ambiente	19	19	21	26	19	23	22	26	22	28	25	24	25	25	21	20	23	3	3	12%