

III-218 - ESTUDO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ATRAVÉS DE CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO

Vanessa Schweitzer dos Santos⁽¹⁾

Licenciada em Biologia pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Elisa Kerber Schoenell⁽²⁾

Gestora Ambiental pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Marina Medtler Seewald⁽³⁾

Gestora Ambiental pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Luciana Paulo Gomes⁽⁴⁾

Professora Doutora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Luis Alcides Schiavo Miranda⁽⁵⁾

Professor Doutor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Endereço⁽¹⁾: Av. Unisinos, 950. Bairro Cristo Rei. São Leopoldo - RS - Brasil. CEP: 93022-000 - Tel: +55 (51) 3592-1122 – R.1699 - e-mail: lugomes@unisinos.br

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário (LAS) é um efluente gerado através da infiltração de águas pluviais nas camadas de cobertura do aterro e da biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos aterrados. Caracteriza-se por um alto potencial poluidor e elevadas concentrações de matéria orgânica, portanto sua coleta e tratamento posterior são necessários. Sistemas biológicos podem ser aplicados no seu tratamento, removendo a matéria orgânica através das atividades metabólicas dos micro-organismos envolvidos no processo. Contactores biológicos rotatórios (CBRs) são reatores cilíndricos que possuem em seu interior meios de suporte, onde a biomassa atua fixada, na forma de biofilme, através de rotação mecânica. Esta pesquisa teve como objetivo principal estudar a capacidade de remoção de matéria orgânica de LAS, através da utilização de um CBR. O LAS de São Leopoldo/RS foi tratado por um CBR de três estágios, com teste de dois modos de operação: vazão de 8,5 L/h e tempo de retenção hidráulica (TRH) de 15 h (Fase 1); e vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h (Fase 2). O LAS pesquisado apresentou características de estabilização e baixa biodegradabilidade, além de ampla variação em sua composição ao longo do experimento, principalmente na Fase 1. Esta variação em sua composição pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica na primeira fase de operação, que foram de 50% de DBO, 11% de DQO e 13% de COT. Na Fase 2 os valores afluentes se mantiveram mais semelhantes, e as taxas de remoção de matéria orgânica foram mais constantes, além de que os valores médios de eficiência de remoção foram maiores do que os verificados na Fase 1. As eficiências de remoção na Fase 2 foram de 66% de DBO, 15% de DQO e 18% de COT. Um TRH maior e uma vazão menor resultaram em um aumento das eficiências de remoção de matéria orgânica. Isto deve estar associado ao maior tempo de contato entre a biomassa e o substrato disponível no LAS.

PALAVRAS-CHAVE: Contactor Rotatório, Tratamento Biológico, Lixiviado de Aterro; Matéria Orgânica, Biofilme Fixo.

INTRODUÇÃO

Uma opção adequada para destinação final dos RSU são os aterros sanitários, os quais são projetados utilizando critérios técnicos que visam minimizar os impactos ambientais decorrentes da sua operação. A operação dos aterros sanitários gera um efluente proveniente da percolação de água da chuva e da biodegradação da fração orgânica dos RSU dispostos, denominado lixiviado de aterro sanitário (LAS).

Além das águas pluviais, Abbas et al. (2009) citam outros fatores que contribuem para a geração do LAS, entre eles, a água contida nos RSU, os processos bioquímicos que ocorrem dentro das células do aterro e o grau de compactação das mesmas. Suas características físicas, químicas e microbiológicas, conforme Lange e Amaral (2009) são atribuídas às características dos resíduos aterrados e sua decomposição microbiológica. Moravia et al. (2007) atribuem as características do LAS gerado à idade do aterro sanitário.

O LAS possui elevadas concentrações de matéria orgânica e outros compostos poluentes. Caso não seja devidamente coletado e tratado, o lixiviado pode atingir os lençóis freáticos e águas superficiais, contaminando-as e comprometendo a vida aquática e seu uso para consumo humano. A presença de elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica pode ocasionar a eutrofização de corpos hídricos, caso seja disposto sem tratamento.

Ferreira, Bila e Silva (2011) afirmam que o desenvolvimento de processos de tratamento que apresentem baixo custo associado à alta eficiência ainda é um desafio para a minimização dos impactos ambientais causados pelos aterros sanitários. Atualmente existem diversas tecnologias utilizadas no tratamento de LAS, entre elas destacam-se os métodos biológicos de tratamento, que se caracterizam como uma reprodução da degradação biológica que ocorre naturalmente através da biomassa presente nos corpos hídricos.

O contactor biológico rotatório (CBR) é um reator que aerobiamente remove material orgânico e outros compostos dos efluentes, sem depender de aeração forçada ou de agentes químicos. São compostos por uma série de tambores circulares espaçados, montados em um eixo horizontal comum.

No interior destes tambores rotatórios estão presentes meios de suporte que giram lentamente através de rotação mecânica, mantendo cerca de 40% do tambor imerso no efluente em tratamento. Desta maneira ocorre o contato da biomassa com a matéria orgânica presente no efluente e também com a atmosfera, ocorrendo absorção e consumo de oxigênio (O_2), necessário para o metabolismo microbiológico. Conforme Coello et al. (2010), o biofilme formado promove a remoção de matéria orgânica presente no efluente, utilizando estes compostos em seu metabolismo.

A simplicidade e facilidade de operação dos reatores, o curto tempo de início de operação, a pequena área requerida e o baixo consumo de energia e custo de operação e manutenção, estão entre os motivos de escolha por esta metodologia de tratamento, além da eficiência obtida com a sua aplicação (CORTEZ et al., 2008).

Ao percorrer cada estágio do CBR, o efluente tem seu grau de tratamento elevado, devido à ação metabólica das diferentes culturas de micro-organismos presentes. O primeiro estágio recebe a maior carga orgânica, permitindo geralmente o desenvolvimento e fixação de organismos heterotróficos. Em estágios seguintes, bactérias nitrificantes podem começar a fixar-se. Quanto ao número de estágios, 2 a 4 são requeridos para melhores taxas de remoção de DQO e 6 ou mais permitem alcançar a nitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

Os sistemas biológicos são afetados por condições ambientais como temperatura, pH e quantidade de O_2 disponível para o metabolismo da biomassa. Cortez et al. (2008) citam outros parâmetros que afetam a eficiência dos CBRs: velocidade de rotação, tempo de retenção, tipo de meio suporte, carregamento hidráulico, características do efluente e do biofilme, além do nível de imersão dos tambores no efluente. A Tabela 1 apresenta alguns trabalhos realizados com CBRs, modos de operação dos reatores e resultados obtidos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica (MO) de lixiviado de aterro sanitário (LAS), através da utilização de contactor biológico rotatório (CBR). Além disto, buscou-se verificar a influência de parâmetros de operação do CBR (tempo de retenção hidráulica e vazão) na remoção de MO de LAS.

Tabela 1: Resumo de Trabalhos Realizados com CBRs.

Referência	Efluente	Rotação	TRH	Estágios	Reator	Entrada	Remoção
Ayoub et al. (2004)	Efluente sintético	12 rpm	0,9 h	3	19,5 L	435 mg/L DBO 610 mg/L DQO DBO/DQO: 0,71	99 % DBO 94 % DQO
						675 mg/L DBO 875 mg/L DQO DBO/DQO: 0,77	98 % DBO 95 % DQO
						846 mg/L DBO 1200 mg/L DQO DBO/DQO: 0,70	97 % DBO 91 % DQO
Tawfik et al. (2006)	Efluente doméstico	5 rpm	5 h	1	45 L	~ 500 mg/L DQO	65 % DQO
				2			67 % DQO
Castillo, Vergara e Moreno (2007)	LAS	6 rpm	24 h	4	20 L	~ 4000 mg/L DQO	52 % DQO
Akhbari et al. (2011)	Efluente sintético	10 rpm	18,3 h	1	5,7 L	980 mg/L DBO 1070 mg/L DQO DBO/DQO: 0,91	62 % DQO

MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa estudou o tratamento do LAS do município de São Leopoldo/RS, através de um sistema piloto, composto por um CBR. O ponto de coleta de LAS foi um tanque equalizador, localizado antes da entrada do lixiviado na Estação de Tratamento de Lixiviado do aterro. A unidade piloto utilizada foi instalada junto ao Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, na área da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (São Leopoldo/RS).

Sistema experimental

O LAS coletado no aterro sanitário foi armazenado em uma área externa, em um tanque de 10.000 L. Posteriormente foi encaminhado para um tanque interno de 1.000 L, que alimentava o reator.

O CBR utilizado foi composto por três estágios operados em série e em modo contínuo. Era alimentado por uma bomba dosadora, em seu primeiro estágio e deste para os demais, por gravidade. As dimensões dos estágios foram: 38 cm (largura) x 28 cm (altura) x 69 cm (comprimento). Como meio de suporte do CBR foi utilizado anel pall de 1,5" de diâmetro, produzido em polipropileno. A área superficial total foi de 16,42 m² e o índice de vazios foi de 93%. Na Tabela 2 são apresentadas características do CBR.

Tabela 2: Dados Operacionais do CBR.

Especificação	Descrição
Volume total	120 L
Volume de cada estágio	40 L
Material dos tambores	Chapa de aço inoxidável perfurada
Submersão	Aproximadamente 40%
Acionamento	Motor com redutor de velocidade
Velocidade de rotação	120 L

Duas formas de operação foram testadas: vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h (Fase 1 – semanas 1 a 8) e vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h (Fase 2 – semanas 9 a 15).

Como inóculo para o início da operação do reator, foi utilizado lodo do sistema de lodos ativados da ETE da Companhia Riograndense de Saneamento de Canoas/RS. Esta unidade de tratamento recebe, além de esgoto sanitário e efluente de fossas sépticas, lixiviado de aterros sanitários. Para cada estágio do CBR, 5 L de lodo foram acrescentados (12,5 % do volume de cada tambor). Após a inoculação, o reator começou a ser alimentado com o LAS. O monitoramento do sistema iniciou 23 dias após a inoculação.

Entre as duas fases de operação, ocorreu uma parada de 29 dias na operação do CBR, devido à falhas mecânicas. Uma nova inoculação, com o mesmo substrato e quantidades anteriores, foi realizada no início da operação na segunda fase. Devido ao curto período disponível para finalização da pesquisa, o CBR foi alimentado com LAS por uma semana, após a qual o monitoramento recomeçou. Durante a manutenção, o LAS que estava dentro dos estágios do CBR no momento da parada ficou retido em tambores distintos, juntamente com o lodo acumulado. Este efluente foi armazenado para preservar a biomassa presente no reator

Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

Devido à característica variação dos LAS quanto à sua composição e a sua interferência nas etapas de tratamento biológico, foi feita uma caracterização inicial do LAS, na entrada do CBR, semanalmente. Os parâmetros desta caracterização e a frequência de amostras estão descritos na Tabela 3. A metodologia de análises adotada foi APHA (2005). Todas as análises foram realizadas em triplicata, exceto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a DBOs, realizadas em duplicata.

Tabela 3: Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR.

Parâmetro	Método de análise
pH	Potenciométrico
DBO	Método Manométrico
DBOs	Método Manométrico
DQO	Refluxo fechado, Método Colorimétrico
COT	Método de detecção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada - FR-NDIR

A análise de carbono orgânico total (COT) verifica, além do carbono total (CT), o carbono inorgânico (CI) das amostras. O equipamento utiliza um forno interno com temperatura de 800 °C, utilizando O₂ como gás de transporte e oxidação. Nesta temperatura, a fração total de carbono é oxidada em formas inorgânicas, como carbonatos e de hidrocarbonetos, bem como o CO₂ livre, que são detectados e mensurados como CI. Desta forma, o equipamento registra os valores de carbono total (CT) e carbono inorgânico (CI). A diminuição entre os valores de CI dos valores de CT resulta no valor de COT.

Uma fração das amostras de DBO foi filtrada em membrana filtrante de 0,47 mm, para análise de DBOs (demanda bioquímica de oxigênio solúvel). Este ensaio teve o objetivo de verificar o valor da DBO isenta de partículas de biomassa, que naturalmente são perdidas no processo de renovação do biofilme.

Monitoramento do sistema experimental

Quatro pontos de coleta foram utilizados para monitoramento do sistema experimental. Um deles foi no tanque de alimentação do CBR, onde as amostras para caracterização inicial do LAS era feita. O P1 localizava-se na saída do primeiro estágio do CBR. O P2 localizava-se na saída do segundo estágio. A saída do CBR era o último ponto de coleta.

Os parâmetros de monitoramento são expostos na Tabela 4. Os métodos de análises foram os mesmos citados anteriormente (Tabela 3). Foi verificada também a temperatura ambiente, a cada coleta semanal, visto que a temperatura é um parâmetro que pode influenciar a eficiência de sistemas biológicos.

Tabela 4: Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR

Parâmetro	P1	P2	Saída
pH	Semanal	Semanal	Semanal
DBO	Semanal	N.R.	Semanal
DBOs	Semanal	N.R.	Semanal
DQO	Semanal	Semanal	Semanal
COT	Semanal	Semanal	Semanal

N.R.: análise não realizada.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir são apresentados e discutidos os resultados da operação do CBR.

Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

A caracterização inicial do LAS foi dividida de acordo com o modo de operação aplicado (Fase 1 e Fase 2). Os resultados médios para a Fase 1 são expostos na Tabela 5:

Tabela 5: Caracterização do LAS Afluente Durante a Fase 1.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH
Média	434	2484	0,19	992	1100	2091	0,41	8,6

Inicialmente, na primeira semana de análises da Fase 1 foram registrados os menores valores para todos os parâmetros analisados no decorrer do experimento, exceto para pH. Isto pode estar relacionado à ocorrência de um período de chuvas intensas que antecedeu a coleta de LAS no aterro sanitário, levando a sua diluição.

Diversos autores associam a pluviosidade com a geração de LAS (RENOU et al., 2008; LANGE; AMARAL, 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010), e conforme Abbas et al. (2009), as águas pluviais atuam infiltrando-se através dos resíduos aterrados, dissolvendo e suspendendo componentes da biodegradação, através de reações físicas e químicas.

Um aumento brusco na concentração de carga orgânica afluyente (DBO, DQO, COT, CI e CT) foi observado durante o monitoramento da Fase 1. Este fato pode ter causado um choque de carga orgânica no sistema.

A Tabela 6 disponibiliza os valores afluentes médios durante a Fase 2.

Tabela 6: Caracterização do LAS Afluente Durante a Fase 2.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH
Média	500	3818	0,13	1250	1294	2543	0,33	8,9

A Fase 2 de operação apresentou maior equidade nas características do LAS afluyente. Estas variações observadas foram menos acentuadas do que o ocorrido na Fase 1, onde as diferenças nos parâmetros entre semanas em sequência chegavam ao dobro de valor. Os valores de carga orgânica afluyente durante a Fase 2, desta forma, mantiveram-se mais estáveis e devem ter permitido uma atividade metabólica do biofilme mais constante.

Para as duas fases de monitoramento, observa-se uma ampla variação nas características do lixiviado afluyente ao longo do período experimental. Esta variação da composição ao longo do tempo é uma característica dos LAS (Castillo, Vergara e Moreno, 2007; Souto e Povinelli, 2007), o que dificulta o tratamento por sistemas biológicos, pois a biomassa biodegradadora precisa ter flexibilidade metabólica para processar em tempo real o líquido que está recebendo.

O LAS pesquisado apresentou características de estabilização, principalmente quanto aos parâmetros de DBO, DQO, pH e relação DBO/DQO. Para esta relação, valores entre 0,4 e 0,8 são identificados como LAS de fácil degradação biológica (MORAVIA et al., 2007; LANGE e AMARAL, 2009). No entanto, os valores afluentes médios observados neste trabalho (0,19 na Fase 1 e 0,13 na Fase 2) foram inferiores, indicando uma baixa biodegradabilidade do lixiviado.

Desta forma, o perfil do LAS estudado já deve ter se tornado recalcitrante, com a maior parte da matéria orgânica consumida pelos micro-organismos dentro das células de aterramento, aumentando as concentrações de substâncias dificilmente biodegradáveis no lixiviado. Parte da matéria orgânica ainda presente pode ser recalcitrante e resistente à biodegradação (RENOU et al., 2008; ABBAS et al., 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010).

Aspectos operacionais do sistema experimental

Durante a operação da Fase 1 (semana 1), devido a falhas mecânicas o reator ficou quatro dias sem rotação. O primeiro estágio apresentou paradas ainda na semana 2. Na sequência da apresentação dos resultados será verificado que nas semanas 1 e 2 as eficiências de remoção de matéria orgânica foram muito baixas.

A alteração na operação do sistema (Fases 1 e 2) foi realizada em função da baixa eficiência de remoção de matéria orgânica observada até a primeira fase monitoramento. Outro fator considerado foi a ausência de parâmetros para projeto deste tipo de sistema, quando objetiva-se o tratamento de LAS. Também o baixo índice de biodegradabilidade observado no LAS estudado foi decisivo para esta alteração.

Nas duas fases avaliadas a temperatura ambiente média foi de 23 °C. Foram verificadas amplas oscilações de temperatura durante o monitoramento da Fase 1. Nas semanas 2 e 5 as temperaturas mais baixas durante este modo de operação foram registradas (19 °C). Kurniawan et al. (2010) afirmam que os CBRs são afetados negativamente por temperaturas baixas, devido a uma diminuição nas taxas metabólicas microbianas. A queda de temperatura em 7 °C da semana 4 para a semana 5, pode ter afetado negativamente o metabolismo e o desenvolvimento da comunidade microbiológica, colaborando para a diminuição nas taxas de remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT, conforme destacado na seção a seguir. Durante o segundo modo de operação as oscilações de temperatura foram menores, não superando 4 °C de diferença.

Fase 1 - vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h

Durante a Fase 1, a DBO e a DBOs foram os parâmetros que apresentaram as maiores eficiências de remoção média, 50% e 55%, respectivamente. Mantiveram um comportamento semelhante durante o monitoramento. As eficiências de remoção para estes parâmetros são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7: Eficiências de Remoção de DBO e DBOs no P1 e na Saída do CBR, na Fase 1

	DBO - P1	DBO - Saída	DBOs - P1	DBOs - Saída
Média	43%	50%	48%	55%

A Tabela 8 disponibiliza as eficiências de remoção de DQO e COT para a Fase 1. Os dois parâmetros seguiram um mesmo padrão de comportamento. Observa-se que os estágios 1 e 2 foram responsáveis pela remoção da maior parte da DQO e do COT. Eficiências de remoção semelhantes, 10% e 11% para DQO e 10% e 13% para COT, foram verificadas nos estágios 2 e 3, respectivamente.

Tabela 8: Eficiências de Remoção de DQO e COT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 1

	DQO - P1	DQO - P2	DQO - Saída	COT - P1	COT - P2	COT - Saída
Média	6%	10%	11%	9%	10%	13%

Os valores das remoções de CI e CT estão registrados na Tabela 9. Tanto para CI quanto para CT, as remoções verificadas aumentaram conforme o número de estágios pelo qual o LAS passava. Para CI estes valores foram de 16%, 30% e 45%, nos estágios 1, 2 e 3, respectivamente. Já para o CT, estes valores foram de 13%, 20% e 30%, respectivamente.

Tabela 9: Eficiências de Remoção de CI e CT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 1

	CI - P1	CI - P2	CI - Saída	CT - P1	CT - P2	CT - Saída
Média	16%	30%	45%	13%	20%	30%

No acompanhamento do pH, disponível na Tabela 10, percebe-se que houve um aumento neste parâmetro, de 0,2 unidades de pH entre a entrada e a saída do CBR.

Tabela 10: Comportamento do pH na Fase 1

	Entrada	P1	P2	Saída
Média	8,6	8,9	8,9	8,8

O comportamento da relação DBO/DQO na Fase 1 é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11: Comportamento da Relação DBO/DQO na Fase 1

	Entrada	P1	Saída
Média	0,19	0,10	0,11

Em uma análise geral das eficiências de remoção dos parâmetros monitorados, é necessário ressaltar que ocorreu uma ampla variação no LAS afluente durante a Fase 1. Salienta-se, portanto, a dificuldade de adaptação da microbiota, e consequente instabilidade na obtenção de parâmetros equilibrados no efluente final, que levam a uma eficiência constante e alta do sistema.

Nas semanas 4 e 5 os maiores valores de entrada para os parâmetros monitorados foram registrados. Neste momento também ocorreu uma queda na temperatura, de 7°C. O acréscimo observado no LAS a partir deste momento pode ter representado um choque orgânico ao sistema, afetando o desenvolvimento da biomassa e levando a um decréscimo da eficiência de remoção dos parâmetros citados.

Morais (2005) relata que a ampla variabilidade na composição do LAS é normal principalmente em regiões com climas e pluviometria variáveis. Nestes casos a factibilidade do uso de sistemas biológicos de tratamento deve ser avaliada, em função da possível ocorrência de choques de carga, tanto orgânica quanto hidráulica. Estas observações cabem no entendimento dos resultados observados neste experimento.

Os valores de relação DBO/DQO observados (Tabela 11) corroboram com esta discussão, já que a maior diminuição (de 0,19 para 0,10) foi encontrada já no primeiro estágio do CBR. Desta forma, o afluente dos estágios 2 e 3 possuía uma baixa concentração de material biodegradável.

Fase 2 - vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h

Os parâmetros de DBO e DBOs obtiveram altas eficiências de remoção na Fase 2, com uma média de 66% e 67%, respectivamente. Seu comportamento pode ser verificado na Tabela 12, e foi semelhante para os dois parâmetros.

Tabela 12: Eficiências de Remoção de DBO e DBOs no P1 e na Saída do CBR, na Fase 2

	DBO - P1	DBO - Saída	DBOs - P1	DBOs - Saída
Média	44%	66%	49%	67%

As eficiências de remoção de DQO e COT são apresentadas na Tabela 13. Verifica-se que para DQO, a eficiência de remoção média nos três estágios foi semelhante: 13%, 14% e 15%, respectivamente, nos estágios 1, 2 e 3. Para o parâmetro de COT as eficiências de remoção ao longo dos dois últimos estágios foram semelhantes: 16% e 18%, respectivamente.

Tabela 13: Eficiências de Remoção de DQO e COT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 2

	DQO - P1	DQO - P2	DQO - Saída	COT - P1	COT - P2	COT - Saída
Média	13%	14%	15%	9%	16%	18%

Quanto às eficiências de remoção de CI e CT, seus valores estão disponíveis na Tabela 14. Os dois parâmetros seguiram comportamento semelhante na Fase 2. As eficiências de remoção foram aumentadas em cada estágio do CBR: 37%, 62% e 80% para CI e 23%, 39% e 49% para CT (estágios 1, 2 e 3, respectivamente).

Tabela 14: Eficiências de Remoção de CI e CT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 2

	CI - P1	CI - P2	CI - Saída	CT - P1	CT - P2	CT - Saída
Média	37%	62%	80%	23%	39%	49%

Durante a Fase 2, foi observada uma diminuição nos valores médios de pH do LAS tratado, de 0,2 unidades de pH (8,9 para 8,7). Estes valores são evidenciados na Tabela 15.

Tabela 15: Comportamento do pH na Fase 2

	Entrada	P1	P2	Saída
Média	8,9	9,1	9,0	8,7

A relação DBO/DQO tem seu comportamento disponibilizado na Tabela 16.

Tabela 16: Comportamento da Relação DBO/DQO na Fase 2

	Entrada	P1	Saída
Média	0,13	0,08	0,05

Quanto às eficiências de remoções médias, para os parâmetros de DQO, COT, CI e CT, na Fase 2 seus valores foram mais constantes no decorrer do monitoramento. Esta equidade provavelmente está relacionada a uma variação menor na carga orgânica afluenta ao CBR.

Com menos variação na entrada de substrato no sistema, associada a um TRH maior e vazão de operação menor, o sistema se manteve mais estável para o desenvolvimento microbiológico. Ressalta-se que não ocorreu nenhuma parada na rotação do CBR na Fase 2. Estes fatores contribuíram para que se alcançassem eficiências de remoção mais constantes.

Ao se observar a Tabela 16 e os valores da relação DBO/DQO na Fase 2, verifica-se que a ela teve uma diminuição de 0,13 na entrada do sistema para 0,08 no primeiro estágio e para 0,05 na saída do CBR. Destaca-se novamente que a fração biodegradável que alimentava os estágios 2 e 3 era pequena, o que provavelmente afetou a eficiência global do sistema.

Comparação entre as Fases 1 e 2

Para as duas fases monitoradas a relação DBO/DQO apresentou um decréscimo médio de 0,08 nas duas fases de monitoramento. Ressalta-se que os valores afluentes deste parâmetro (Tabelas 5 e 6) eram baixos, se comparados aos indicados para tratamento biológico de efluentes. Estes processos de tratamento são indicados para LAS jovens, com relação DBO/DQO alta, acima de 0,5 (KURNIAWAN, 2010; LI; ZHOU; HUA, 2010).

De acordo com Christensen et al (2001), LAS de aterros sanitários estabilizados podem apresentar resultados negativos ou insignificantes quanto a degradação biológica de matéria orgânica, expressa, por exemplo, pela DQO e o COT, semelhantemente ao verificado neste experimento. A dificuldade de biodegradação completa do LAS ocorre principalmente em função da estrutura química complexa de substâncias recalcitrantes. Estes compostos são desprovidos de grupos funcionais reativos, e alguns deles podem ter ação tóxica de seus compostos químicos sobre os micro-organismos, causando inativação do seu metabolismo celular. Além disto, outras interações ocorrem entre os compostos químicos, gerando produtos não acessíveis a biodegradação (MORAIS, 2005).

Quanto às eficiências médias de remoção de DQO nas duas fases de monitoramento (11% e 15%), os valores verificados foram inferiores se comparados aos descritos pela literatura para o tratamento de efluentes por CBRs, como por exemplo, as pesquisas apresentadas na Tabela 1 (AYOUB et al., 2004; TAWFIK et al., 2006; CASTILLO, VERGARA e MORENO, 2007; AKHBARI et al., 2011). Diversos aspectos estão relacionados a esta diferença nas eficiências de remoção de material orgânico.

É importante observar que o efluente tratado em alguns dos estudos averiguados era efluente sintético (Ayoub et al., 2004; Akhbari et al., 2011), possuindo maior equidade quanto sua composição ao longo do tempo. Esta igualdade na composição não foi obtida no presente estudo, em nenhuma das fases testadas, tornando os resultados observados importantes para o estudo de definição de processos de tratamento de LAS por CBRs.

TAWFIK et al., (2006) estudando a remoção de material orgânico em esgoto doméstico, verificaram maiores eficiências de remoção quando comparadas com as obtidas no presente estudo, com LAS, o que do ponto de vista prático tem pouca relevância, pois tratam-se de águas residuárias completamente diferentes.

Também é possível observar que a relação DBO/DQO do presente estudo apresentou valores inferiores aos verificadas na Tabela 1. As médias relatadas na literatura apresentaram valores entre 0,7 e 0,9, enquanto que nesta pesquisa estes valores médios foram de 0,19 e 0,13, nas Fases 1 e 2.

Destaca-se também que os valores de DQO afluentes nos estudos verificados encontravam-se entre 500 mg/L e 1200 mg/L, enquanto que neste trabalho estes valores ficaram na faixa média de 2500 mg/L (Fase 1) e 3800 mg/L (Fase 2). Desta forma, torna-se difícil uma comparação direta entre as eficiências de remoção obtidas.

O trabalho de Castillo, Vergara e Moreno (2007) abordava o tratamento de LAS, com DQO afluente de 4000 mg/L. A eficiência média de remoção obtida foi de 52%, em um TRH de 24 h e velocidade de rotação de 6 rpm, para um CBR com volume de 20 L. Ressalta-se também, que o volume do CBR utilizado neste trabalho (120 L) é superior aos volumes dos reatores relatados na literatura (entre 5,7 e 45 L, conforme Tabela 1).

Quanto às diferentes operações do CBR (Fase 1 e Fase 2), observa-se que para todos os parâmetros monitorados (DBO, DQO, COT, CI e CT), as maiores eficiências de remoção foram obtidas na Fase 2, conforme disposto na Figura 1. As eficiências de remoção na Fase 1 foram: 50% de DBO, 11% de DQO e 13% de COT. Na Fase 2 estas eficiências foram as seguintes: 66% de DBO, 15% de DQO e 18% de COT..

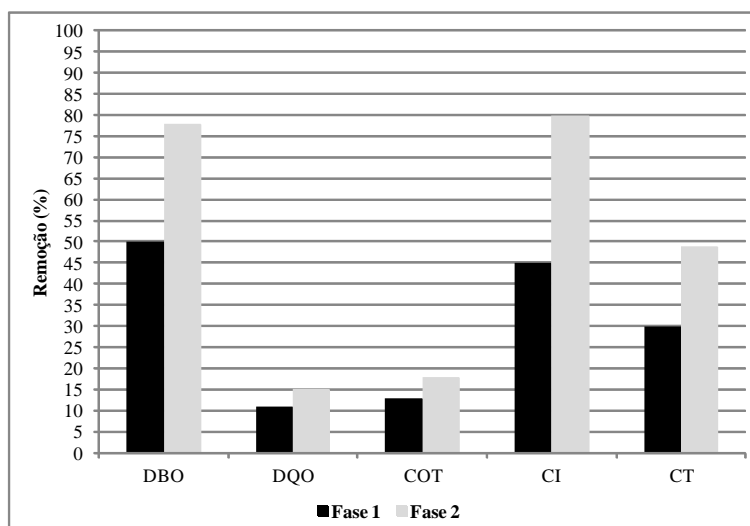


Figura 1 - Comparação de eficiências de remoção entre as Fases 1 e 2 de operação.

A Fase 2 operou com um TRH com 9 horas a mais do que a Fase 1. A vazão de operação foi de 5,1 L/h, inferior aos 8,5 L/h testados na Fase 1. O TRH maior, proporcionando uma vazão menor, possivelmente foi o fator responsável pelo aumento das eficiências de remoção de matéria orgânica. Com maior tempo de contato entre a biomassa e o LAS, uma fração maior dos compostos orgânicos deve ter sido consumida. Ressalta-se novamente que a Fase 2 operou sob valores mais constantes de parâmetros afluentes. Este fator provavelmente garantiu maior estabilidade aos micro-organismos, resultando em valores mais constantes e mais elevados de eficiências de remoção.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, foram obtidas as seguintes conclusões:

O LAS tratado neste estudo apresentou uma composição de lixiviados estabilizados, conforme pode ser observado em sua caracterização inicial. Os valores dos parâmetros de pH, DBO, DQO e relação DBO/DQO evidenciaram esta estabilização, assim como sua baixa biodegradabilidade. Apresentou também uma ampla variação em sua composição, principalmente na primeira fase de operação.

Esta variação pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica, principalmente na Fase 1 (oito vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h), pois constituía um choque orgânico a cada nova coleta de LAS no aterro. Paradas na rotação do CBR também contribuíram para as baixas eficiências da Fase 1. Os valores das eficiências médias de remoção na Fase 1 foram de 50% de DBO, 11% de DQO, 13% de COT, 45% de CI e 30% de CT.

Para a Fase 2 (vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h), os valores dos parâmetros DBO, DQO, COT, CI e CT afluentes apresentaram menor variabilidade. Este fator possivelmente contribuiu para taxas de remoção de matéria orgânica constantes, além de valores médios de eficiência de remoção maiores do que os da Fase 2. Nesta etapa as eficiências médias de remoção foram de 66% de DBO, 15% de DQO, 18% de COT, 80% de CI e 49% de CT.

Entre as duas formas de operação observou-se que a Fase 2 apresentou maior eficiência na remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT. Ressalta-se que o LAS tratado nesta fase apresentou maior equidade quanto às características afluentes.

As maiores eficiências de remoção observadas podem ser atribuídas ao aumento do TRH adotado na Fase 2, e a menor variabilidade na composição do LAS utilizado nesta etapa do experimento. O TRH elevado aumentou o tempo de contato entre a biomassa e o LAS, possivelmente permitindo um maior consumo da matéria orgânica disponível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABBAS, A. A. et al. Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.
2. AKHBARI, A. et al. Process modeling and analysis of biological nutrients removal in an integrated RBC-AS system using response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, v. 168, n.1, p. 269-279, 2011.
3. APHA: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: Apha, 2005.
4. AYOUB, G. et al. Impact of Step-Feed on COD and BOD5 Removal in Rotating Biological Contactors. *Environmental Engineering Science*, v. 21, n. 5, p. 558-568, 2004.
5. 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, p. 720-726, 2007.
6. CHRISTENSEN, Thomas H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7, p. 659-718, 2001.
7. COELLO, M.D. et al. Use of Microbial Activity Measurements for Monitoring RBC Biofilms. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 169, n. 1-4, p. 451-455, 2010.
8. CORTEZ, S. et al. Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 7, n. 2, p. 155-172, 2008.
9. FERREIRA, J. A.; BILA, D. M.; SILVA, R. G. Caracterização da composição química e avaliação da toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26. Anais. Porto Alegre, RS, 2011.
10. KURNIAWAN, T. A. et al. Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047, 2010.
11. LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo (Org.) *PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 2, p. 26-59.
12. LI, W.; ZHOU, Q.; HUA, T. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2010, p. 1-10, 2010.
13. METCALF e EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Ed. 4. New York, EUA. McGraw-Hill Companies. 2003, 1824p.
14. MORAIS, J. L. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. 2005. Doutorado em Química - Setor de Ciências Exatas. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2005.

15. MORAVIA, W. G. et al. 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 E AMBIENTAL, 24. Anais. Belo Horizonte, MG, 2007.
16. RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
17. SOUTO, G. A. B.; POVINELLI, J.. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Anais. Belo Horizonte, MG, 2007.
18. TAWFIK, A. et al. Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 175, n. 1-4, p. 275-289, 2006.