



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

Tainá da Conceição Pereira

**Avaliação da remoção de bisfenol A no tratamento combinado de
esgoto doméstico e lixiviado de aterro pelo processo de lodo
ativado**

Rio de Janeiro
2018

Tainá da Conceição Pereira

Avaliação da remoção de bisfenol A no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro pelo processo de lodo ativado



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientadora: Prof. Dra. Daniele Maia Bila

Coorientadora: Prof. Dra. Juacyara Carbonelli Campos

Rio de Janeiro

2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

P436 Pereira, Tainá da Conceição.
Avaliação da remoção de bisfenol A no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro pelo processo de lodo ativado / Tainá da Conceição Pereira. – 2018.
123f.

Orientador: Daniele Maia Bila.
Coorientador: Juacyara Carbonelli Campos.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental - Teses. 2. Esgotos - Teses. 3. Aterro sanitário - Teses. 4. Lixo - Teses. 5. Plásticos - Mistura - Teses. I. Bila, Daniele Maia. II. Campos, Juacyara Carbonelli. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 556:628.35

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Tainá da Conceição Pereira

Avaliação da remoção do bisfenol A no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pelo processo de lodo ativado

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em: 01 de Fevereiro de 2018.

Banca Examinadora:

Prof. Dra. Daniele Maia Bila (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dra. Juacyara Carbonelli Campos (Coorientadora)
Escola de Química – UFRJ

Prof. Dra. Camille Ferreira Mannarino
ESNP/FIOCRUZ

Dra. Bianca Ramalho Quintaes
Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB)

Rio de Janeiro
2018

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado a toda minha família, em especial a Vanessa, Ana Maria e Paulo Roberto.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por me dar saúde, disposição e por estar sempre me protegendo e guiando meus passos.

À minha orientadora, Prof. Dra. Daniele Maia Bila, por todo o carinho, ensinamentos, pelo exemplo de dedicação e profissionalismo, pelo incentivo, pelo tempo dedicado (até durante as férias) e por acreditar em mim.

À minha coorientadora, Prof. Dra. Juacyara Carboneli Campos pelos ensinamentos, pelo exemplo de dedicação e profissionalismo, pelas broncas, pelos comentários engraçados nas revisões que ajudavam a me distrair um pouco, pelo tempo dedicado (até durante as férias).

À doutoranda Camila Pesci, minha parceira de aventuras, juntas enfrentamos inúmeros desafios e dividimos muitas angústias ao longo da jornada de cuidar dos nossos reatores. Obrigada por toda paciência e companheirismo.

A todos os integrantes do LES, que estiveram presente durante essa jornada e ajudaram a deixá-la mais leve. Em especial a Louise pela ajuda em diversas análises, a Gisele pelas análises de YES, a Aninha pelas injeções no HPLC e a Stella por todas as conversas e ajuda com HPLC.

Aos meus amigos do mestrado da turma de 2016, juntos aprendemos, rimos, reclamamos e conseguimos concluir mais essa etapa.

À minha amiga linda Renata Oliveira por me incentivar, me distrair, por estar sempre por perto e pela maravilhosa revisão no meu trabalho.

A todos os meus amigos e familiares que sempre me incentivam, me motivam e que entenderam a minha ausência ao longo dessa fase.

Aos meus pais, Ana Maria e Paulo Roberto, por sempre acreditarem em mim, me incentivarem, me apoiarem e por toda a paciência e amor que tem comigo.

À minha companheira Vanessa, por me fazer querer ser uma pessoa melhor, por me incentivar a correr atrás dos meus sonhos mesmo sem concordar com eles, por todo o suporte financeiro e psicológico durante essa etapa, por todas aventuras vividas e que estão por vir e por estar sempre ao meu lado.

Nunca é tarde demais para ser o que você poderia ter sido.

George Eliot

RESUMO

PEREIRA, Tainá da Conceição. *Avaliação da remoção de bisfenol A no tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro pelo processo de lodo ativado*. 2018. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

O lixiviado de aterro sanitário contém desreguladores endócrinos (DE), que estão presentes no meio ambiente em concentrações na ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} . O bisfenol A é um dos DE mais estudados recentemente. Sua presença tem sido confirmada em diversas matrizes, tais como ar, águas superficiais, afluentes e efluentes de estação de tratamento de esgoto e lixiviado de aterro. As estações de tratamento de esgoto (ETE) normalmente utilizam processos biológicos como principal tecnologia. Esses sistemas de tratamento de efluentes são projetados com o objetivo de reduzir a carga de poluentes orgânicos e, eventualmente, nutrientes e microrganismos patogênicos. A remoção de BPA não é um objetivo específico desses sistemas e qualquer remoção desse composto durante o tratamento é inerente ao processo de tratamento utilizado. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de bisfenol A no tratamento combinado de lixiviado e esgoto através do processo de lodo ativado operando em regime batelada e contínuo. Para isso, utilizaram-se reatores em escala de bancada que foram alimentados com misturas de lixiviado/esgoto de 0%, 2% e 5% (v/v). Os parâmetros físico-químicos foram avaliados de modo a verificar a eficiência do tratamento em relação à remoção da matéria orgânica. A concentração de BPA foi avaliada nos afluentes, efluentes, no lodo e no lixiviado utilizado, e para tal utilizou-se EFS e CLAE/FLU. Em relação à remoção de matéria orgânica observou-se diminuição na qualidade do efluente tratado com o incremento de lixiviado na mistura. As eficiências de remoção de matéria orgânica alcançadas no regime contínuo foram 89%, 82% e 63%, respectivamente para as misturas 0%, 2% e 5%. Em relação à quantificação de BPA nas diferentes matrizes, constatou-se uma concentração de BPA na faixa de 2 a $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o lixiviado, de 0,147 a $2,084 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos afluentes, de 0,081 a $6,938 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos efluentes tratados e de 3,506 a $86,568 \mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco no lodo utilizado. O processo de lodo ativado operando em regime contínuo apresentou melhor desempenho do que operando em regime de batelada, tanto para a remoção de BPA, quanto de matéria orgânica. A quantidade de BPA no efluente final aumentou com o aumento de BPA nas misturas. Não foi observada remoção de BPA no regime de batelada e no regime contínuo as eficiências de remoção foram de 24% e 42,5%, respectivamente para o esgoto puro e para a mistura de 2%. Na mistura de 5% não se observou remoção. A presença de BPA foi detectada no lodo utilizado.

Palavras-chave: Tratamento combinado; Lixiviado; Esgoto; Bisfenol A; Lodo ativado.

ABSTRACT

PEREIRA, Tainá da Conceição. *Evaluation of the removal of bisphenol A in the combined treatment of domestic and landfill leachate by the activated sludge process*. 2018. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

The landfill leachate may contain endocrine disrupting compounds (EDCs), which are present in the environment at concentrations in the order of $\mu\text{g.L}^{-1}$ and ng.L^{-1} . Bisphenol A (BPA) is one of the most recently studied EDCs. Its presence has been detected in several matrices, such as atmospheric air, surface waters, wastewater treatment plant effluents and landfill leachate. Wastewater treatment plants (WWTPs) usually use biological processes as the main technology. These effluent treatment systems are designed with the aim of reducing the organic pollutant load and eventually, nutrients and pathogenic microorganisms. It is not a specific goal of these systems the removal of BPA. Any removal of this compound during treatment is random and inherent in the treatment process used. Therefore, the present work had as objective to evaluate the removal of bisphenol A in the combined treatment of leachate and domestic sewage through the process of activated sludge operating in batch and continuous regime. For that, it was used bench scale reactors that were fed leachate/sewage mixtures of 0%, 2% and 5% (v / v). The physical-chemical parameters were evaluated in order to verify the efficiency of the treatment in relation to the removal of organic matter. The concentration of BPA was evaluated in the effluents, sludge and landfill leachate used, and SPE and HPLC/FLU were used to detection and quantification. Regarding the removal of organic matter, a decrease in the quality of the effluent treated with the leachate increment in the mixture was observed. The efficiencies found in the continuous regime were 89%, 82% and 63%, respectively for the 0%, 2% and 5% mixtures. In relation to the quantification of BPA in the different matrices, a concentration of BPA in the range of 2 to 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ was found for the leachate, from 0.147 to 2.084 $\mu\text{g.L}^{-1}$ in the effluents, from 0.081 to 6.938 $\mu\text{g.L}^{-1}$ in the treated effluents and of 3.506 to 86.568 $\mu\text{g.g}^{-1}$ of dry sludge in the sludge used. The activated sludge process operating on continuous basis proved to be better than the batch process, both for the removal of BPA and organic matter. The amount of BPA in the final effluent increased with the increase of BPA in the blends. No removal of BPA was observed in the batch regime and in the continuous regime the removal efficiencies were 24% and 42.5%, respectively for the sewage and for the 2% mixture. No removal was observed in the 5% mixture. The presence of BPA was detected in the sludge used.

Keywords: Combined Treatment; Landfill Leachate; Bisphenol A; activated sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Disposição Final dos RSU em 2016 no Brasil.....	22
Figura 2 – Estimativa da composição gravimétrica do RSU no Brasil.....	23
Figura 3 – Composição gravimétrica do RSD no município do Rio de Janeiro em 2016.	23
Figura 4 – Percentual de plástico no RSD no município do Rio de Janeiro de 1995 a 2016.	24
Figura 5 – Representação esquemática de um floco de lodo ativado.	29
Figura 6 – Esquema do processo de lodo ativado.	29
Figura 7 – Reação de formação do bisfenol A.	38
Figura 8 – Estrutura química do policarbonato de bisfenol A.	39
Figura 9 – Estrutura química da resina epóxi.	39
Figura 10 – Mecanismo da migração de BPA do policarbonato por hidrólise.	40
Figura 11 – Reatores operando em regime de batelada (R1, R2 e R3) na fase 1.	61
Figura 12 – Reatores de lodo ativado operados em modo contínuo em escala de bancada – fase 2.....	63
Figura 13 – Dimensões dos reatores. (a) Vista superior. (b) Vista lateral.	64
Figura 14 – Aparato para filtração.	70
Figura 15 – Equipamento utilizado para CLAE.....	73
Figura 16 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com esgoto sintético (0%) – R1.	78
Figura 17 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com relação de lixiviado/sgoto de 2% - R2.	78
Figura 18 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com relação de lixiviado/sgoto de 5% - R3.	79
Figura 19 – Representação gráfica (<i>Box plot</i>) da distribuição de DQO dos afluentes e efluentes dos reatores nas diferentes misturas no regime de batelada.	80
Figura 20 – Eficiência de remoção de DQO nas bateladas de 24 e 6 horas.....	81
Figura 21 – Redução de COD e absorbância a 254 nm no regime de batelada.	82
Figura 22 – Concentração de BPA no efluente quando operado em batelada.	84
Figura 23 – Distribuição dos tempos de residência nos reatores 1 e 2.....	86
Figura 24 – Determinação do tempo de mistura nos reatores 1 e 2.....	87

Figura 25 – Oxigênio dissolvido em função do tempo.....	88
Figura 26 – Curva de $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x tempo.....	88
Figura 27 – DQO na entrada e saída dos reatores biológicos R1 e R2.	89
Figura 28 – Eficiência de remoção de DQO no reatores R1 e R2.....	90
Figura 29 – Absorbância a 254 nm nos reatores R1 e R2.	93
Figura 30 – Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.....	94
Figura 31 – Representação gráfica (<i>Box plot</i>) da distribuição da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente das misturas e suas médias.....	95
Figura 32 – Valores de SSV e SST nos reatores R1 e R2.....	96
Figura 33 – Representação gráfica (<i>Box plot</i>) da distribuição da concentração de BPA no efluente das diferentes misturas.	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Condições operacionais para os processos biológicos aeróbios.	31
Tabela 2 – Características físico-químicas do bisfenol A.	38
Tabela 3 – Concentrações de BPA encontradas no lixiviado de aterro.....	42
Tabela 4 – Concentrações de BPA encontradas no esgoto bruto.....	43
Tabela 5 – Concentrações de BPA encontradas no esgoto tratado.....	44
Tabela 6 – Concentrações de BPA encontradas no lodo de ETE.....	45
Tabela 7 – Eficiências de remoção de BPA em processos biológicos.	50
Tabela 8 – Reagentes usados para a preparação do esgoto sintético.....	56
Tabela 9 – Solventes utilizados para a extração, cromatografia líquida de alta performance e descontaminação de vidraria.....	56
Tabela 10 – Composição do esgoto sintético para DQO média de 600 mg.L ⁻¹	57
Tabela 11 – Descrição das misturas de esgoto e lixiviado afluyente nos reatores operados em batelada e regime contínuo.	58
Tabela 12 – Parâmetros físico-químicos, equipamentos e metodologia.	59
Tabela 13 – Bateladas monitoradas e seus respectivos tempos de batelada e de retirada de amostras.	62
Tabela 14 – Descrição das etapas de operação do reator em regime contínuo.	65
Tabela 15 – Parâmetros físico-químicos <i>versus</i> frequência de análises realizadas durante o regime contínuo.	68
Tabela 16 – Matrizes utilizadas e seus respectivos volumes de extração.	71
Tabela 17 – Caracterização das amostras de lixiviado (100%), esgoto sintético puro (0%) e das misturas de 2% e 5% utilizadas na Fase 1 - Batelada.	75
Tabela 18 – Caracterização das amostras de lixiviado (100%), esgoto sintético puro (0%) e das misturas de 2% e 5% utilizadas na Fase 2 - Contínuo.....	76
Tabela 19 – Contribuição do DQO do lixiviado no DQO da mistura.....	77
Tabela 20 – Variação da eficiência de remoção de DQO das misturas e a eficiência média nas bateladas de 24 e 6 horas.	80
Tabela 21– Concentração de BPA analisada e teórica das misturas afluyente aos reatores de 0%, 2% e 5%.....	83
Tabela 22 – Faixa de concentração de BPA no efluente final quando operado em regime de batelada com duração de 24 e 6 horas.	85

Tabela 23 – Valores médios de DQO e eficiência de remoção de DQO.....	91
Tabela 24 – Valores médios da relação A/M e Cv.	92
Tabela 25 – Valores médios de COD e a eficiência média de remoção.	92
Tabela 26 – Valores médios de absorbância a 254 nm e a eficiência média de redução.	93
Tabela 27– Concentração de BPA no afluente analisada e teórica das misturas de 0%, 2% e 5%.....	97
Tabela 28 – Concentração de BPA no efluente final.....	98
Tabela 29 – Concentração média de BPA no lodo.....	99
Tabela 30 – Resumo dos parâmetros físico-químicos obtidos nas fases 1 e 2.....	101
Tabela 31 – Resumo das concentrações de BPA encontradas nas fases 1 e 2.	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

θ_c	Idade do lodo
A/M	Razão Alimento/Microrganismos
APEs	Alquilfenol etoxilados
BM	Batelada Monitorada
BPA	Bisfenol A
CLAE/FLU	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com detector de fluorescência
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C_v	Carga Orgânica Volumétrica
Cl	Cloro
d	Dias
DBO	Demanda Bioquímica de Carbono
DE	Desreguladores Endócrinos
DEHP	Di(2-etilhexil) ftalato
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Carbono
DTR	Distribuição do tempo de residência
EFS	Extração em Fase Sólida
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
HPLC	High Performance Liquid Chromatography

IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
K_La	Coefficiente Global de Transferência de Oxigênio
LD	Limite de Detecção
LES	Laboratório de Engenharia Sanitária
LQ	Limite de Quantificação
m_r	Massa de lodo presente no interior do reator
n	Número de amostras
NBR	Normas Brasileiras
NP	Nonilfenol
OD	Oxigênio Dissolvido
PBDEs	Éteres de difenila polibromados
PC	Policarbonatos
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
POA	Processos Oxidativos Avançados
PVC	Policloreto de Vinila
RDC	Resolução da Diretoria Colegiada
RSD	Resíduos Sólidos Domiciliares
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
Sa	Concentração de matéria orgânica no afluente do reator
SD30	Volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica

UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UV	Ultravioleta
v/v	Volume por volume
Xe	Sólidos suspensos totais no tanque de aeração

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	17
1. OBJETIVOS.....	19
1.1 Geral	19
1.2 Específicos	19
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1. Resíduos Sólidos Urbanos.....	20
2.2 Lixiviado de Aterro.....	25
2.3 Principais Tratamentos de Lixiviado de Aterro	27
2.4 Processo de Lodo Ativado	28
2.4.1 Aspectos Gerais	28
2.4.2 Parâmetros Operacionais.....	30
2.5 Tratamento Combinado de Esgoto Doméstico e Lixiviado de Aterro	34
2.6 Desreguladores endócrinos	36
2.7 Bisfenol A.....	37
2.7.1 Produção e Aplicação do Bisfenol A	38
2.7.2 Migração e Degradação do Bisfenol A	40
2.7.3. Presença de BPA em matrizes ambientais	41
2.7.4 Toxicidade do BPA.....	46
2.7.5 Legislação relativa ao BPA.....	47
2.8 Remoção de BPA no tratamento de efluentes.....	48
3. MATERIAIS E MÉTODOS	55
3.1 Área de estudo	55
3.2 Reagentes e solventes.....	55
3.3 Coleta, armazenamento e preparo das amostras	56
3.3.1 Esgoto Sintético	57
3.3.2 Preparação da solução padrão de BPA	57
3.3.3 Preparação das misturas lixiviado e esgoto	58
3.4 Caracterização físico-química.....	58
3.4.1 Parâmetros físico-químicos	58
3.5 Reator de lodo ativado em regime de batelada – Fase 1	60
3.5.1 Análises realizadas no reator biológico em regime de batelada.....	61

3.6 Reator de lodo ativado em regime contínuo – Fase 2.....	62
3.6.1 Condições operacionais no reator biológico em regime contínuo	64
3.6.2 Estudo Hidrodinâmico dos Reatores Contínuos.....	65
3.6.3 Análises realizadas no reator biológico operado em regime contínuo	68
3.7 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)	69
3.7.1 Limpeza da vidraria	69
3.7.2 Filtração das amostras de afluente e efluente dos reatores das fases 1 e 2....	69
3.7.3 Extração em fase sólida (EFS).....	71
3.7.4 Cromatografia líquida de alta eficiência com detector de fluorescência (CLAE/FLU)	72
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.1. Caracterização Físico-Química do Lixiviado de Aterro e do Esgoto	
Sintético.....	75
4.2 Reator Biológico Operado em Batelada.....	77
4.2.1 Remoção de DQO	77
4.2.2 COD e Absorbância a 254 nm.....	82
4.2.4 Quantificação de BPA no efluente.....	82
4.3 Operação do Reator Biológico Operado em Regime Contínuo	86
4.3.1 Ensaios Hidrodinâmicos.....	86
4.3.2 Remoção de Matéria Orgânica.....	89
4.3.3 COD e Absorbância	92
4.3.4 Nitrogênio Amoniacal	94
4.3.5 Sólidos.....	96
4.3.5 Quantificação de BPA nos efluentes	97
4.4 Resumo das Fases 1 e 2.....	101
5. CONCLUSÃO	104
REFERÊNCIAS.....	105

INTRODUÇÃO

A geração de resíduos cresce em todo o mundo devido ao aumento da população e ao consumo de materiais descartáveis. A disposição final desses resíduos é uma preocupação cada vez mais presente nos centros urbanos.

O aterro sanitário é a solução adequada mais adotada para disposição final de resíduos sólidos no Brasil. Isso ocorre em função do seu custo reduzido e da disponibilidade de área no território brasileiro (CASTILHOS JR *et al*, 2010). Uma das consequências dessa solução é a produção de lixiviado de aterro.

O lixiviado de aterro é o líquido resultante do processo de degradação e da umidade natural dos resíduos e da percolação da água da chuva e águas superficiais pelas camadas do aterro (KJELDSEN *et al*, 2002; GOMES, 2009). É uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas (KJELDSEN *et al*, 2002), com alto potencial poluidor. Esse líquido precisa ser tratado antes de ser lançado em um corpo receptor para evitar danos e impactos ao meio ambiente e à saúde pública. (KJELDSEN *et al*, 2002; GOMES, 2009). Devido à complexidade dessa matriz, tanto pela variabilidade de sua composição, quanto de sua vazão, o tratamento desse efluente é um dos grandes desafios associados aos aterros sanitários (BARCELAR, 2010; GOMES, 2009).

O lixiviado de aterro sanitário pode apresentar diversos micropoluentes. Essas substâncias são poluentes que estão presentes no meio ambiente em concentrações na ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} . Alguns desses compostos são desreguladores endócrinos (DE) (BOONNORAT *et al*, 2014). Os DE são uma classe de substâncias que interferem no sistema endócrino de produção de hormônio e podem causar efeitos tóxicos em baixíssimas concentrações (BAIRD & CANN, 2011; BILA & DEZOTTI, 2007; FUHRMAN *et al*, 2015; OMAR *et al*, 2016).

O Bisfenol A tem sido um dos DE mais estudados recentemente. Este composto é uma substância química vastamente usada na produção de policarbonatos (PC) e resinas epóxi (CALAFAT *et al*, 2008; HUANG *et al*, 2012; PEDERSEN *et al*, 2015). Sua presença tem sido confirmada em diversas matrizes, tais como ar atmosférico, águas superficiais, afluentes e efluentes de estação de tratamento de esgoto e no lixiviado de aterro (MICHALOWICZ, 2014).

Um das possibilidades de tratamento do lixiviado de aterro é o tratamento combinado com esgoto doméstico. Diversos estudos indicam que esse tratamento pode ser eficiente dependendo da relação entre o volume de lixiviado e esgoto (FRANCO, 2009; HENRY, 1985; MANNARINO, 2010; MCBEAN *et al*, 1995; NASCENTES, 2013).

As estações de tratamento de esgoto (ETE) normalmente utilizam processos biológicos como principal tecnologia, podendo ou não utilizar tecnologias complementares para o tratamento (JORDÃO & PESSOA, 2017). Esses sistemas de tratamento de efluentes são projetados com o objetivo de reduzir a carga de poluentes orgânicos e, eventualmente, nutrientes e microrganismos patogênicos. A remoção de DE não é um objetivo principal desses sistemas e qualquer remoção desses compostos durante o tratamento é inerente ao processo de tratamento utilizado (USEPA, 2009a).

Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de bisfenol A no tratamento combinado de lixiviado e esgoto através de processo biológico utilizando lodo ativado em regime de batelada e contínuo.

1. OBJETIVOS

1.1 Geral

Avaliar a remoção de bisfenol A pelo tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico utilizando o processo de lodo ativado operado em regime batelada e contínuo.

1.2 Específicos

- Avaliar a eficiência de remoção de DQO em diferentes misturas de lixiviado/esgoto e diferentes regimes de operação, batelada e contínuo;
- Avaliar a remoção do bisfenol A no tratamento biológico nas diferentes misturas de esgoto/lixiviado em reator operando por batelada.
- Avaliar a remoção do bisfenol A no tratamento biológico nas diferentes misturas de esgoto/lixiviado em reator operando em regime contínuo.
- Avaliar a presença de bisfenol A no lodo biológico.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de resíduos sólidos está em constante crescimento em todo o mundo. Esse aumento se deve ao aumento da população e/ou ao crescimento da produção *per capita* de resíduos (MANNARINO, 2003). A disposição final dos resíduos é uma preocupação relevante principalmente nos centros urbanos.

Segundo a NBR 10004/2004 (ABNT, 2004) a definição de resíduos sólidos é:

Resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, 2010) classifica os resíduos sólidos de diversas formas, uma delas é por sua origem. Podendo ser classificados como resíduos: domiciliares, de limpeza urbana, sólidos urbanos, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço, dos serviços públicos de saneamento básico, industriais, de serviços de saúde, da construção civil, agrossilvopastoril, de serviços de transporte, resíduos de mineração. Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são compostos por resíduos domiciliares e resíduos de limpeza urbana.

Há diversas formas de destinação final ambientalmente adequada para os RSU. Algumas delas são: reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação, aproveitamento energético e a disposição em aterros sanitários (PNRS, 2010).

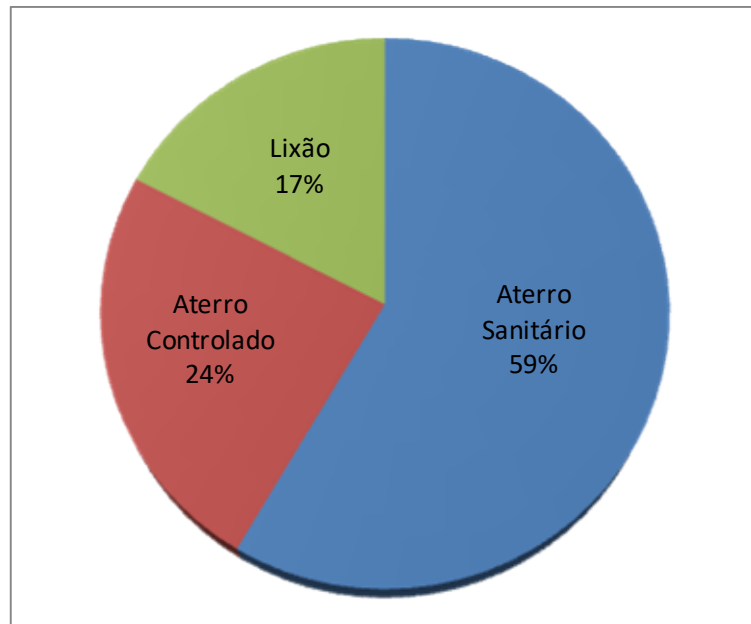
Dentre as principais formas de disposição final inadequadas estão o lixão e o aterro controlado. Os lixões são vazadouros a céu aberto, sem critérios técnicos e medidas de proteção à saúde pública e nenhum tipo de tratamento para os resíduos. Já os aterros controlados, segundo a NBR 8849 (ABNT, 1985), visam minimizar os impactos ambientais, através da cobertura de uma camada de material inerte ao final da jornada de trabalho. No entanto, não há impermeabilização de base, tratamento do lixiviado ou extração e queima controlada dos gases gerados. Dessa forma, tanto

o lixão quanto o aterro controlado podem contaminar o solo e as águas subterrâneas (LANZA & CARVALHO, 2006).

A solução mais adotada no Brasil para a disposição final de resíduos sólidos é o aterro sanitário, correspondendo a 58,4% da disposição final do RSU coletado em 2016 (ABRELPE, 2016). Quando comparada com outras formas de destinação final ambientalmente adequada, essa tecnologia apresenta um custo reduzido, além do território brasileiro apresentar disponibilidade de área. (CASTILHOS JR, 2006). Essa solução consiste em um projeto de engenharia baseado em normas específicas, a fim de garantir uma disposição final segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (BOCCHIGLIERI, 2010; SANTOS, 2010). Como consequência inerente a essa tecnologia existe a produção do lixiviado e do biogás, que precisam de tratamento adequado para evitar danos a saúde pública e ao meio ambiente.

O Brasil, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2016), teve uma geração de resíduos sólidos urbanos de 78,3 milhões de toneladas em 2016, dos quais 91% foram coletados. Isso significa que cerca de 7 milhões de toneladas de lixo não foram coletadas. Ainda segundo Abrelpe (2016) ,a disposição final do RSU coletado compreendeu 58,7% do total, ou 41,7 milhões de toneladas enviadas para aterros sanitários. O restante desse RSU coletado teve como destinação os aterros controlados e os lixões. A Figura 1 apresenta o percentual da disposição final enviada para aterro sanitário, aterro controlado e lixão em 2016, respectivamente.

Figura 1 – Disposição Final dos RSU em 2016 no Brasil.

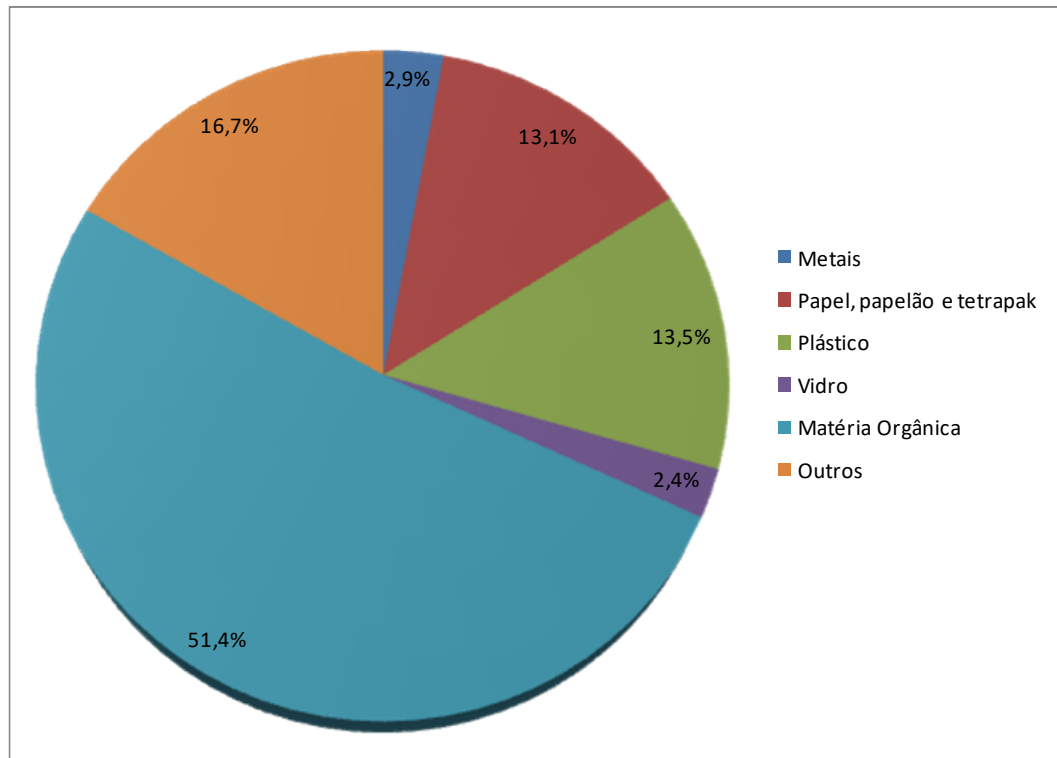


Fonte: Adaptado ABRELPE, 2016.

A composição dos resíduos sólidos nos aterros apresenta bastante heterogeneidade e varia em função das variações climáticas e sazonais e das características da cidade, tais como tamanho da população, nível econômico e hábitos da população (SOARES, 2011).

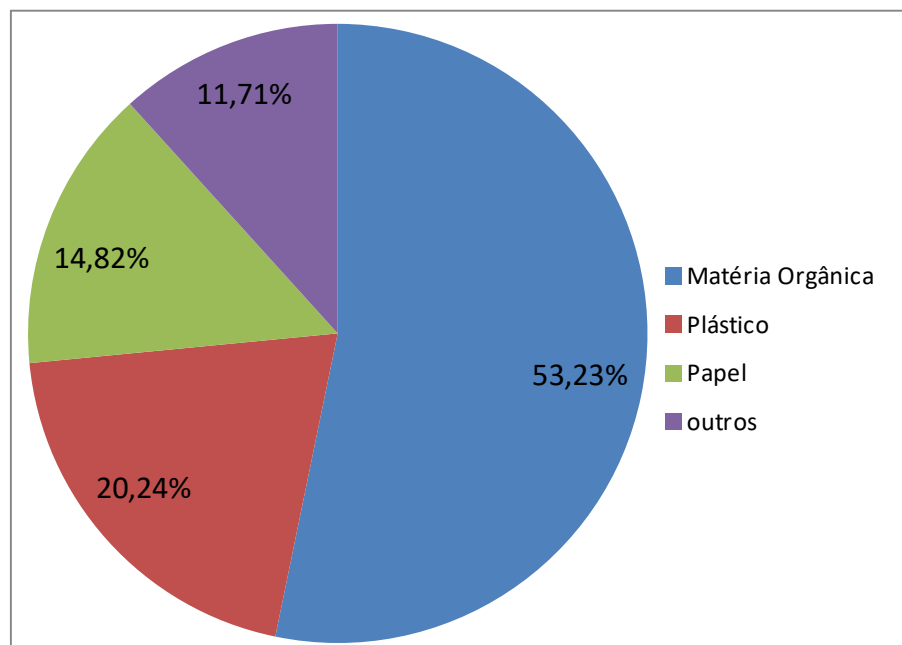
Uma estimativa da composição gravimétrica do RSU no Brasil foi realizada pelo Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA) em 2012 e está apresentada na Figura 2. No município do Rio de Janeiro desde 1995, a Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB) realiza o acompanhamento da gravimetria do resíduo sólido domiciliar (RSD), através do relatório de caracterização dos RSD da cidade do Rio de Janeiro (COMLURB, 2016). A composição gravimétrica dos RSD referente ao ano de 2016 se encontra na Figura 3.

Figura 2 – Estimativa da composição gravimétrica do RSU no Brasil.



Fonte: Adaptado IPEA, 2012.

Figura 3 – Composição gravimétrica do RSD no município do Rio de Janeiro em 2016.



Fonte: Adaptado Comlurb, 2016.

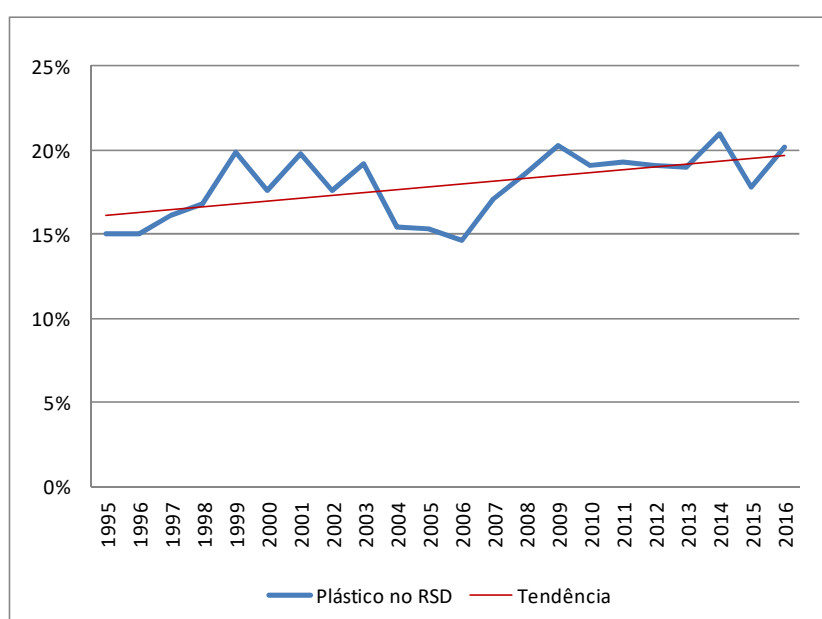
Pode-se observar que o percentual de matéria orgânica no Brasil e no

município do Rio de Janeiro estão bem próximos, respectivamente com 51,4% e 53,23%. Em relação ao teor de plásticos nesses resíduos, percebe-se que no Rio de Janeiro esse valor é mais alto que no Brasil, com valores de 20,24% e 13,5%, respectivamente.

A quantidade de plástico nos aterros ao longo dos anos tem aumentado devido às mudanças no estilo de vida da população, tais como o aumento do uso de materiais descartáveis, a substituição de materiais, como vidro e metal, por materiais plásticos e pela vasta aplicação desse material no cotidiano da população. Essas mudanças são mais presentes em cidades com maior urbanização, dessa forma apresentando um teor de plástico maior quando comparado com cidades menos urbanizadas. Alguns micropoluentes, tais como ftalatos e bisfenol A, são matérias-primas para a produção de alguns tipos de plásticos e desta forma, uma maior quantidade de plásticos pode estar associada a uma maior concentração desses compostos.

Pelos dados do relatório de Caracterização dos Resíduos Sólidos Domiciliares do município do Rio de Janeiro de 2016 (COMLURB, 2016), pode-se observar também uma tendência de aumento do teor de plástico nesses resíduos, como mostra a Figura 4.

Figura 4 – Percentual de plástico no RSD no município do Rio de Janeiro de 1995 a 2016.



Fonte: Adaptado Comlurb, 2016.

O maior consumo de plásticos, atrelado à pequena presença da reciclagem, pode explicar a tendência de aumento do percentual de plástico no município do Rio de Janeiro ao longo dos anos.

2.2 Lixiviado de Aterro

O lixiviado de aterro é o líquido proveniente da decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos e da umidade natural dos resíduos e da percolação da água da chuva e águas superficiais pelas camadas do aterro (BOCCHIGLIERI, 2010; JEMEC *et al*, 2012; MANNARINO, 2003; MASSAROTO, 2010). Esse líquido é uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas (JEMEC *et al*, 2012), com difícil tratabilidade e alto potencial poluidor (BARCELAR, 2010; GOMES, 2009).

A composição do lixiviado de aterro é variável e complexa, depende da composição gravimétrica e da umidade do RSU no aterro sanitário, do índice pluviométrico, temperatura e umidade da região, da idade do aterro, entre outros fatores. Essa variabilidade na composição ocorre de um aterro para outro e até dentro de um mesmo aterro.

Esse lixiviado geralmente contém altas concentrações de compostos orgânicos, nitrogênio amoniacal, sais orgânicos, metais pesados, substâncias recalcitrantes, compostos orgânicos xenobióticos derivados de produtos químicos (hidrocarbonetos aromáticos, pesticidas, fenóis, etc) e micropoluentes (MASSAROTO, 2010; JEMEC *et al*, 2012).

De acordo com Tchobanoglous *et al* (1993), os lixiviados de aterro mais antigos apresentam elevada recalcitrância, que indica a presença de compostos de difícil degradação. A demanda biológica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) tendem a sofrer reduções de concentração ao longo do tempo de operação do aterro. Entretanto, a DBO decresce mais rapidamente em relação à DQO, que permanece no lixiviado devido à matéria orgânica recalcitrante. O estágio de degradação em que os resíduos estão, em uma dada célula do aterro, pode ser observado pela relação DBO/DQO. Em aterros jovens, essa relação está acima de 0,5. Valores de 0,4 a 0,6 indicam que a matéria orgânica no lixiviado é biodegradável

e em aterros mais antigos, essa relação encontra-se na faixa de 0,05 a 0,2. (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; CASTILHOS JR *et al.*, 2010).

O volume de lixiviado produzido em um aterro também está sob influência de diversos fatores. Entre eles, estão a sazonalidade das condições climáticas da região, o sistema de drenagem local, a temperatura e índice pluviométrico da região, a evapotranspiração, a existência de material de cobertura vegetal na área do aterro, entre outros (BOCCHIGLIERI, 2010). No entanto, a quantidade de chuva é o elemento de maior impacto no volume de lixiviado gerado (GOMES, 2009).

Para estimar as taxas de geração e acumulação de lixiviado é necessário realizar a avaliação e o monitoramento do balanço hídrico na área do aterro (CATAPRETA & SIMÕES, 2009). Essa avaliação é de suma importância para o projeto, operação e manutenção dos aterros sanitários.

O lixiviado necessita passar por algum tipo de tratamento para que possa ser enviado para o corpo receptor sem causar danos e impactos ao meio ambiente e à saúde pública. Quando esse efluente é descartado sem tratamento prévio, ou com tratamento ineficiente, pode gerar toxicidade para a biota existente no solo e nas águas superficiais, contaminação das águas subterrâneas e a diminuição do oxigênio dissolvido e a eutrofização nos corpos d'água receptores (MORAVIA, 2010).

Devido à complexidade dessa matriz, tanto pela variabilidade de sua composição, quanto de sua vazão, o tratamento desse efluente é um dos grandes desafios associados aos aterros sanitários (GOMES, 2009).

Muitos dos processos utilizados no tratamento do lixiviado são baseados nas tecnologias usadas para o tratamento de esgoto doméstico (MANNARINO, 2003; BARCELAR, 2010). De modo geral, não existe uma tecnologia que sozinha possa tratar dos efluentes recalcitrantes e com alta carga poluente como os lixiviados de aterros sanitários (PACHECO, 2004).

O envelhecimento dos aterros, a alta concentração de poluentes e o aumento da rigidez dos parâmetros de lançamentos de efluentes fazem com que os tratamentos convencionais não sejam suficientes para alcançar o nível de remoção necessário (RENOU *et al.*, 2008). Dessa forma, é necessária a utilização de técnicas combinadas, de modo a conseguirem realizar o tratamento de efluentes que variam sua composição ao longo do tempo (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

2.3 Principais Tratamentos de Lixiviado de Aterro

Existem vários tipos de tecnologias para o tratamento de lixiviado. Os processos utilizados podem ser divididos em biológicos, físico-químicos e oxidativos (RENOU *et al*, 2008). A combinação desses processos é usada para aumentar a eficiência do tratamento e atender a legislação para descarte de efluentes em corpos hídricos.

Os processos físico-químicos são usados juntamente com processos biológicos ou como pré-tratamento para processos oxidativos (ABDULHUSSAIN *et al*, 2009). Tem como objetivo a redução de sólidos suspensos, partículas coloidais, materiais flutuantes, cor e compostos tóxicos. As tecnologias usadas são coagulação e floculação, adsorção química, arraste de amônia (RENOU *et al*, 2008; ABDULHUSSAIN *et al*, 2009)

Os processos de filtração ou separação por membranas são um tipo de processo físico-químico e são classificados em microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa devido ao tamanho das partículas retidas (METCALF & EDDY, 2003; JORDÃO & PESSOA, 2017). Quanto menor o tamanho das partículas retidas, maior deve ser a pressão empregada e conseqüentemente maior o consumo de energia. A microfiltração é usada como pré-tratamento, já a osmose inversa é um processo muito eficiente removendo até 98% da matéria orgânica (ABDULHUSSAIN *et al*, 2009). As desvantagem da osmose inversa para o uso em lixiviado são o alto custo de implementação e manutenção, o entupimento constante das membranas e grande volume de concentrado, que deve ser descartado em local adequado ou tratado (ABDULHUSSAIN *et al*, 2009; JORDÃO & PESSOA, 2017).

A recirculação de lixiviado no aterro sanitário é uma prática que consiste na aspersão e espalhamento do lixiviado sobre as células do aterro visando melhorar a qualidade desse efluente (NASCENTES, 2013). Devido ao baixo custo, foi muito usada nas décadas passadas (LEMA; MENDEZ; BLAZQUEZ, 1988), no entanto atualmente não é aceita como uma alternativa de tratamento em muitos países (NASCENTES, 2013). Em regiões tropicais a recirculação diminui, significativamente, o volume do lixiviado em função da evaporação, que é favorecida pelas condições ambientais (FERREIRA *et al*, 2001).

Os tratamentos biológicos são processos em que a degradação dos poluentes

ocorre pela ação de microrganismos. Esses tratamentos podem ser aeróbicos ou anaeróbios (SANT'ANNA JR, 2013). Os processos biológicos são os mais empregados no tratamento de efluente (LANGE *et al*, 2006), dentre eles estão as lagoas de estabilização, os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) e lodo ativado e suas variações.

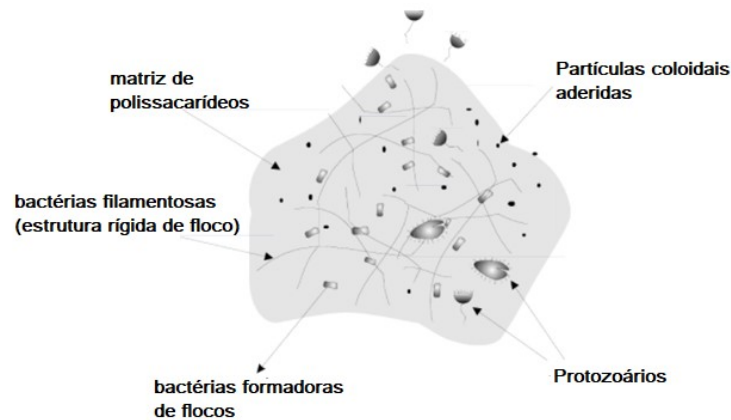
2.4 Processo de Lodo Ativado

2.4.1 Aspectos Gerais

O processo de lodo ativado é o tratamento biológico mais difundido (SANT'ANNA JR, 2013). O objetivo é remover a matéria orgânica solúvel e insolúvel presente no efluente (ECKENFELDER, 1989). Este processo originou-se na Inglaterra em 1914 e somente após 30 anos, com o avanço tecnológico, começaram a surgir modificações e variações desse processo (JORDÃO & PESSOA, 2017). As diferenças entre as variantes se apresentam, basicamente, no tipo de fluxo hidráulico no tanque de aeração, na forma pela qual o oxigênio é suprido, nos parâmetros do processo como idade do lodo e no grau de pré-tratamento dos afluentes (JORDÃO & PESSOA, 2017).

Segundo Jordão e Pessoa (2017), o lodo ativado é o flocos produzido em efluente pelo crescimento de bactérias zoóglas ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente devido ao retorno de outros flocos previamente formados. A Figura 5 apresenta uma representação esquemática de um flocos de lodo ativado.

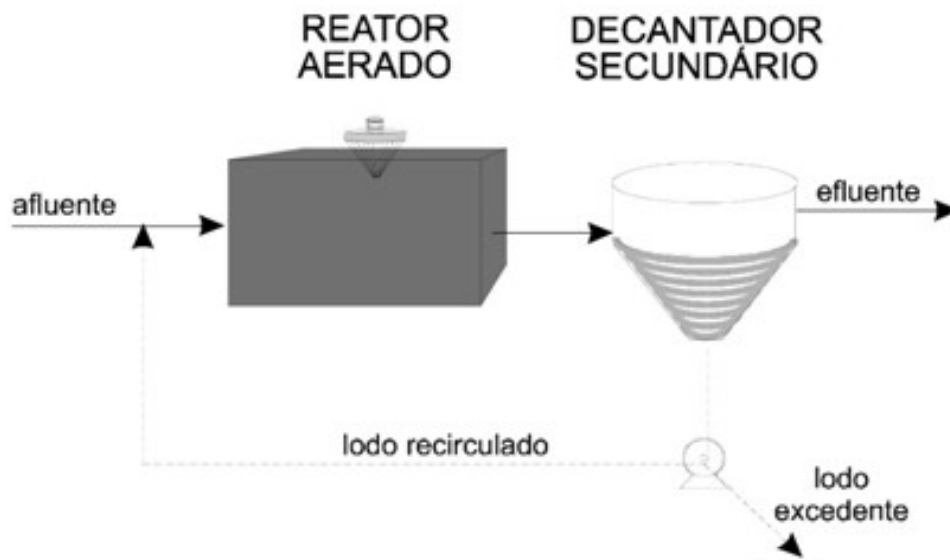
Figura 5 – Representação esquemática de um floco de lodo ativado.



Fonte: VON SPERLING, 2016.

Nesse processo, o esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, agitados e aerados no tanque de aeração, onde ocorre a degradação da matéria orgânica. Em seguida, são separados no decantador por sedimentação. Uma parte do lodo ativado retorna ao processo, enquanto outra é destinada a tratamento específico ou destino final. O esgoto tratado é retirado pela parte superior do decantador e descartado ou segue para tratamento complementar (JORDAO & PESSOA, 2017; METCALF & EDDY, 2003; SANT'ANNA JR, 2013). A Figura 6 apresenta um esquema desse processo.

Figura 6 – Esquema do processo de lodo ativado.



Fonte: VON SPERLING, 2016.

O processo de lodo ativado pode ser classificado quanto à idade do lodo em convencional ou aeração prolongada (VON SPERLING, 2016). No processo convencional, a idade do lodo fica em torno de 4 a 10 dias e o tempo de retenção hidráulica é baixo, na ordem de 6 a 8 horas (SANT'ANNA JR, 2013; VON SPERLING, 2016). Na aeração prolongada, a idade do lodo fica entre 18 a 30 dias e o tempo de retenção hidráulica fica na ordem de 16 a 24 horas.

Outra classificação do processo de lodo ativado é em relação ao regime do fluxo nos reatores. Quando o fluxo de afluente é contínuo denomina-se de reator em regime contínuo, já quando o fluxo é intermitente é chamado de reator em regime de batelada (VON SPERLING, 2016).

Como todos os outros tratamentos, o processo de lodo ativado tem vantagens e desvantagens. Segundo Jordão e Pessoa (2017), as vantagens são: boa eficiência de tratamento com remoção típica de DBO e sólidos suspensos de 85 a 95%, boa flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação à filtração biológica. E as desvantagens são operação delicada, necessidade de controle de laboratório e maior custo de operação em relação a filtração biológica.

Segundo Sant'Anna Jr (2013), o controle dos parâmetros operacionais, como idade do lodo, tempo de retenção hidráulica, relação alimentação/micro-organismo e índice volumétrico de lodo são fundamentais para se garantir uma boa sedimentabilidade do lodo. No decantador secundário, as condições de fluxo laminar e baixa velocidade propiciam sua sedimentação, permitindo a saída de um efluente clarificado.

2.4.2 Parâmetros Operacionais

Segundo Sant'anna Jr (2013) o tratamento biológico aeróbico é bastante robusto quando operado dentro dos limites recomendáveis para os parâmetros ambientais, que são pH, temperatura, oxigênio dissolvido, nutrientes, micronutrientes. Os intervalos recomendáveis para esse parâmetro estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Condições operacionais para os processos biológicos aeróbios.

Parâmetro	Faixa
Ph	6 – 8
Temperatura (°C)	10 - 40
Oxigênio dissolvido (mg O ₂ .L ⁻¹)	Maior que 0,5 mg de O ₂ .L ⁻¹
Nutrientes (DBO/N/P)	100/5/1
Micronutrientes	Ca, K, Mg, Zn, Cu, Co, Na

Fonte: Adaptado SANT'ANNA JR, 2013.

A seguir serão descritos os principais parâmetros operacionais e de projeto para o processo de lodo ativado.

2.4.2.1 Relação Alimentação/Microorganismo (A/M)

A relação A/M, também conhecida como carga orgânica específica, é um importante parâmetro que mede a razão entre a quantidade de alimento ou substrato disponível e a quantidade dos microrganismos presentes no tanque de aeração (JORDÃO & PESSOA, 2017; VON SPERLING, 2016). Segundo Jordão e Pessoa (2017), existe uma correlação entre a relação A/M e a eficiência de remoção de DBO.

É normalmente expresso em kg DBO₅.kg SSV⁻¹.d⁻¹. A Equação 1 apresenta a expressão matemática usada para o seu cálculo. Tipicamente a relação A/M fica entre 0,2 e 0,5 kg DBO₅.kg SSV⁻¹.d⁻¹ nos sistemas convencionais de lodo ativado.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_a}{X_e \cdot V} \quad (1)$$

Em que:

Q = Vazão afluyente do reator;

S_a = Concentração de matéria orgânica no afluyente do reator (DBO₅ ou DQO);

X_e = Sólidos suspensos totais (SST) no tanque de aeração;

V = Volume do reator;

2.4.2.2 Carga Volumétrica (C_v)

A carga orgânica volumétrica é a relação entre a matéria orgânica contida no esgoto afluente durante um dia e o volume do reator (JORDÃO & PESSOA, 2017). Usualmente expressa em $\text{kg DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. A Equação 2 apresenta sua expressão matemática.

$$C_v = \frac{Q \cdot S_a}{V} \quad (2)$$

2.4.2.3 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

O TRH é o tempo médio de residência da fase líquida no interior do reator, quando operado em modo contínuo (SANT'ANNA JR, 2013) e está representado pela Equação 3.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

2.4.2.4 Idade do Lodo (θ_c)

A idade do lodo ou tempo médio de retenção microbiana representa o tempo médio que uma partícula em suspensão permanece sob aeração (JORDÃO & PESSOA, 2017). É expressa pela relação entre a massa de sólidos em suspensão voláteis, no tanque de aeração, e a massa de sólidos em suspensão voláteis descartada por dia e está definida na Equação 4. A unidade utilizada para idade do lodo é dias.

$$\theta_c = \frac{m_r}{w'} \quad (4)$$

Em que:

m_r = massa de lodo presente no interior do reator;

w' = massa de lodo biológico retirada do reator por unidade de tempo;

Segundo Jordão e Pessoa (2017), a idade do lodo tem papel fundamental na sedimentação final do lodo e na qualidade do efluente final. Dessa forma, a relação A/M e a idade do lodo juntamente com outros parâmetros adotados para caracterizar biomassa são parâmetros utilizados para dimensionar um tanque de aeração, sendo igualmente usada para o controle operacional do processo (JORDÃO & PESSOA, 2017).

2.4.2.5 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O IVL é definido como o volume em mililitros ocupado por 1 grama de lodo, após uma sedimentação de 30 minutos. É expresso em mL.g^{-1} e está definido na Equação 5.

$$IVL = \frac{SD30}{Xe \cdot Vp} \quad (5)$$

Em que:

SD30 = volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação (mL);

X_e = SST no tanque de operação;

V_p = Volume da Proveta (mL).

O IVL permite avaliar a sedimentabilidade do lodo, pois quanto maior for seu valor, pior é a sedimentação (SANT'ANNA JR, 2013). Valores de IVL entre 40 e 150 mL.g^{-1} podem indicar uma boa qualidade do lodo formado, valores acima de 200

mL.g⁻¹ são normalmente indicativos de um lodo de qualidade inferior (JORDÃO & PESSOA, 2017).

2.5 Tratamento Combinado de Esgoto Doméstico e Lixiviado de Aterro

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário consiste no lançamento de lixiviado junto ao afluente da estação de tratamento de esgotos, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências legais (GOMES, 2009). É uma alternativa usada em diversos países, inclusive em alguns lugares do Brasil, tais como Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (GOMES, 2009).

O tratamento combinado é um procedimento que tem sido aplicado para minimizar os custos de implementação e operação de um aterro sanitário (CAMPOS *et al*, 2013). Visto que, o custo de tratamento do lixiviado pode atingir valores bastante elevados, ainda mais por se fazer necessário mesmo após décadas de encerramento de um aterro (GOMES, 2009).

Esse tratamento é viável quando o aterro sanitário está localizado próximo a um sistema coletor de águas residuárias, facilitando o envio do lixiviado para tratamento em estação de tratamento de efluente (ETE) (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1993). Para tal, pode ser necessário adotar algum tipo de pré-tratamento, visando reduzir a carga orgânica antes do lançamento do lixiviado na rede coletora (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1993).

Segundo Renou *et al* (2008), há poucos anos, o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em ETEs era uma solução comum para o tratamento de lixiviados. Esta era preferida, em função da sua fácil manutenção e dos baixos custos operacionais para os aterros. No entanto, esta opção passou a ser questionada devido à presença de metais e compostos orgânicos inibitórios, com baixa degradabilidade, que poderiam reduzir as eficiências de tratamento. Ainda segundo Renou *et al* (2008), um argumento a favor dessa alternativa de tratamento é que com a presença de fósforo no esgoto e de nitrogênio no lixiviado, estes não precisariam ser adicionados na ETE.

Segundo Gomes (2009), critérios para a utilização do tratamento combinado, como a proporção de mistura, devem ser adequadamente definidos para a realidade

brasileira. Em seu estudo, McBean *et al* (1995) afirmam que essa é uma alternativa bastante utilizada e que para evitar problemas no tratamento a relação volumétrica entre lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar 2%. Henry (1985) avaliou misturas lixiviado/esgoto de 2, 4 e 5% e observou que até 2% o efeito foi insignificante, no entanto nas misturas de 4 e 5% houve deterioração da qualidade do efluente.

Franco (2009) avaliou a eficiência do tratamento combinado em um sistema piloto na ETE Icaraí, em Niterói, Rio de Janeiro e em sistema em escala de bancada. Na operação em escala piloto o trabalho se dividiu em três fases. Nas fases 1 e 3 foi utilizada uma relação de esgoto/lixiviado na faixa de 2,0 a 2,5% (v/v) e na fase 2 foi utilizada a relação 0,5 a 1,0% de esgoto/lixiviado. As eficiências de remoção de DQO foram em média de 69%, 76% e 72%, respectivamente para as fases 1, 2 e 3. Na operação em escala de bancada utilizou-se dois reatores um em regime de batelada, com duração da batelada de 24 horas e outro reator em regime contínuo com TRH de 6 horas. A fase 1 operou com relação de esgoto/lixiviado de 0,5 a 1,0% e encontrou remoção de DQO de 84% no regime de batelada e de 79% para o regime contínuo. A fase 2 operou com relação de 2 a 2,5% de esgoto/lixiviado e encontrou remoção de DQO de 90% e 85%, respectivamente para o regime de bancada e o regime contínuo.

Mannarino (2010) avaliou o tratamento combinado em escala real e em piloto em regime de aeração prolongada na ETE de Icaraí. Em escala real, a relação lixiviado/esgoto ficou na faixa de 0,37% a 1,22% e a remoção de DQO foi aproximadamente 56%. Em escala piloto a relação lixiviado/esgoto ficou na faixa 0,5 a 1,0% e a remoção de DQO média foi de 78,9%.

Nascentes (2013) realizou estudo em escala de bancada com reatores biológicos utilizando lodo ativo operando em regime de batelada e em regime contínuo e encontrou que a faixa ideal para a mistura lixiviado/esgoto vai até 3%. Ele também concluiu que é possível o tratamento de misturas até 5%, mas com redução significativa da eficiência do tratamento.

O lixiviado de aterro sanitário pode apresentar diversos micropoluentes, dentre eles alguns são desreguladores endócrinos (DE) (BOONNORAT *et al*, 2014). Diversos estudos têm identificado a presença desses compostos no lixiviado e no esgoto doméstico (ASAKURA *et al*, 2004; BOONNORAT *et al*, 2014; CLARA *et al*, 2005; FRANÇA, 2016; GONG *et al*, 2014; GATIDOU *et al*, 2007; KURATA *et al*, 2008; ZHOU *et al*, 2012).

2.6 Desreguladores endócrinos

Os micropoluentes são poluentes que estão presentes no meio ambiente em concentrações na ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} . Dentre eles estão os fármacos, produtos de cuidado pessoal, hormônios naturais e sintéticos, pesticidas, retardantes de chama e nanopartículas (AQUINO *et al*, 2013; BILA & DEZOTTI, 2007; CLARA *et al*, 2005). A presença desses compostos começou a ser estudada no fim da década de 1970 (AQUINO *et al*, 2013). O desenvolvimento de novas técnicas analíticas permitiram o monitoramento dessas substâncias nas baixas concentrações que ocorrem no meio ambiente (OMAR *et al*, 2016).

Alguns desses compostos são desreguladores endócrinos (DE). Os DE são uma classe de substâncias que interferem no sistema endócrino de produção de hormônio e que podem causar efeitos tóxicos em concentrações muito pequenas (BAIRD & CANN, 2011; BILA & DEZOTTI, 2007; FUHRMAN *et al*, 2015; OMAR *et al*, 2016).

De acordo com o Programa Internacional de Segurança Química (BERGMAN *et al*, 2012) desregulador endócrino é “uma substância ou mistura exógena que altera a função do sistema endócrino e consequentemente causa efeitos adversos para a saúde em um organismo intacto, sua descendência ou subpopulações”.

Segundo a “Environmental Protection Agency” (USEPA, 1997), dentre os prováveis efeitos em humanos estão: interferência no sistema reprodutivo, aumento do risco de câncer e alterações nos sistemas imunológico e nervoso. Outros estudos afirmam que os efeitos em humanos são: alterações nos níveis hormonais, redução na produção de esperma, má-formação de fetos, aumento no risco de câncer de mama, ovário, testículo e de próstata, ovários policísticos, endometriose, infertilidade, redução na produção de esperma e alterações nos níveis hormonais da tireoide. (HARRISON, 1997; NICOLOPOULOU-STAMATI & PITSOS, 2001; MCLACHLAN, 2006). Os efeitos em animais silvestres são feminização de peixes machos, indução do hermafroditismo, inibição no desenvolvimento de gônadas e declínio na reprodução (BAIRD & CANN, 2011; BILA & DEZOTTI, 2007).

Muitos produtos de uso comum dos seres humanos e que estão presentes nas casas, escolas e locais de trabalho contêm desreguladores endócrinos. Como por exemplo, cosméticos, produtos de cuidado pessoal (xampu e outros produtos para cabelo, pasta de dente e sabonetes), preservativos, solventes, estabilizantes químicos, produtos de limpeza, metais, eletrônicos, roupas, brinquedos, tintas, papéis e embalagens (BERGMAN *et al*, 2012; BILA & DEZOTTI, 2007).

A maioria dessas substâncias e suas embalagens após o uso se torna resíduo sólido e tem como principal destino final os aterros sanitários. Nos aterros sanitários o resíduo sólido se degrada ao longo do tempo e muitos dos DE migram para o lixiviado (BOONNORAT *et al*, 2014).

Segundo Andrady (2015), os principais DE encontrados na indústria do plástico são: bisfenol A (BPA), ftalatos, éteres de difenila polibromados (PBDEs), alquilfenol etoxilados (APEs) e alguns resíduos de metais pesados dos catalisadores de polimerização de cádmio e arsênio.

2.7 Bisfenol A

Bisfenol é uma família de compostos químicos orgânicos sintéticos. Existem diversos tipos de bisfenóis, entre eles estão o Bisfenol A, S e F, que são os mais usados. As letras junto com a palavra bisfenol simbolizam o reagente ou reagentes usados para a síntese da substância. No caso do bisfenol A é a acetona (INERIS, 2017).

O BPA é um químico vastamente usado na produção de policarbonatos (PC) e resinas epóxi (HUANG *et al*, 2012; PEDERSEN *et al*, 2015; CALAFAT *et al*, 2008). É produto da reação do fenol e da acetona (Figura 7), foi sintetizado em 1891 por Alexandre Pavlovich Dianin (DIANIN, 1891 apud WANG & ZHAO, 2014). É um dos DEs mais estudados atualmente (QIU *et al*, 2016; NAM *et al*, 2010; FROEHNER *et al*, 2011; SPADOTO, 2013; SAAL & HUGHES, 2005). Na Tabela 2 são apresentadas as características físico-químicas do BPA.

Figura 7 – Reação de formação do bisfenol A.

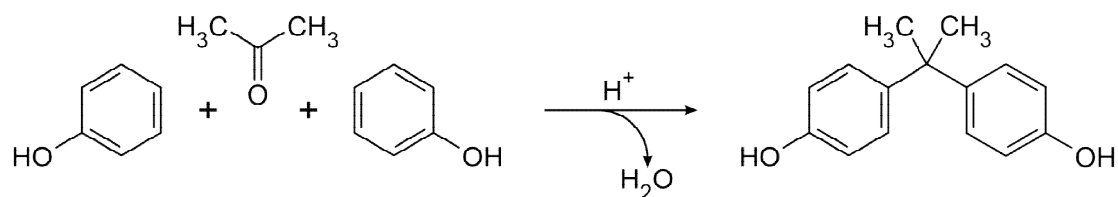


Tabela 2 – Características físico-químicas do bisfenol A.

Nome Comercial	Bisfenol A
Nome Oficial	2,2-bis (4-hidroxifenil)propano
CAS	80-05-7
Fórmula Química	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Estrutura Química	
Massa Molar	228,29 g.mol ⁻¹
Densidade	1,195 g.mL ⁻¹
Solubilidade em água	<0.1 g/100 mL a 21.5 °C
Solubilidade em metanol	50 mg.mL ⁻¹
Ponto de Ebulição	220 C a 4 mm Hg

Fonte: CHEMICAL BOOK, 2017; SIGMA-ALDRICH, 2017.

2.7.1 Produção e Aplicação do Bisfenol A

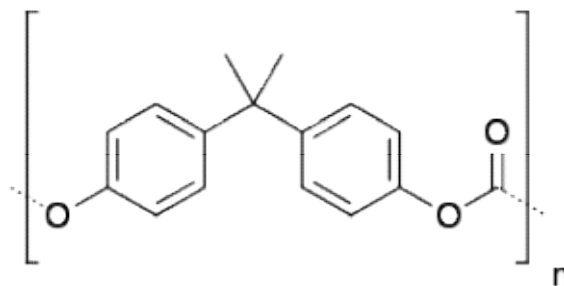
O consumo mundial estimado de bisfenol A em 2015 foi de 7,7 milhões de toneladas, em 2016 foi de 8 milhões de toneladas e deverá atingir 10,6 milhões de toneladas até 2022 (RESEARCH AND MARKETS, 2016).

Cerca de 65% do BPA produzido é destinado para fabricação de policarbonato (PC) e 30% para a fabricação de resinas epóxi (ANDRADY, 2015). Outras aplicações para o bisfenol A são como aditivo na produção de policloreto de

vinila (PVC), fabricação de papel térmico na preparação de selantes e resinas dentárias (ANDRADY, 2015; MICHALOWICZ, 2014).

O policarbonato é um polímero termoplástico, semelhante ao vidro, devido à sua transparência, e é classificado como Plástico de Engenharia, devido as suas excelentes propriedades térmicas e mecânicas (MANO & MENDES, 2004; WIEBECK & HARADA, 2005). A Figura 8 apresenta a estrutura química do policarbonato de bisfenol A.

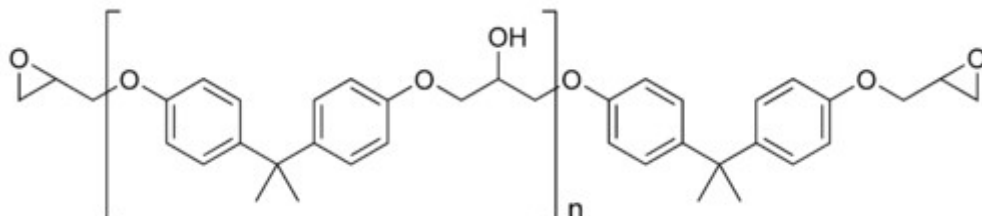
Figura 8 – Estrutura química do policarbonato de bisfenol A.



Este material está presente no cotidiano das pessoas na forma de embalagens, artigos esportivos, CDs e DVDs, coberturas, faróis, capacetes de segurança, eletrônicos e outros (MANO & MENDES, 2004; BRUNELLE, 2005; WIEBECK & HARADA, 2005).

As resinas epóxi são usadas, principalmente como revestimento de embalagens metálicas alimentícias e na produção de tintas e adesivos (MANO & MENDES, 2004). A Figura 9 apresenta a estrutura química da resina epóxi.

Figura 9 – Estrutura química da resina epóxi.



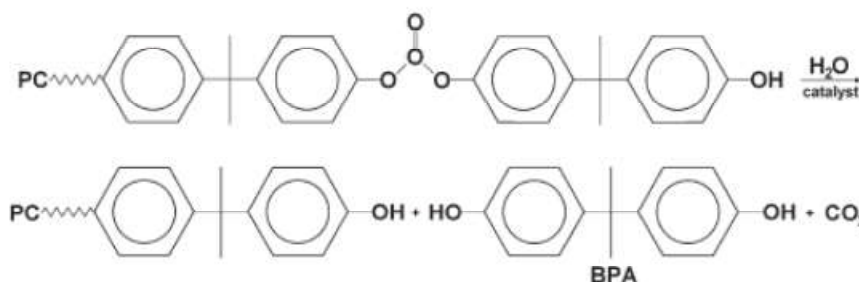
2.7.2 Migração e Degradação do Bisfenol A

A presença de BPA na natureza é resultado da atividade humana. As principais fontes são a produção, tratamento e processamento de BPA, assim como a degradação de diversos polímeros, incluindo os policarbonatos e as resinas epóxi, resultando na liberação de BPA no meio ambiente (MICHALOWICZ, 2014).

O principal caminho de degradação do PC é pela hidrólise (MERCEA, 2009; WIEBECK & HARADA, 2005). A outra rota de migração do BPA seria pela difusão do BPA residual nos policarbonatos (MERCEA, 2009).

Mercea (2009) avaliou a migração de BPA de policarbonatos produzidos por diferentes fabricantes e na presença de diferentes líquidos. Nesse estudo foi observado que a hidrólise é o principal mecanismo para a degradação de PC. A Figura 10 apresenta o mecanismo de degradação do PC pela hidrólise.

Figura 10 – Mecanismo da migração de BPA do policarbonato por hidrólise.



Fonte: MERCEA, 2009.

Segundo Wiebeck e Harada (2005), a degradação do policarbonato aumenta quando esse produto está em presença constante de água. Isso ocorre devido ao grupo carbonato (CO_3^{2-}), que é muito sensível à hidrólise, presente na cadeia principal desse polímero.

Muitos compostos químicos orgânicos podem atuar como solventes para os policarbonatos e acelerar a sua degradação (WIEBECK & HARADA, 2005). Essa degradação também pode ser aumentada devido à presença de microfissuramento sob tensão, que provoca porosidades no PC (WIEBECK & HARADA, 2005). Alguns dos compostos que podem atuar como solvente são hidrocarbonetos halogenados, cetonas, hidrocarbonetos aromáticos, aminas e detergentes e agentes de limpeza

fortemente alcalinos (WIEBECK & HARADA, 2005).

No estudo de Mercea (2009), o pH apresentou uma forte correlação com a migração de BPA, uma mudança no pH de 2,5 para 10,1 provocou uma mudança no teor de migração do BPA de 0,13 para 40 $\mu\text{g}/\text{dm}^2$. Também foi observado que a idade do PC acelera a migração de BPA.

Os resultados obtidos por Nam *et al* (2010) em mamadeiras de policarbonato mostraram que um aumento na temperatura e o uso prolongado aumentam a hidrólise do polímero e maior liberação de BPA.

2.7.3. Presença de BPA em matrizes ambientais

O BPA tem sido encontrado em diversas matrizes, tais como ar atmosférico, águas superficiais, água potável, afluentes e efluentes de estação de tratamento de esgoto e no lixiviado de aterro (MICHALOWICZ, 2014).

O BPA pode entrar na água superficial por diversas rotas incluindo efluentes industriais, efluentes do tratamento de esgoto e disposição e tratamento de resíduos. Já na água subterrânea a contaminação é menos direta, podendo ser devido a aterros sanitários, fossas sépticas, esgoto e mistura com água superficial (BHANDARI, 2015).

Diversos estudos reportam a presença de BPA no lixiviado de aterro sanitário (GONG *et al*, 2014; FRANÇA, 2016; BAHRAMIFAR *et al*, 2014). A faixa de concentração desse micropoluentes nessa matriz tem sido relatada na literatura na faixa de 0,13 a 17200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (YAMAMOTO *et al*, 2001, BEHNISCH *et al*, 2001). A Tabela 3 apresenta uma compilação dos resultados encontrados de BPA em lixiviado.

Tabela 3 – Concentrações de BPA encontradas no lixiviado de aterro.

Concentração ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	País	Referência
0,149 – 12,3	Japão	Yasuhara <i>et al</i> (1997)
Presente	Brasil	Nascimento Filho <i>et al</i> (2001)
0,13	Japão	Behnisch <i>et al</i> (2001)
1,3 – 17200	Japão	Yamamoto <i>et al</i> (2001)
3.610	Alemanha	Coors <i>et al</i> (2003)
nd – 2.800	Japão	Urase & Miyashita (2003)
26 – 8.400	Japão	Urase & Miyashita (2003)
<0,05 – 4.960	Japão	Sakamoto <i>et al</i> (2004)
<0,05 – 494	Japão	Sakamoto <i>et al</i> (2004)
16 – 35,3	China	Deng <i>et al</i> (2006)
0,18 – 4.300	Países Asiáticos	Teuten <i>et al</i> (2009)
33,46	Itália	Baderna <i>et al</i> (2011)
nd – 105	Japão	Kamata <i>et al</i> (2011)
3,6	China	Gong <i>et al</i> (2014)
26,83	Brasil	Viecelli <i>et al</i> (2014)
101,1 – 125,8	Irã	Bahramifar <i>et al</i> (2014)
Presente	Brasil	Araújo (2015)
Presente	Brasil	Rigobello <i>et al</i> (2015)
74,1 – 1513	Brasil	França (2016)

Urase e Miyashita (2003) avaliaram 10 aterros com diferentes características durante sete anos e observou que a concentração de BPA diminui com o tempo em aterros que possuem alta DQO.

Os estudos de Nascimento Filho *et al* (2001), Araújo (2015) e Rigobello *et al* (2015) identificaram a presença de BPA no lixiviado, mas não conseguiram quantificar o BPA em suas amostras. Nascimento Filho *et al* (2001) e Rigobello *et al* (2015) realizaram estudos qualitativos com objetivo de avaliar a presença de compostos orgânicos presentes em aterros sanitários. Araújo (2015) utilizou EFS e CG/MS para avaliar a presença de bisfenol A e outros DEs. Nesse estudo foi relatada dificuldade durante a extração em fase sólida (EFS), devido ao entupimento do cartucho, e problemas para quantificar o BPA, sendo assim apenas confirmada a presença do mesmo.

No Brasil, França (2016) avaliou a presença de BPA no lixiviado de três aterros sanitários, encontrando concentrações de BPA médias de 1415,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 1046,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 74,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente no aterro sanitário de Seropédica, aterro sanitário de Nova Iguaçu e no lixão encerrado da Marambaia.

A grande variação nas concentrações de BPA no lixiviado pode ser explicada pelas diferenças na composição gravimétrica dos resíduos, idade do aterro, tipo de resíduos que o aterro recebe, índice pluviométrico (URASE & MIYASHITA, 2003).

Outros estudos mostram que o BPA está presente no esgoto doméstico no Brasil e no mundo (FROEHNER *et al*, 2011; LEE & PEART, 2000; QUEIROZ *et al*, 2014; SODRÉ *et al*, 2010). Na Tabela 4 estão as concentrações de BPA no esgoto sanitário bruto encontradas em diversos trabalhos. O esgoto tratado também tem sido alvo de diversos estudos (CLARA *et al*, 2005; SODRÉ *et al*, 2010; GATIDOU *et al*, 2007; SAMARAS *et al*, 2013).

Tabela 4 – Concentrações de BPA encontradas no esgoto bruto.

Concentração ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	País	Referência
0,08 – 4,98	Canadá	Lee & Peart (2000)
0,23 – 149,2 ⁱ	Canadá	Lee & Peart(2000)
0,018 – 0,16	Alemanha	Fromme <i>et al</i> (2002)
0,72 – 2,376	Áustria	Clara <i>et al</i> (2005)
0,14 – 2,847	Austrália	Tan <i>et al</i> (2007)
0,378 – 0,89	Reino unido	Jiang <i>et al</i> (2005)
nd – 1,01	Grécia	Gatidou <i>et al</i> (2007)
0,062 – 0,16	Itália	Balest <i>et al</i> (2008)
<0,14 – 2,14	Grécia	Stasinakis <i>et al</i> (2008)
0,173 - 0,694	Austrália	Ying <i>et al</i> (2008)
0,222 – 1,163	Reino Unido	Kasprzyk-Horden <i>et al</i> (2009)
8,6	Brasil	Sodré <i>et al</i> (2010)
0,97 – 88,31	Brasil	Froehner <i>et al</i> (2011)
0,673 – 1,168	China	Zhou <i>et al</i> (2012)
0,52 – 1,59	Grécia	Samaras <i>et al</i> (2013)
0,165	Brasil	Queiroz <i>et al</i> (2014)

nd – não

i – Esgoto Industrial – Esgoto Industrial

As concentrações de BPA encontradas ficaram na faixa de 0,018 a 88,31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (FROMME *et al.*, 2002; FROEHNER *et al.*, 2011). As maiores concentrações de BPA foram encontradas no Brasil por Sodré *et al.* (2010) na região metropolitana de Campinas/SP e por Froehner *et al.* (2011) na cidade de Curitiba/PR.

Lee e Peart (2000) fizeram um vasto estudo nas esta es de tratamento de esgoto doméstico e industrial do Canadá e observou que a concentra o de BPA no esgoto industrial   muito maior que no esgoto doméstico.

As concentra es dos micropoluentes no esgoto bruto dependem do  ndice pluviométrico no período amostrado. Segundo Kasprzyk-Hoedem *et al.* (2009), as concentra es dos micropoluentes dobraram quando as vazões afluentes a ETE estiveram duas vezes menores no período de estiagem. Da mesma forma, a chuva influenciou nas concentra es de micropoluentes nos corpos receptores, que de uma maneira geral ficaram consideravelmente maiores em condi es de tempo seco e mais baixas no período chuvoso devido   dilui o das águas dos rios com as chuvas.

As concentra es de BPA no esgoto tratado estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentra es de BPA encontradas no esgoto tratado.

Concentra�o ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	País	Referência
0,004 – 0,038	Japão	Nakada <i>et al.</i> (2004)
0,016 – 1,53	Áustria	Clara <i>et al.</i> (2005)
0,012 – 0,145	Austrália	Jiang <i>et al.</i> (2005)
nd – 0,22	Grécia	Gatidou <i>et al.</i> (2007)
<0,14 – 1,10	Grécia	Stasinakis <i>et al.</i> (2008)
0,012 – 0,149	Austrália	Ying <i>et al.</i> (2008)
7,9	Brasil	Sodré <i>et al.</i> (2010)
0,031 – 0,237	Reino Unido	Kasprzyk-Horden <i>et al.</i> (2009)
nd - 0,02	Brasil	Froehner <i>et al.</i> (2011)
0,29 – 2,45	Espanha	Cases <i>et al.</i> (2011)
0,084	China	Zhou <i>et al.</i> (2012)

nd – não detectado

As concentrações de BPA no esgoto tratado são menores que no esgoto bruto indicando que o tratamento de efluentes reduz a quantidade de micropoluentes lançados no corpo receptor. Em alguns trabalhos não foi detectado BPA no efluente. A faixa de concentração encontrada foi de 0,004 a 7,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (NAKADA *et al*, 2004; SODRÉ *et al*, 2010), no entanto o valor encontrado por Sodré *et al* (2010) é muito maior que o encontrado por outros autores. A concentração máxima de BPA encontrada quando não levamos em consideração o valor de Sodré *et al* foi de 2,45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (CASES *et al*, 2011).

As concentrações de BPA no esgoto tratado podem variar com a tecnologia de tratamento utilizado e a concentração inicial de BPA (CLARA *et al*, 2005; KASPRZYK-HORDEN *et al*, 2009).

Um das formas de remoção do bisfenol A em uma ETE é através da sorção do BPA (CLARA *et al*, 2004). Dessa forma, parte do BPA presente na fase líquida é adsorvida pelo lodo. Vários autores têm pesquisado a presença do BPA no lodo em diferentes condições (BOONNORAT *et al*, 2014; FROEHNER *et al*, 2011; GATIDOU *et al*, 2007; LEE & PEART (2000); LEE *et al* (2015); SAMARAS *et al*, 2013; ZHOU *et al*, 2012). A Tabela 6 apresenta os valores encontrados de BPA em lodo.

Tabela 6 – Concentrações de BPA encontradas no lodo de ETE.

Concentração (ng.g^{-1})	País	Referência
33 – 36700	Canadá	Lee & Peart (2000)
4 – 1.393	Alemanha	Fromme <i>et al</i> (2002)
3,78 – 74,4	Canadá	Chu <i>et al</i> (2005)
3,8 – 23,1	Austrália	Tan <i>et al</i> (2007)
620	Grécia	Gatidou <i>et al</i> (2007)
<560 – 1750	Grécia	Stasinakis <i>et al</i> (2008)
150 – 9630	Brasil	Froehner <i>et al</i> (2011)
nd – 680	Espanha	Dorival-García <i>et al</i> (2012)
300 – 1620	China	Zhou <i>et al</i> (2012)
nd – 3910	Grécia	Samaras <i>et al</i> (2013)
0,42 – 152	China	Song <i>et al</i> (2014)
0,046 – 25.600	Coreia	Lee <i>et al</i> (2015)

nd – não detectado

A faixa de concentração de BPA em lodo seco relatada nesses trabalhos foi de 0,42 a 33.700 ng.g⁻¹. As maiores concentrações foram encontradas por Lee e Peart(2000) no Canadá e por Lee *et al* (2015) na Coreia, respectivamente 33,7 µg.L⁻¹ e 25,6 µg.L⁻¹.

Clara *et al* (2004) avaliou a adsorção de BPA em lodo de ETE e constatou que a dessorção ocorre em valores de pH elevado, acima de 10, e também observou que a degradação é dependente do tempo de retenção hidráulico (TRH) do sistema, principalmente para sistemas que operam com alta carga.

Lee *et al* (2015) avaliou a presença de BPA e outros bisfenóis no lodo de ETEs da Coreia. O BPA foi o bisfenol mais detectado com presença em 97,5% das amostras. A média de valores encontrados foi de 1520 ng.g⁻¹ de lodo seco. Foram observadas altas concentrações nos lodos de estações de tratamento de efluentes industriais. As maiores concentrações de BPA foram encontradas nas estações de tratamento que recebem efluente da indústria de papel.

2.7.4 Toxicidade do BPA

Alguns estudos avaliaram o risco toxicológico para as comunidades aquáticas na presença de BPA. Crain *et al* (2007) afirmam que a concentração de BPA não deve ultrapassar 0,03 µg.L⁻¹ para que 95% dos organismos aquáticos expostos não apresentem os efeitos da toxicidade crônica, como a interrupção da ativação das gônadas.

Oehlmann *et al* (2006) avaliaram a superfeminização na espécie de caracol *M. comuarietis* e observaram que o BPA induz a superfeminização dessa espécie a partir de 7,9 ng.L⁻¹.

Lahnsteiner *et al* (2005) estudaram o efeito do BPA no *Salmo trutta*, espécie de peixe europeu, e encontrou que concentrações de 1,75 a 2,40 µg.L⁻¹ levaram à diminuição da qualidade do esperma. No mesmo estudo, observou-se um atraso na ovulação das fêmeas começando com a menor dose testada (1,75 µg.L⁻¹), não se observou ovulação no grupo exposto a 5 µg.L⁻¹ de BPA e não foram observados efeitos da concentração de BPA na qualidade dos ovos.

Em humanos, pesquisas têm mostrado o potencial do bisfenol A de interferir

na atividade do hormônio tireoidiano, em induzir a proliferação de células de câncer de próstata e em impedir a síntese de testosterona quando presente em doses muito baixas (partes por trilhão) (BALLESTEROS-GÓMES *et al*, 2009). Também apresenta potencial causador de câncer de próstata, doenças cardiovasculares, diabetes tipo 2, desequilíbrio hormonal, alterações nas enzimas hepáticas (OLMEZ-HANCI & DURSUN, 2015)

Assim, as comunidades aquáticas que recebem lixiviado e esgoto bruto estão sendo diretamente afetadas pelas concentrações de BPA. Apesar do esgoto bruto ter concentrações consideravelmente menores que o lixiviado, ambos podem causar toxicidade crônica ou aguda nesses organismos. O tratamento adequado se faz necessário para minimizar esses efeitos.

2.7.5 Legislação relativa ao BPA

Alguns países, como Canadá, Dinamarca, França e Brasil, proibiram a produção de mamadeiras usando polímeros à base de BPA, devido à migração do BPA de policarbonatos e de sua toxicidade (MICHALOWICZ, 2014; BERNARDO *et al*, 2015).

O Canadá, em 2008, foi o primeiro país a banir o uso de policarbonatos para a fabricação de mamadeira e estabeleceu limites para BPA em latas de produtos infantis. No Brasil, essa proibição ocorreu através da Resolução RDC 41/2011 do Ministério da Saúde (MS, 2011).

Em relação ao lançamento de efluentes contendo BPA, a resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), legislação em vigor no Brasil que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes, ainda não trata do teor de BPA admissível para o lançamento de efluentes.

Na União Europeia, a legislação que aborda a qualidade das águas dos rios é atualmente a Diretiva 2013/39/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto de 2013. No entanto, apesar desse documento ter alguns desreguladores endócrinos na lista de substâncias que apresentam risco significativo para o meio aquático, tais como nonilfenol (NP), Di(2-etilhexil) ftalato (DEHP) e o 17 α etinilestradiol, o BPA não está incluído nessa diretiva. Já nos Estados Unidos, os

padrões nacionais de qualidade da água superficial apresentam 150 substâncias, no entanto, o BPA não está entre esses contaminantes (USEPA, 2017).

A legislação que dispõe sobre os padrões de potabilidade da água no Brasil, Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 12/12/2011, também não trata sobre a concentração máxima de BPA na água potável.

Na União Europeia, o documento que trata da qualidade da água para consumo humano é a Diretiva 98/83/CE do Conselho Europeu, de 3 de novembro de 1998, e este não cita o BPA como uma das substâncias que podem trazer risco ao ser humano. O mesmo acontece nos Estados Unidos, em que os padrões para potabilidade estão dispostos no documento EPA 816-F-09-0004, em que uma lista de contaminantes é apresentada e o BPA não está presente (USEPA, 2009b).

Desta forma, as legislações na Europa, nos Estados Unidos e no Brasil ainda não abordam as concentrações máximas de BPA que poderiam ser lançadas nos corpos hídricos. Essa é uma etapa importante para que as estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários comecem a se preocupar com a remoção desse micropoluentes.

2.8 Remoção de BPA no tratamento de efluentes

O objetivo principal dos sistemas de tratamento de efluentes é a redução da carga de poluentes orgânicos e, eventualmente, nutrientes e microrganismos patogênicos. A redução de DEs não é uma preocupação dos sistemas de tratamento atuais. As remoções que desses compostos são inerentes a tecnologia de tratamento utilizada (USEPA, 2009a).

Os DE podem ser removidos nas ETEs por diversos mecanismos, dentre eles estão a sorção, biodegradação, transformações químicas, fotodegradação e volatilização (CALIMAN & GAVRILESCU, 2009). Diferentes substâncias possuem diferentes mecanismos de remoção (BOONNORAT *et al*, 2014; WANG & ZHAO, 2014; ZHOU *et al*, 2012). Esses mecanismos são definidos pelas propriedades físico-químicas das substâncias, pela configuração do sistema e pelos parâmetros operacionais (VIRKUTYTE *et al*. 2010).

Diversos trabalhos avaliaram os mecanismos envolvidos na degradação do BPA em ETEs (BOONNORAT *et al*, 2014; BRANDT, 2012; WANG & ZHAO, 2014; ZHOU *et al*, 2012). Todos os trabalhos identificaram que a biodegradação e a sorção são os principais mecanismos envolvidos na remoção de BPA do efluente de uma ETE, sendo a biodegradação o mecanismo de maior impacto em processos aerados (BOONNORAT *et al*, 2014, LIMAM *et al*, 2013).

Segundo Suárez *et al* (2008), a volatilização em sistemas de tratamento aerados é praticamente nula, quando se leva em consideração as taxas de aeração normalmente aplicadas em ETEs. A fotodegradação é um mecanismo pouco importante para remoção de BPA e outros micropoluentes em ETEs, devido ao pequeno percentual de área exposto diretamente ao sol (VIRKUTYTE *et al*, 2010).

Alguns trabalhos avaliaram a remoção de BPA em processos biológicos em condições aeróbias e anaeróbias (BOONNORAT *et al*, 2014; BRANDT, 2012; CLARA *et al*, 2005; WANG & ZHAO, 2014; YING *et al*, 2008). O BPA é altamente biodegradável em ambientes aeróbios (STAPLES *et al*, 1998). Normalmente, as eficiências encontradas nas condições aeróbias são superiores a 85% (CLARA *et al*, 2005; FROEHNER *et al*, 2011; YING *et al*, 2008;). Já em condições anaeróbias o processo biológico, normalmente, não é eficiente (BRANDT, 2012; LIMAM *et al*, 2013). A Tabela 7 apresenta as eficiências de remoção de BPA em processos biológico.

Tabela 7 – Eficiências de remoção de BPA em processos biológicos.

Matriz	Tipo de tratamento	Eficiência de remoção BPA	País	Referência
Lixiviado	Lodo ativado	90 – 99%	Japão	Urase & Miyashita (2003)
Esgoto doméstico	MBR	92,6%	Áustria	Clara <i>et al</i> (2005)
	Lodo ativado	96,5%		
Esgoto doméstico	Filtro biológico	65,5%	Reino Unido	Jiang <i>et al</i> (2005)
	Lodo ativado	97,5%		
Esgoto doméstico	Lodo ativado	92%	Austrália	Ying <i>et al</i> (2008)
	Vala de oxidação	96%		
	Biorreator	92%		
	Sistema de lagoas	20%		
Esgoto doméstico	Lodo ativado	87%	Grécia	Stasinakis <i>et al</i> (2008)
Esgoto doméstico	Lodo ativado	85%	Reino Unido	Kasprzyk-Horden <i>et al</i> (2009)
	Filtro biológico	91%		
Esgoto doméstico	Lodo ativado	99,9%	Brasil	Froehner <i>et al</i> (2011)
	UASB	~100%		
	Lagoa	~100%		
Esgoto doméstico	Lodo ativado	96%	Espanha	Cases <i>et al</i> (2011)
	MBR	92% - 97%		
Esgoto doméstico	UASB	-	Brasil	Brandt (2012)
Esgoto doméstico	Sistema aeróbio	95%	China	Zhou <i>et al</i> (2012)
	Sistema anaeróbio	90%		
	Sistema anóxico	85%		

Matriz	Tipo de tratamento	Eficiência de remoção BPA	País	Referência
Esgoto doméstico	Digestão anaeróbia	60%	França	Limam <i>et al</i> (2013)
Esgoto doméstico	Lodo ativado	55 – 96%	Grécia	Samaras <i>et al</i> (2013)
Esgoto doméstico	Digestão anaeróbia Digestão anóxica		China	Wang & Zhao (2014)
Lixiviado	MBR	99,5%	Tailândia	Boonnorat <i>et al</i> (2014)

Urase e Miyashita (2003) avaliou a remoção de BPA no tratamento de lixiviado em quatro aterros no Japão que utilizavam reator biológico rotativo. As eficiências obtidas usando o processo de lodo ativado ficaram na faixa de 90 a 99%, obtendo concentrações de BPA no efluente menores que $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ usando o processo de lodo ativado.

A tecnologia MBR foi avaliada por Clara *et al* (2005) quanto a remoção de BPA e outros micropoluentes. O trabalho teve como objetivo avaliar uma planta piloto MBR equipada com membrana de ultrafiltração e operando com diferentes idades de lodo. Foram avaliadas três ETEs: a ETE1 operou com processo de lodo ativado convencional em paralelo à planta piloto MBR, com variação da idade do lodo, a ETE2 operou com alta carga e idade de lodo entre 1 e 2 dias e a ETE3 é uma planta de baixa carga com objetivo de remover nutrientes. A remoção de BPA foi superior a 95% para o sistema de lodo convencional e maior que 90% para o MBR. Na ETE3, a remoção foi maior que 80% e na ETE2, em que a idade do lodo ficou entre 1 e 2 dias, a remoção foi ineficiente. Segundo Clara *et al* (2005), esses resultados indicam a dependência da idade do lodo na degradação de BPA. Não foi observado diferença significativa entre as eficiências do processo de lodo ativado e MBR.

Jiang *et al* (2005) e Kasprzyk-Horden *et al* (2009) avaliaram o processo de lodo ativado e o filtro biológico percolador no Reino Unido. Kasprzyk-Horden *et al* (2009) encontrou eficiências de remoção de BPA superiores a 85% para ambos os

processos e não observou diferenças significativas entre eles quanto à remoção de BPA. Já Jiang *et al* (2005) obteve uma eficiência de 97,5% para o processo de lodo ativado e de 65,5% para o filtro biológico percolador. A eficiência encontrada por Jiang *et al* (2005) para o filtro percolador está abaixo dos encontrados em outros trabalhos para processos biológicos aeróbios.

Ying *et al* (2008) estudou quatro ETEs, sendo uma de grande porte em zona urbana operando com processo de lodo ativado e as demais de pequeno porte operando em zonas rurais. Obteve-se como resultado eficiências de remoção superiores a 90% nos processos aeróbios e eficiência de 20% no sistema de lagoas (10 lagoas em série em condições aeróbias e anaeróbias).

Stasinakis *et al* (2008) avaliou seis ETEs na Grécia que utilizaram o processo de lodo ativado. Foram avaliadas ETEs de pequeno e grande porte com vazões diárias na faixa de 30 a 650.000 m³.dia⁻¹. Nesse estudo foram avaliados os afluentes, efluentes e o lodo, também avaliou-se a fase sólida das amostras líquidas para verificar a quantidade de BPA que fica retida durante a filtração das amostras. A eficiência de remoção média de BPA foi de 87±7%. Além disso, verificou-se que no esgoto bruto de 45 a 50% do BPA fica retido na fase sólida e no esgoto tratado cerca de 18 a 35%. Dessa forma, conclui-se que empregar a filtração na etapa de preparação das amostras pode resultar em valores menores que os reais para os DE, em especial o BPA. Identificou-se que nesse estudo os mecanismos responsáveis pela remoção do BPA foram a degradação com 72±10% e a sorção com 15 ± 1%.

Froehner *et al* (2011) avaliou três tecnologias de tratamento, processo de lodo ativado, UASB e lagoa de estabilização para a remoção de bisfenol A e outros micropoluentes. Durante o estudo a concentração de BPA foi avaliada no esgoto bruto e tratado e no lodo. As eficiências de remoção foram superiores a 99,9% nas três tecnologias avaliadas. No processo de lodo ativado as concentrações encontradas foram 84,11 ± 4,2 µg.L⁻¹, 0,02 ± 0,04 µg.L⁻¹ e 9,17 ± 0,46 µg.L⁻¹, respectivamente para o afluente, efluente e lodo.

Cases *et al* (2011) comparou o processo de lodo ativado em ETE com capacidade de 75.000 m³.dia⁻¹ com dois biorreatores com membrana em escala piloto, que operaram com tipos diferentes de membrana. Não foram observadas diferenças significativas nas eficiências de remoção do BPA nas diferentes tecnologias.

Brandt (2012) avaliou a remoção de BPA e outros oito contaminantes em sistemas de tratamento de esgoto sanitário constituído por três reatores UASB. Os reatores UASB operaram em paralelo e com diferentes TRH, respectivamente 5,4 h, 8,7 h e 11,0 h. Observou-se que os reatores UASB foram ineficientes na degradação do BPA, uma vez que as concentrações de BPA nos efluentes foram maiores ou iguais à concentração do esgoto bruto.

A degradação do BPA em condição anaeróbia foi estudada por Limam *et al* (2013) utilizando o isótopo ^{13}C para conhecer sua rota de degradação. Nas condições realizadas nesse estudo não foi observada a degradação do BPA, no entanto Limam *et al* (2013) obtiveram uma remoção de 60% de BPA no efluente, que ocorreu devido ao mecanismo de sorção. Esse resultado está condizente com o encontrado por Wang e Zhao (2014), em que cerca 70% do BPA sofreu sorção em condições anaeróbias.

Zhou *et al* (2012) avaliou o processo biológico com lodo ativado em três diferentes condições de suprimento de oxigênio, aeróbia, anaeróbia e anóxico em uma ETE. Nesse trabalho avaliou-se a remoção de BPA no tratamento primário, no tratamento secundário e no restante do tratamento e verificou-se que a remoção do BPA ocorre efetivamente no tratamento secundário com eficiência maior que 90%. O lodo também foi avaliado e encontrou-se uma concentração de BPA relativamente baixa ($0,3 - 1,62 \mu\text{g.g}^{-1}$) em comparação à concentração no afluente ($920 \mu\text{g.L}^{-1}$). Zhou *et al* (2012) realizou experimentos em bateladas para verificar os mecanismos de remoção envolvidos. Constatou-se que o principal mecanismo é a biodegradação e obteve-se eficiências superiores a 85% nas três condições para um tempo de batelada de 48h.

Samaras *et al* (2013) estudou a remoção de BPA em duas ETEs na Grécia que utilizavam o processo de lodo ativado. Constatou que o principal mecanismo de remoção foi a biodegradação e obteve diferentes eficiências nas duas plantas, uma teve eficiência de $55 \pm 8\%$ e a outra $96 \pm 3\%$.

Wang e Zhao (2014) avaliaram a influência de diversos parâmetros nos mecanismos de degradação do BPA em condições anaeróbias e ausência de nitrato e em condições anóxicas com nitrato. E concluiu que nessas condições a sorção é favorecida, cerca de 70% do BPA fica no lodo, enquanto o restante é degradado. Wang e Zhao também verificaram que a sorção e a degradação são influenciadas pelo SSV e pela temperatura. A sorção é favorecida com a diminuição do SSV ou

diminuição da temperatura, enquanto um aumento no SSV ou na temperatura favorece a degradação. Wang e Zhao (2014) verificou que a degradação do BPA sob condições reduzidas de nitrato é uma boa alternativa para remoção desse composto em ETE.

Boonnorat *et al* (2014) avaliaram a tecnologia MBR para o tratamento de lixiviado quanto à remoção de BPA e outros micropoluentes. O sistema de tratamento operou com dois estágios, um tanque anóxico e outro aeróbio. Foram avaliadas as concentrações de BPA na entrada, na saída e no lodo. A eficiência de remoção total do sistema para o BPA foi de 99,5%. Nas condições anóxicas a eficiência foi de 64,3% e nas condições aeróbias a eficiência foi de 98%. Durante o estudo foi constatado que a biodegradação foi o principal mecanismo de degradação em ambas as condições avaliadas. Os resultados indicam que o BPA é predominantemente removido sob condições aeróbias, o que também é corroborado pelos resultados de Clara *et al* (2005).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES), na Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e foi realizado em duas fases. A fase 1 consistiu no tratamento biológico em reator de lodo ativado operando em regime de batelada - com tempo de duração da batelada de 24 horas e de 6 horas - e a fase 2, no tratamento biológico em reator de lodo ativado operando em regime contínuo utilizando tempo de retenção hidráulica de 6 horas. Em ambas as fases foram usadas três misturas de esgoto/lixiviado, que foram 0% (esgoto puro), 2% (v/v) e 5% (v/v) de lixiviado no esgoto.

3.1 Área de estudo

Neste trabalho utilizou-se o lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica. O aterro entrou em operação em 20 de abril de 2011, sendo projetado para uma vida útil de 17 anos e ocupa uma área de mais de 2 milhões de m². No final de 2014, entrou em operação a estação de tratamento de lixiviado, que tem a capacidade de tratar mil metros cúbicos por dia (LIMA, 2017).

Atualmente, recebe cerca de 10 mil toneladas de resíduos sólidos coletados nas cidades do Rio de Janeiro, Itaguaí e Seropédica e produz em média 791,5 m³ de lixiviado por dia (COMITÊ GUANDU, 2016).

3.2 Reagentes e solventes

Ao longo do trabalho foram usados diversos materiais nas diferentes etapas do processo. A Tabela 8 apresenta os reagentes utilizados para preparação do esgoto sintético e a Tabela 9 apresenta os reagentes utilizados para a extração em fase sólida, cromatografia líquida de alta performance e descontaminação de vidraria.

Tabela 8 – Reagentes usados para a preparação do esgoto sintético.

Reagente	Marca
Peptona de Caseína	Sigma Aldrich
Extrato de Carne	Kasvi
Uréia	Sigma Aldrich
Fosfato monobásico de Potássio P.A.	Vetec
Cloreto de Sódio	Merck
Cloreto de Cálcio di-hidratado	Proquímicos
Sulfato de Magnésio hepta-hidratado	Vetec

Tabela 9 – Solventes utilizados para a extração, cromatografia líquida de alta performance e descontaminação de vidraria.

Solventes	Especificação	Marca
Água ultra pura		Mili Q Millipore
Acetonitrila 99,9%	Grau HPLC	Lobal Chemie
Acetona	Grau HPLC	Tedia
Metanol	Grau HPLC	Merck
Acetato de etila	Grau HPLC	Tedia
Ácido clorídrico		Merck
Hexano 95%	Grau ACS	Tedia
Etanol	Grau ACS	Tedia

3.3 Coleta, armazenamento e preparo das amostras

O lixiviado utilizado era proveniente do Aterro Sanitário de Seropédica, Rio de Janeiro, e foi coletado em março/2016 e em maio/2017. As amostras foram armazenadas a 4°C até a sua utilização. As biomassas aeróbias utilizadas nas fases 1 e 2 foram coletadas de processos de lodo ativado de uma ETE localizada na região metropolitana do Rio de Janeiro e da ETE da FioCruz (RJ), respectivamente.

3.3.1 Esgoto Sintético

Devido ao grande volume de esgoto necessário e às dificuldades de coleta, armazenamento e conservação do esgoto doméstico, em todos os experimentos foi utilizado um esgoto sintético preparado segundo Nascentes (2013), cuja composição está apresentada na Tabela 10. Os reagentes foram avolumados com água da torneira até o volume de 1 litro.

Tabela 10 – Composição do esgoto sintético para DQO média de 600 mg.L⁻¹.

Substâncias	Concentração (mg.L⁻¹)
Peptona de caseína	360
Extrato de carne	250
Ureia	100
Fosfato monobásico de potássio	26
Cloreto de sódio	14
Cloreto de cálcio di-hidratado	8
Sulfato de magnésio hepta-hidratado	4

Fonte: Nascentes, 2013.

Na fase 1, a água da torneira foi previamente coletada e armazenada em galão de 20 litros, de modo a minimizar as possíveis variações da rede de abastecimento.

3.3.2 Preparação da solução padrão de BPA

A solução padrão estoque foi preparada na concentração de 10 µg.L⁻¹ em acetonitrila. Utilizou-se balão volumétrico de 200 mL e 2 mg de bisfenol A da Sigma Aldrich com teor de pureza ≥99%. A solução foi armazenada a 4°C e utilizada para dopar o esgoto sintético utilizado nas fases 1 e 2.

3.3.3 Preparação das misturas lixiviado e esgoto

Foram preparadas três misturas de esgoto e lixiviado para alimentação dos reatores, conforme descrito na Tabela 11. Todas as misturas de lixiviado/sgoto foram realizadas em balão volumétrico de 1 litro.

Tabela 11 – Descrição das misturas de esgoto e lixiviado afluente nos reatores operados em batelada e regime contínuo.

Misturas		Descrição dos afluentes
0%	100%	de esgoto sintético
2%	2%	de lixiviado e 98% de esgoto sintético
5%	5%	de lixiviado e 95% de esgoto sintético

Ao esgoto sintético, foram adicionados 100 µL da solução estoque de bisfenol A, de modo que tivesse uma concentração inicial de 100 ng.L⁻¹ de BPA.

Os percentuais de lixiviado foram baseados em trabalhos anteriores, que indicam que o tratamento combinado é eficiente para pequenos percentuais de lixiviado.

3.4 Caracterização físico-química

3.4.1 Parâmetros físico-químicos

A Tabela 12 apresenta os parâmetros físico-químicos analisados durante as fases 1 e 2 deste trabalho e sua respectiva metodologia descrita em APHA (2012).

Tabela 12 – Parâmetros físico-químicos, equipamentos e metodologia.

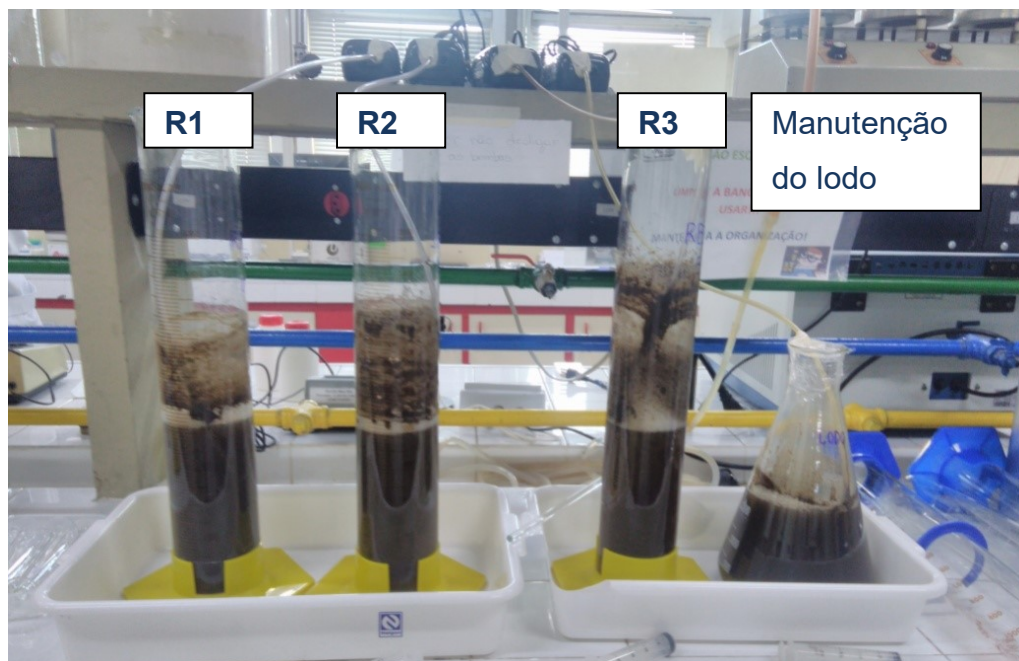
Parâmetros	Equipamento (Marca/Modelo)	Metodologia
Absorbância a 254 nm	Espectofotômetro (Shimadzu/UV-1800)	5910B
Cloreto (mg Cl.L ⁻¹)	-	4500-Cl B
Carbono orgânico dissolvido (COD) (mg.L ⁻¹)	(Shimadzu/ TOC –V CPN)	5310B
Condutividade (S.cm ⁻¹)	Condutivímetro (MS Tecnopon instrumentação/mCA 150)	2510B
Cor aparente e real (units Pt.Co ⁻¹)	Espectofotômetro (HACH/DR 2800)	2120C
Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ .L ⁻¹)	Digestor de DQO (HACH/DRB 200) e espectrofotômetro (HACH/DR 2800)	5220D
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	Eletrodo íon-seletivo de amônia (Thermo electron corporation/ Orion 290A+)	4500-NH ₃ D
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg O ₂ .L ⁻¹)	Oxímetro (Termo electron corporation/Orion 3 Star)	4500-O G
pH	pHmêtro (Quimis/QH0045)	4500-H+ B
Sólidos suspensos totais (SST) e Sólidos suspensos voláteis (SSV) (mg.L ⁻¹)	Bomba de vácuo, estufa, mufla, balança analítica e aparatos de filtração	2540C
Turbidez (NTU)	Turbidímetro (C.G.C)	2130B

3.5 Reator de lodo ativado em regime de batelada – Fase 1

Os reatores em batelada foram montados em provetas de 2 litros, em que 1 litro foi utilizado como volume útil. O volume de lodo ativado usado nos 3 reatores (R1, R2 e R3) foi de 200 mL de lodo e os 800 mL restantes foram completados pelas misturas de lixiviado e esgoto sintético de 0%, 2% e 5%, respectivamente. Os reatores foram aerados por bombas de difusão de ar com pedras porosas. A aeração foi contínua ao longo das bateladas, sem pausa para coleta de amostras, com exceção da coleta ao final das bateladas, em que foi necessário um período de 20 minutos para a decantação do lodo e retirada de todo o sobrenadante. A retirada do sobrenadante foi realizada através de mangueiras posicionadas logo acima da fase sólida, de modo a garantir que só a fase líquida fosse removida. Após a retirada do sobrenadante ao final das bateladas, um novo afluente a ser tratado, com as mesmas misturas, era colocado no interior do reator. A Figura 11 apresenta os reatores em operação.

Ao longo desta etapa foi mantido um reator de controle, que teve a função de ser um estoque de lodo, caso houvesse necessidade de reposição de lodo durante os experimentos. Este reator foi alimentado apenas com esgoto sintético e aerado durante todo o período da fase 1.

Figura 11 – Reatores operando em regime de batelada (R1, R2 e R3) na fase 1.



Os reatores na fase 1 foram operados por 15 dias consecutivos, no período de 18 de outubro de 2016 a 1º de novembro de 2016. Durante esse período foram realizadas bateladas monitoradas (BM) e não monitoradas. As amostras foram coletadas para análise somente nas bateladas monitoradas. Foram realizadas 6 bateladas monitoradas, sendo três com duração de 24 horas e três com duração de 6 horas. Nas bateladas monitoradas, as coletas de amostras aconteceram a cada 3 horas, e nas bateladas não monitoradas os reatores operavam com as misturas de 0%, 2% e 5% e aeração, mas nenhuma análise foi realizada.

3.5.1 Análises realizadas no reator biológico em regime de batelada

Foram coletadas amostras dos reatores, R1, R2 e R3 para o monitoramento do tratamento biológico. Foram realizadas análises de DQO, absorvância a 254 nm, COD de amostras dos sobrenadantes dos reatores, SST e SSV de amostras do interior dos reatores..

No início de cada batelada monitorada, no período de 0 h (após 20 minutos de aeração), foi retirada uma alíquota de 40 mL de cada reator. Com essa

quantidade de amostra, foram realizadas as análises de DQO, COD, absorvância a 254 nm, SST e SSV. Alíquotas de 10 mL foram retiradas de cada reator nos períodos de 3, 6 e 9 horas para análise de DQO nas bateladas monitoradas 1, 2 e 3 que tiveram duração de 24 horas. Nas bateladas monitoradas 4, 5 e 6, que tiveram duração de 6 horas, essa alíquota foi retirada no período de 3 horas. A Tabela 13 apresenta as bateladas monitoradas e seus respectivos tempos de batelada e de retirada de amostras.

Tabela 13 – Bateladas monitoradas e seus respectivos tempos de batelada e de retirada de amostras.

Bateladas monitoradas	Tempo da batelada (h)	Retirada de amostras e análises realizadas
1, 2 e 3	24	0h e 24h – DQO, COD, absorvância a 254 nm, SSV e SST. 3h, 6h, 9h e 24h – DQO
4, 5 e 6	6	0h e 6h – DQO, COD, absorvância a 254 nm, SSV e SST. 3h – DQO

Ao final de cada batelada monitorada, uma alíquota de 40 mL era retirada para realização das análises de DQO, COD, absorvância a 254 nm, SST e SSV finais. Em seguida a aeração era desligada por 20 minutos, para decantação do lodo e retirada do sobrenadante. Parte dos efluentes tratados foram coletados em vidro âmbar, acidificados com ácido clorídrico até pH 2 e armazenados a 4°C para posterior extração em fase sólida (EFS) e quantificação de bisfenol A por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE/FLU) que será apresentado no item 3.7 e o restante foi descartado.

3.6 Reator de lodo ativado em regime contínuo – Fase 2

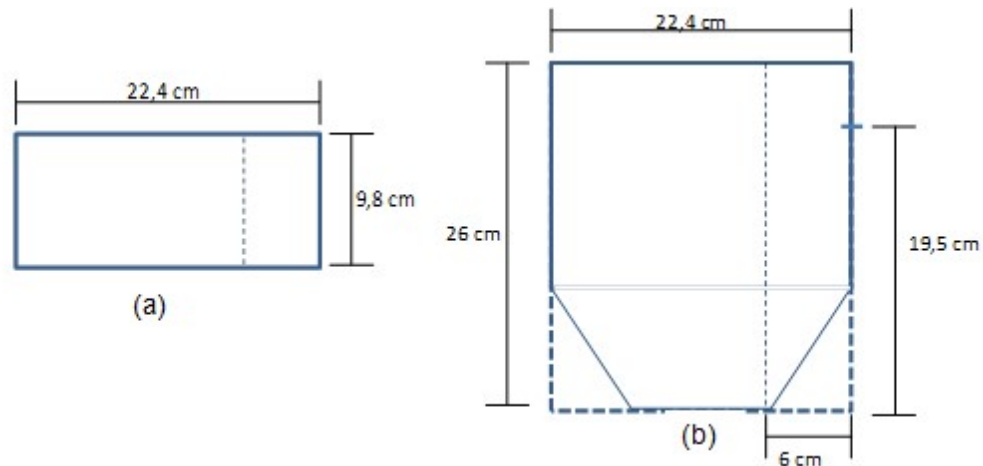
O sistema de lodo ativado operado em modo contínuo consistiu em: tanques de alimentação, reatores (R1 e R2), bomba de alimentação e tanques de saída, conforme apresentado na Figura 12.

Figura 12 – Reatores de lodo ativado operados em modo contínuo em escala de bancada – fase 2.



Foram utilizados 2 reatores biológicos em escala de bancada, em acrílico transparente, com volume total de 3,8 L. Os reatores foram baseados no modelo de Eckenfelder (1989) e possuíam 2 compartimentos: o tanque de aeração com 2,8 L e o decantador com 1 L. A Figura 13 apresenta as dimensões dos reatores.

Figura 13 – Dimensões dos reatores. (a) Vista superior. (b) Vista lateral.



Os tanques de alimentação e de saída de cada reator foram bombonas polietileno de alta densidade (PEAD), com 20 L e 50 L, respectivamente. Para alimentação dos reatores foi utilizada uma bomba peristáltica de canal duplo modelo BP600, da Milan ®, com regulação de vazão. O suprimento de ar foi realizado através de compressores de ar modelo LB-7000 ligados a mangueiras de silicone com pedras porosas nas pontas.

No reator 1 utilizou-se apenas esgoto sintético e no reator 2 foram utilizadas as misturas de lixiviado/esgoto de 2% e 5%.

3.6.1 Condições operacionais no reator biológico em regime contínuo

Durante a fase de operação em regime contínuo, os reatores foram mantidos com TRH de 6 horas. A vazão foi medida diariamente através de proveta de 10 mL e cronômetro, com o objetivo de manter a vazão necessária para o TRH de 6 horas, que era de $0,115 \text{ mL} \cdot \text{seg}^{-1}$. O pH, temperatura e oxigênio dissolvido foram aferidos diariamente. O pH foi mantido na faixa de 6 a 8 e corrigido quando necessário.

As condições operacionais para o tratamento biológico foram definidas com base na classificação de lodo ativado definida por Von Sperling (2016) e optou-se pelo sistema convencional. A idade do lodo foi definida em 10 dias. O controle da idade do lodo foi realizado por meio de descartes diários de lodo direto do tanque de aeração. O IVL foi medido semanalmente em proveta de 250 mL.

Os reatores biológicos operados em regime contínuo operaram por 111 dias e a operação foi dividida em três etapas, que estão detalhadas na Tabela 14.

Tabela 14 – Descrição das etapas de operação do reator em regime contínuo.

Etapas	Período	Descrição da etapa
1	15/05/2017 – 22/06/2017	Aclimação do lodo
2	23/06/2017 – 03/08/2017	R2 – operando com mistura esgoto/lixiviado de 2%
3	07/08/2017 – 01/09/2017	R2 – operando com mistura esgoto/lixiviado de 5%

Durante as três etapas, o reator 1 (R1) operou com esgoto sintético puro e o reator 2 (R2) operou com mistura lixiviado/esgoto durante as etapas 2 e 3.

3.6.2 Estudo Hidrodinâmico dos Reatores Contínuos

O conhecimento da hidrodinâmica dos reatores biológicos é importante para projetos de bancada, de maneira a validar o reator de bancada como um reator de mistura perfeita. Assim, determinou-se a distribuição do tempo de residência, o tempo de mistura do tanque e o coeficiente global de oxigênio.

3.6.2.1 Distribuição do tempo de residência (DTR)

O comportamento hidrodinâmico dos reatores foi avaliado pelo método de estímulo e respostas, utilizando-se cloreto de sódio (NaCl) como traçador salino. Para realização desse teste, foi necessário preparar uma curva de calibração de concentração de NaCl *versus* condutividade e, posteriormente, o acompanhamento da condutividade na saída dos reatores.

Para realização da curva de calibração foram preparadas cinco soluções de diferentes concentrações de NaCl utilizando água da torneira. As concentrações de NaCl em mg.L^{-1} utilizadas foram 0, 20, 100, 250 e 500. Em seguida, a condutividade de cada solução foi determinada por condutivímetro.

O teste de DTR foi realizado com o reator operando em modo contínuo e com aeração. O traçador salino foi injetado no reator de modo que a concentração no reator atingisse 500 mg.L^{-1} de NaCl. Essa solução foi injetada na entrada do reator na forma de pulso instantâneo com o auxílio de uma seringa de 50 mL. Na saída do reator a condutividade foi monitorada a cada 5 minutos, durante um período de 6 horas.

Os dados de condutividade obtidos foram convertidos para concentração de NaCl utilizando a curva de calibração. O resultado desse teste foi um gráfico de concentração de NaCl *versus* tempo.

3.6.2.2 Tempo de Mistura

Para a determinação do tempo de mistura foi utilizado o método de estímulo e resposta com traçador salino de NaCl. Esse teste foi realizado sem alimentação e com aeração ligada. O traçador salino foi injetado no fundo do reator, na forma de pulso instantâneo com o auxílio de uma mangueira e uma seringa, de modo que a concentração no interior do reator atingisse 500 mg.L^{-1} . A medição da condutividade foi realizada no topo do reator, próximo à saída. Os valores foram monitorados em intervalos de 5 segundos até serem obtidos valores de condutividade constante. Posteriormente, os dados foram convertidos em concentração de NaCl.

3.6.2.3 Coeficiente Global de Transferência de Oxigênio (K_La)

O coeficiente global de transferência de oxigênio avalia a capacidade do sistema de aeração de transferir oxigênio para o reator (FRANCO, 2009). Para avaliar a capacidade oxigenante do sistema, foi utilizado o método de

desoxigenação da água utilizando sulfito de sódio e cloreto de cobalto, descrito em ASCE (2006).

O teste foi realizado nos reatores sem alimentação e em 3 etapas. Primeiramente, o reator ficou com o sistema de aeração ligado e teve o OD medido por meio de oxímetro, o valor encontrado foi de 9,2 mg O₂.L⁻¹. Em seguida, foi adicionado sulfito de sódio e cloreto de cobalto (catalisador), com a aeração desligada, de modo ao sulfito de sódio consumir todo o oxigênio presente no meio. E por último, após o oxigênio ser totalmente consumido, a aeração foi religada e o OD no reator foi monitorado a cada 5 segundos até ficar constante e atingir o valor de OD inicialmente medido.

A quantidade de sulfito de sódio necessária para consumir todo o oxigênio foi calculada pela estequiometria da reação de desoxigenação através de sulfito de sódio, apresentada na Equação 6. Utilizou-se a concentração de oxigênio de 9,2 mg.L⁻¹ e o volume do reator de 3,8 L. A quantidade de sulfito de sódio adicionada ao reator foi de 330,4 g, considerando excesso de 20%. A quantidade de cloreto de cobalto adicionada teve o objetivo de atingir uma concentração mínima no reator de 1,5 mg.L⁻¹ de Co²⁺, que equivale a 3,3 mg.L⁻¹ de CoCl₂. Assim, foram adicionados 15 g de cloreto de cobalto.

A Equação 6 (JORDÃO & PESSOA, 2017) define como ocorre a transferência de oxigênio nas condições do teste.

$$\frac{dC}{dt} = K_L a \cdot (C^* - C) \quad (6)$$

Onde:

C* = concentração de saturação de O₂ no reator, (mg.L⁻¹);

C = concentração de O₂ dissolvido no reator, (mg.L⁻¹);

K_La = coeficiente global de transferência de O₂, (h⁻¹);

K_L = coeficiente de transferência de O₂ associado à interface, (m.h⁻¹);

a = razão da área de troca pelo volume da fase líquida, (m⁻¹);

t = tempo (h).

Integrando a Equação 6, temos a Equação 7.

$$\ln \left[\frac{(C^* - C)}{C^*} \right] = -K_L a \cdot t \quad (7)$$

O valor de $K_L a$ é o coeficiente angular da reta obtida pelo gráfico da Equação 7. A faixa de tempo utilizado para a construção desse gráfico foi do momento em que o sistema de aeração foi ligado até o OD atingir 85% do valor máximo.

3.6.3 Análises realizadas no reator biológico operado em regime contínuo

Foram realizadas análises de demanda química de oxigênio (DQO), absorvância a 254 nm, carbono orgânico dissolvido (COD), nitrogênio amoniacal na entrada e saída do reator. Os sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) foram analisados de amostras coletadas no tanque de aeração. Os reatores foram operados por 111 dias consecutivos, no período de 15 de maio de 2017 a 02 de setembro de 2017. A Tabela 15 apresenta os parâmetros físico-químicos e operacionais e a frequência que foram determinados.

Tabela 15 – Parâmetros físico-químicos *versus* frequência de análises realizadas durante o regime contínuo.

Parâmetros físico-químico e operacionais	Frequência
Vazão	1x/dia
Temperatura	1x/dia
OD	1x/dia
pH	1x/dia
DQO	2x/sem
Abs 254 nm	2x/sem
COD	2x/sem
Nitrogênio Amoniacal	2x/sem
Sólidos (SST e SSV)	1x/sem

3.7 Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

A quantificação do BPA foi realizada por meio da cromatografia de alta eficiência com detector de fluorescência (CLAE/FLU). Para aumentar a eficiência desse método e evitar a presença de contaminantes, as etapas de descontaminação da vidraria, filtração e extração em fase sólida foram necessárias.

3.7.1 Limpeza da vidraria

Todas as vidrarias utilizadas para coleta de amostra para análise da concentração de BPA, bem como as usadas ao longo do processo de extração foram submersas em uma solução a 5% de um concentrado tensoativo (Extran®, Merck) por no mínimo 24 horas. Em seguida, foram enxaguadas 10 vezes com água da torneira para remoção dessa solução. Posteriormente, a vidraria foi limpa com solventes, que consistia em: rinsar 1 vez com hexano (grau ACS, Tedia), 5 vezes com água ultra pura (Millipore ®), 1 vez com etanol (grau ACS, Tedia) e 5 vezes com água ultra pura. Em seguida, foram colocadas em estufa a 60°C por pelo menos 4 horas para secagem, com exceção dos materiais volumétricos como proveta, balão volumétrico e pipeta, que foram secos naturalmente.

3.7.2 Filtração das amostras de afluente e efluente dos reatores das fases 1 e 2

Para a filtração das amostras com ajuste prévio a pH 2, foi utilizado um sistema de filtração apresentado na Figura 14. Esse sistema possuía uma bomba a vácuo, um funil de büchner e um kitassato. Foi utilizada uma membrana de acetato de celulose 0,45 µm (HAWP047000, Merck Millipore Ltd) para remoção de SST. O volume foi medido com auxílio de proveta e o filtrado foi posteriormente armazenado em frasco âmbar para EFS.

Figura 14 – Aparato para filtração.



3.7.2.1 Extração do Lodo

A biomassa aeróbia foi coletada dos reatores biológicos nas fases 1 e 2. Na fase 1, a coleta aconteceu em dois momentos – antes da primeira batelada e após a última batelada. Na fase 2, o lodo foi coletado antes do início da operação dos reatores em regime contínuo e semanalmente até o fim dos experimentos. O lodo coletado foi armazenado a -14°C para posterior análise.

Para a extração do lodo foi utilizada uma metodologia baseada na extração de sedimentos de Liu *et al* (2004). O lodo, após ser descongelado, foi centrifugado durante 15 minutos com velocidade de 1510 rpm, o sobrenadante foi descartado e então uma alíquota de 2,5 g de lodo úmido foi separada em um frasco de centrifuga. Após essa etapa, adicionou-se 10 mL de metanol (grau HPLC). A amostra permaneceu por 5 minutos no ultrassom, em seguida foi para a centrifuga com velocidade de 2500 rpm durante 5 minutos. O sobrenadante foi recolhido em balão volumétrico de 200 mL. Essa etapa se repetiu por duas vezes. O volume do balão

volumétrico foi completado com água ultrapura. Essa amostra foi acidificada a pH 2 com ácido clorídrico e em seguida realizou-se a EFS conforme procedimento descrito no item 3.7.3.

3.7.3 Extração em fase sólida (EFS)

A Tabela 16 apresenta os volumes de extração adotados para cada tipo de matriz.

Tabela 16 – Matrizes utilizadas e seus respectivos volumes de extração.

Volume (mL)	Matriz
500	Misturas 0%, 2% e 5%
50	Lixiviado
200	Lodo

A EFS foi realizada na capela, em Manifold da Agilent Technologies®, sob vácuo a uma vazão de 3 mL.min⁻¹. Foram utilizados cartuchos STRATA X (Phenomenex®) de 6 mL, cujo sorvente é polimérico com cadeia lipofílica e a massa de sorvente no cartucho é 500 mg. A metodologia utilizada para a extração e suas etapas estão descritas a seguir:

1) Condicionamento do cartucho: foi utilizada a metodologia descrita por Rodrigues (2012). Foram adicionados 5 mL de acetato de etila, 5 mL de metanol e 5 mL de água ultra pura, nessa ordem. Mantendo sempre uma fina película de líquido acima da fase sólida do cartucho de modo a evitar ressecamento dos poros e perda de analitos.

2) Passagem das amostras pelo cartucho: as amostras foram previamente acidificadas para pH 2 e passaram para o cartucho por capilaridade. O volume variou dependendo da matriz, para os afluentes e efluentes do reator foram utilizados 500 mL, para o lixiviado puro 50 mL, para o lodo 200 mL e para a água utilizou-se 1000 mL.

3) *Clean up*: é a etapa de limpeza do cartucho. Foi utilizado 10 mL de água ultrapura a pH 2.

4) Eluição: foram adicionados ao cartucho 6 mL de acetato de etila, pela ação da gravidade e recolhidos em *vial* de 10 mL. O cartucho foi totalmente seco, com auxílio de bomba a vácuo durante 10 minutos e depois descartado.

5) Secagem: Os volumes eluídos nos frascos foram secos utilizando a bomba a vácuo até que todo o acetato de etila fosse totalmente evaporado.

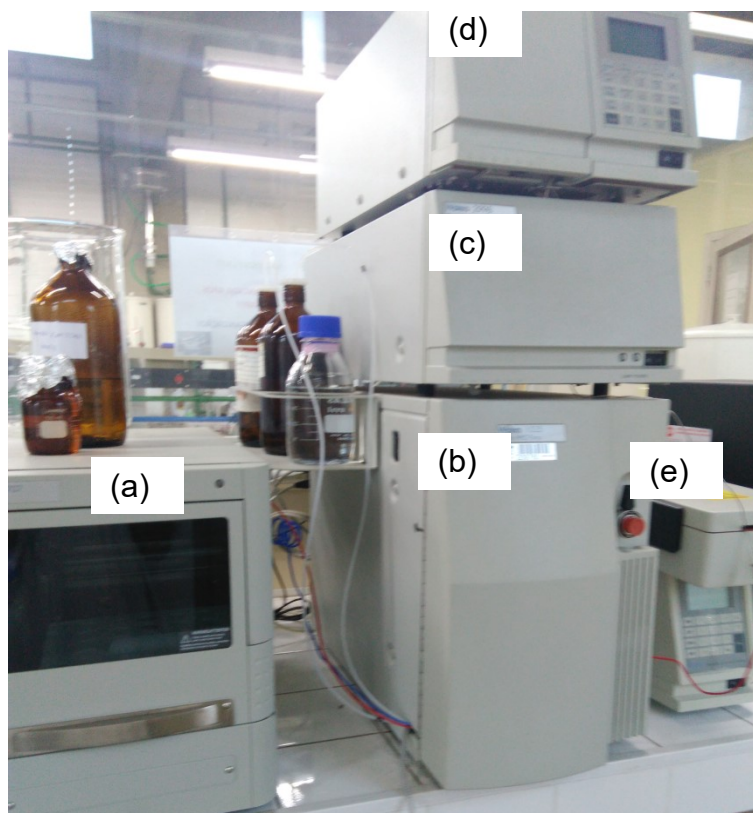
6) Ressuspensão: As amostras foram ressuspensas com a adição de 1 mL de acetonitrila.

Após a ressuspensão, as amostras foram colocadas em agitador (IKA®, MS 3 digital) por 1 minuto para homogeneização, foram vedadas com parafilmes e imediatamente analisadas.

3.7.4 Cromatografia líquida de alta eficiência com detector de fluorescência (CLAE/FLU)

O BPA foi analisado por cromatografia líquida de alta eficiência em cromatógrafo fabricado pela Waters Corporation®, com detector de fluorescência, conforme Figura 15. A coluna cromatográfica Novapak PAH (4,6 x 250 mm, 5 micras) foi utilizada sob a temperatura de 40°C com auxílio do forno de colunas. A metodologia utilizada para detecção e quantificação de BPA foi a desenvolvida por Sharma e Mishra (2015) e otimizada por Moreira *et al* (2017). Esse método tem como fase móvel 60% de acetonitrila e 40% de água ultra pura em modo isocrático, com volume de injeção de 20 µL e vazão de 1mL.min⁻¹ em 40°C. O tempo de corrida é de 8 minutos e os comprimentos de onda de excitação e emissão são 223 nm e 300 nm, respectivamente.

Figura 15 – Equipamento utilizado para CLAE.



(a) Amostrador – Waters 2707; (b) Bombas de pistão – Waters 1525; (c) Detector de arranjo de diodos – Waters 2998; (d) Detector de Fluorescência – Waters 2475; (e) Coluna cromatográfica

As condições de análise foram fixadas em 55% de acetonitrila e 45% de água ultra pura como fase móvel em um fluxo de $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ no modo isocrático resultando em um tempo de corrida de 8 minutos. Os comprimentos de onda de emissão a 300 nm e de excitação a 223 nm foram utilizados no detector de fluorescência. O volume de injeção utilizado foi de $20 \mu\text{L}$, em triplicata, a temperatura se manteve em 40°C e do amostrador em 18°C .

Utilizou-se mais de uma curva de calibração ao longo dos experimentos. As curvas foram preparadas através da injeção de soluções padrões de bisfenol A em diferentes concentrações. A solução mãe tinha $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de BPA e foi diluída diversas vezes até atingir a concentração em torno de $62,5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

A linearidade foi obtida através da avaliação do valor R^2 , o limite de quantificação (LQ) foi obtido pela menor concentração da curva analítica e o limite de detecção (LD) foi obtido utilizando a Equação 8, sendo DP o desvio padrão referente à triplicata da menor concentração da curva analítica..

$$LD = DP \times 6,965 \quad (8)$$

A concentração do BPA nas amostras foi calculada pela Equação 9.

$$[BPA] = \frac{R.V_{res}}{V_{ext}} \quad (9)$$

Em que:

[BPA] = Concentração de BPA em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

R = Resposta obtida pela cromatografia;

V_{res} = Volume de ressuspensão em acetonitrila;

V_{ext} = Volume de extração;

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização Físico-Química do Lixiviado de Aterro e do Esgoto Sintético

Para avaliação do tratamento biológico em lodo ativado foi necessário fazer a caracterização físico-química das amostras de lixiviado, do esgoto sintético e das misturas utilizadas, 2% e 5%. O resultado da caracterização das amostras utilizadas na fase 1 e 2, se encontram nas Tabela 17 e 19, respectivamente.

Na Tabela 17 os resultados de DQO, COD e absorbância a 254 nm das misturas de 0%, 2% e 5% são a média dos valores encontrados durante o regime de batelada ($n = 6$).

Tabela 17 – Caracterização das amostras de lixiviado (100%), esgoto sintético puro (0%) e das misturas de 2% e 5% utilizadas na Fase 1 - Batelada.

Análise	Unidade	Amostra			
		0%	2%	5%	100%
pH (@24,5°C)	-	6,2	6,4	6,4	7,39
Abs em 254 nm	ABS	0,409	0,983	1,624	31
Cloreto	mg.L ⁻¹	37	109	211	3947,6
Cor					
Verdadeira	un PtCo	53	204	364	365
Aparente	un PtCo	84	275	580	493
Turbidez	NTU	11,4	13	13,8	84
Condutividade	μS.cm ⁻¹	420,8	747,6	1344,0	20400
DQO Solúvel	mg.L ⁻¹	709	756	862	2684
COD	mg.L ⁻¹	282	298	312	1273
Nitrogênio Amoniacal	mg [N-NH ₃].L ⁻¹	1,4	11,1	27,5	1480

Na Tabela 18 os resultados de DQO, COD, absorbância a 254 nm e nitrogênio amoniacal são a média dos valores encontrados durante o regime

contínuo nas misturas de 0% (n = 8), 2% (n = 11) e 5% (n = 8). Os demais valores presentes nessas tabelas foram analisados uma vez na etapa de caracterização.

Tabela 18 – Caracterização das amostras de lixiviado (100%), esgoto sintético puro (0%) e das misturas de 2% e 5% utilizadas na Fase 2 - Contínuo.

Análise	Unidade	Amostra			
		0%	2%	5%	100%
pH (@24,5°C)	-	7,28	7,87	8,17	8,1
Abs em 254 nm	ABS	0,353	0,942	1,792	26,88
Cloreto	mg.L ⁻¹	30	99	202	4020
Cor					
Verdadeira	un PtCo	61	207	371	636
Aparente	un PtCo	88	280	578	936
Turbidez	NTU	27,42	21,79	73,33	234
Condutividade	µS.cm ⁻¹	477,6	1180	2290	22510
DQO Solúvel	mg.L ⁻¹	578	648	811	4483
COD	mg.L ⁻¹	211	204	339	2769,2
Nitrogênio Amoniacal	mg [N-NH ₃].L ⁻¹	99,34	102,62	242,16	1770,7

A maioria dos resultados encontrados para o esgoto sintético está em conformidade com os resultados encontrados por Nascentes (2013) e dentro das faixas usuais citadas por Jordão e Pessoa (2017). A exceção é o nitrogênio amoniacal, que na fase 1 ficou inferior à faixa usual para esgoto doméstico, que é de 10 a 50 mg.L⁻¹. Já na fase 2, o nitrogênio amoniacal ficou acima dessa faixa.

Os resultados encontrados para o lixiviado do aterro sanitário de Seropédica apresentaram elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO, nitrogênio amoniacal e íons cloreto. As faixas de valores encontrados foram de 2.684 a 4.483 mg.L⁻¹ para a DQO, 1.480 a 1.771 mg.L⁻¹ para o nitrogênio amoniacal e 3.948 a 4.020 mg.L⁻¹ para o cloreto. Observou-se a variação nos principais parâmetros físico-químicos do lixiviado, evidenciando a variação da composição dessa matriz. O pH se encontra na faixa básica e pode-se inferir que há presença de compostos aromáticos, devido aos valores elevados medidos de absorvância em 254 nm.

Em relação às amostras das misturas de 2% e 5%, pode-se observar um aumento em todos os parâmetros conforme o volume de lixiviado aumentou. Foi avaliada a contribuição do DQO solúvel do lixiviado no DQO solúvel das misturas. Os valores médios são apresentados na Tabela 19 – é possível observar um aumento da contribuição da DQO do lixiviado na DQO da mistura.

Tabela 19 – Contribuição do DQO do lixiviado no DQO da mistura.

Misturas (% v/v)	Percentual de DQO referente ao lixiviado em relação à DQO da mistura (%) ⁽¹⁾	
	Fase 1	Fase 2
0	0	0
2	7,10	13,84
5	15,57	27,64

(1) [percentual de lixiviado (v/v) x $DQO_{\text{lixiviado}}/DQO_{\text{mistura}}$].

Pode-se observar que apesar da contribuição do volume de lixiviado ser pequena, a contribuição em termos de DQO é mais significativa, podendo ser até 5 vezes maior que a contribuição em volume. Nascentes (2013) encontrou valores relativamente maiores para a contribuição de lixiviado, 27,9% para mistura de 2% e 50% para mistura de 5%. Isso pode ser explicado pelo uso de esgoto doméstico de uma ETE com valor de DQO de 128 mg.L^{-1} , que é bem inferior à DQO do esgoto sintético utilizado neste trabalho. Os lixiviados usados no trabalho de Nascentes (2013) e nesse trabalho apresentaram uma DQO média bem próximas, respectivamente 3484 mg.L^{-1} e 3584 mg.L^{-1} .

4.2 Reator Biológico Operado em Batelada

4.2.1 Remoção de DQO

Foram realizadas 6 bateladas monitoradas durante 15 dias de operação, sendo 3 bateladas de 24 horas e 3 bateladas de 6 horas. As Figura 16, 17 e 18 apresentam os resultados do acompanhamento de DQO nas bateladas de 24 horas nas misturas de 0%, 2% e 5%, respectivamente.

Figura 16 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com esgoto sintético (0%) – R1.

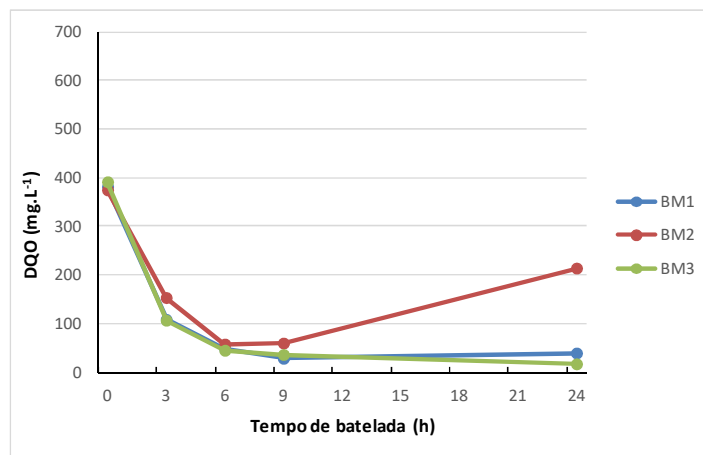


Figura 17 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com relação de lixiviado/sgoto de 2% - R2.

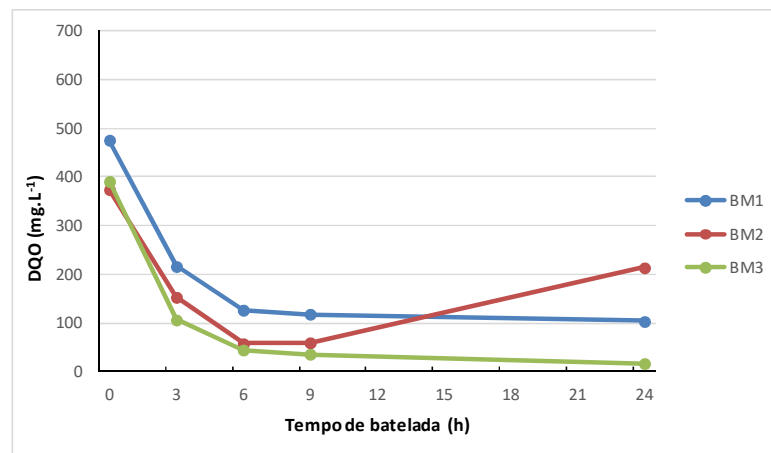
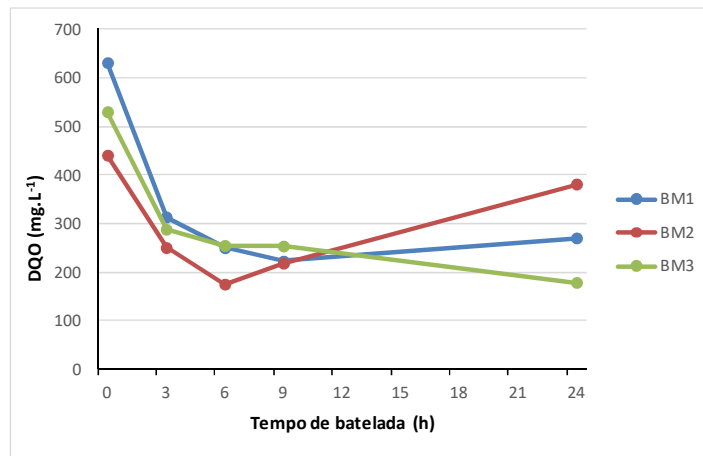


Figura 18 – Valores de DQO solúvel durante as bateladas de 24 horas no reator com relação de lixiviado/esgoto de 5% - R3.

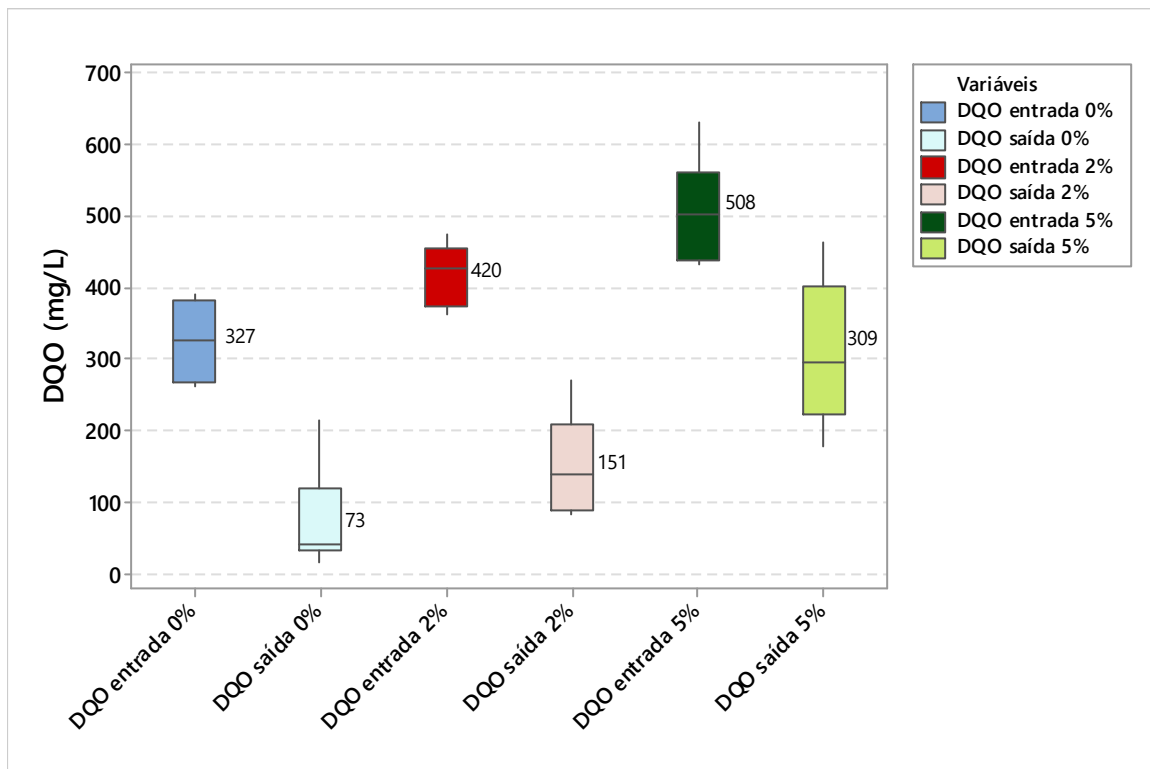


Vale ressaltar que a DQO reportada nas Figuras 16, 17 e 18 são do líquido que está em contato com a biomassa no interior dos reatores. Por isso, a DQO analisada no tempo 0h é diferente da DQO medida durante a fase de caracterização, que não entrou em contato com biomassa.

Pode-se observar que o maior decréscimo de DQO ocorreu com tempo de batelada de 6 horas. Após esse tempo, houve pequena redução na DQO e até aumento, como no caso da BM2 em todos os reatores, provavelmente devido à lise celular. Dessa forma, para as bateladas seguintes utilizou-se tempo de batelada de 6 horas.

A Figura 19 apresenta os resultados de DQO na entrada e na saída do reator ao final das seis bateladas monitoradas, ou seja, bateladas com duração de 24 horas e 6 horas. Pode-se observar que com o incremento de lixiviado no afluente do reator, a remoção da DQO torna-se menos eficiente.

Figura 19 – Representação gráfica (*Box plot*) da distribuição de DQO dos afluentes e efluentes dos reatores nas diferentes misturas no regime de batelada.

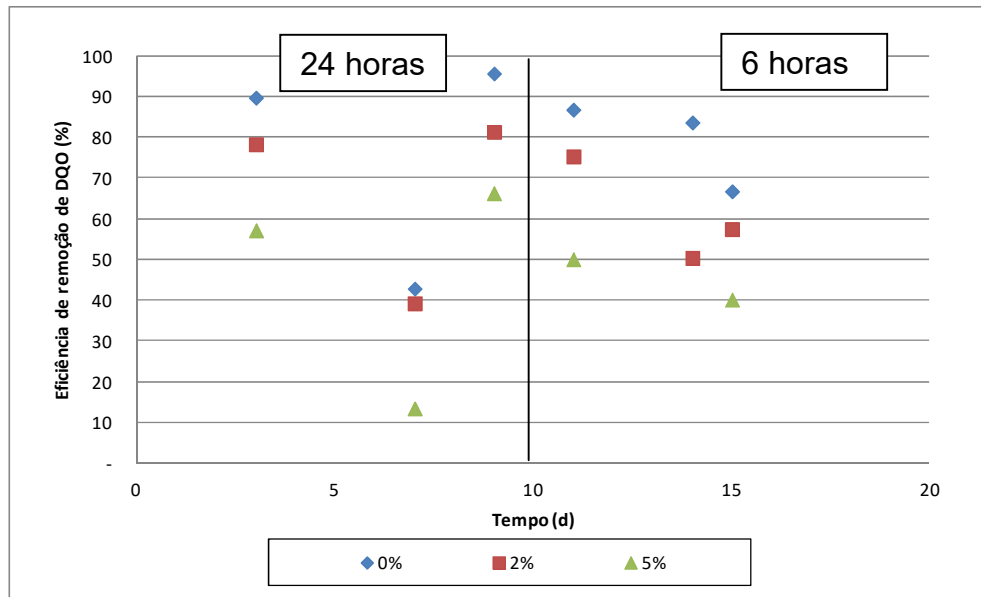


A Tabela 20 apresenta as faixas de eficiência de remoção de DQO encontradas para cada mistura e suas respectivas médias, e a Figura 20 apresenta a eficiência de remoção de DQO para as 6 bateladas monitoradas ao longo dos dias de operação dos reatores.

Tabela 20 – Variação da eficiência de remoção de DQO das misturas e a eficiência média nas bateladas de 24 e 6 horas.

Misturas	24 h		6 h	
	Variação da eficiência (%)	Eficiência média (%)	Variação da eficiência (%)	Eficiência média (%)
0%	43 – 96	76	67 – 87	79
2%	39 – 81	67	50 – 75	61
5%	13 – 66	48	40 – 50	29

Figura 20 – Eficiência de remoção de DQO nas bateladas de 24 e 6 horas.



Pode-se observar uma redução da eficiência de remoção de DQO com o aumento do volume de lixiviado na mistura, o que pode ser explicado pela presença de compostos tóxicos e recalcitrantes presentes no lixiviado. Com a relação de lixiviado/esgoto de 2% houve uma queda de cerca de 18% na eficiência em relação ao esgoto puro, enquanto que com 5%, a queda foi de 50%.

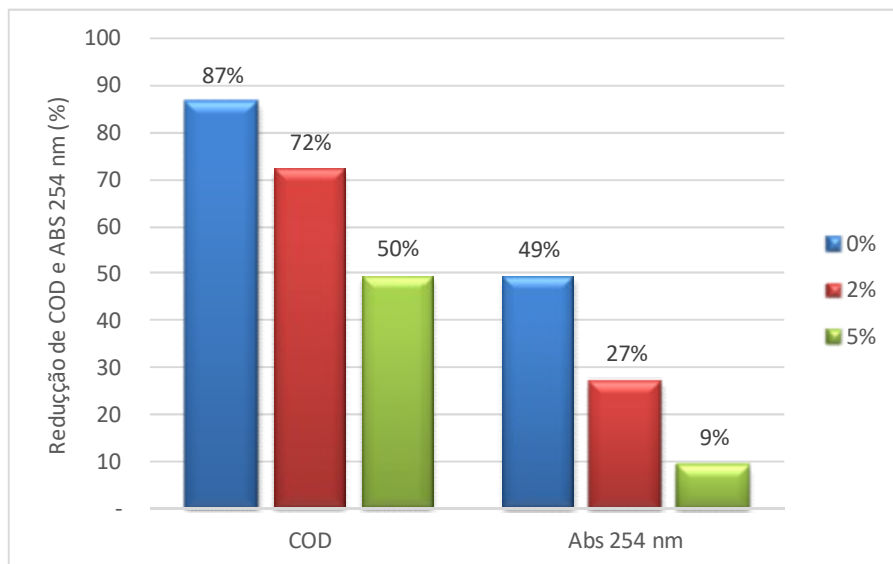
Outros estudos também observaram a queda na eficiência com adição de lixiviado ao esgoto. Franco (2009) encontrou eficiência média de 84% para um reator em escala de bancada em regime de batelada com mistura de lixiviado e esgoto na faixa de 0,5 a 1% e duração da batelada de 24 horas. Nascentes (2013) encontrou, para o tratamento combinado em batelada com duração de 6 horas, eficiências de remoção de 49,3%, 47,8% e 41,7%, para as misturas de 0%, 2% e 5%, respectivamente.

Pela Figura 20 pode-se observar uma diminuição da eficiência de remoção de DQO com o aumento dos dias de operação. A baixa eficiência encontrada na batelada monitorada 2 pode ser justificada pela lise celular, devido a inibição do lixiviado e ,provavelmente, pela falta de aclimação adequada.

4.2.2 COD e Absorbância a 254 nm

A Figura 21 apresenta a redução de COD e absorbância a 254 nm média em todas as bateladas – 24 horas e 6 horas. Pode-se observar uma diminuição na eficiência de redução tanto de COD quanto de absorbância a 254 nm. Na mistura de 5% de lixiviado/esgoto não foi observada a redução na absorbância a 254 nm após o processo biológico. O aumento na absorbância a 254 nm nas misturas ocorre devido ao aumento de lixiviado. A pequena remoção nas misturas indica que o tratamento biológico removeu apenas as substâncias mais simples.

Figura 21 – Redução de COD e absorbância a 254 nm no regime de batelada.



4.2.4 Quantificação de BPA no efluente

As concentrações de BPA foram determinadas no efluente final de cinco bateladas pela CLAE/FLU. O esgoto sintético do afluente foi dopado com bisfenol A de modo que sua concentração fosse de 100 ng.L^{-1} , simulando a concentração encontrada no esgoto bruto. As concentrações de BPA no esgoto sintético (0%) e nas misturas de 2% e 5% foram determinadas, bem como no lixiviado e no lodo final de cada reator. O limite de quantificação do método na CLAE/FLU foi de $62,5 \text{ µg.L}^{-1}$.

e o limite de detecção foi de $4,223 \mu\text{g.L}^{-1}$. Esses valores de limite de detecção e quantificação não levam em consideração o fator da concentração da amostra durante a extração. Para tal deve-se dividir os limites de detecção e quantificação pelo volume extraído da amostra.

A concentração de BPA no lixiviado foi de $2,002 \mu\text{g.L}^{-1}$. Essa é uma concentração relativamente baixa, uma vez que os valores encontrados em outros trabalhos variaram de 0,13 a $17.200 \mu\text{g.L}^{-1}$. Vale salientar que o lixiviado é um efluente com uma composição bastante variável, dependendo do tipo de resíduo presente, do teor de umidade, temperatura da região, entre outros fatores (GOMES, 2009). Dessa forma, a concentração de BPA nessa matriz pode apresentar bastante variação.

As concentrações encontradas nas misturas antes do tratamento estão apresentadas na Tabela 21. Foi calculado o valor teórico de BPA em cada mistura realizando o balanço de massa do BPA, através da relação de lixiviado/esgoto e a concentração de $2,002 \mu\text{g.L}^{-1}$ encontrada para o lixiviado usado na fase 1.

Tabela 21– Concentração de BPA analisada e teórica das misturas afluente aos reatores de 0%, 2% e 5%.

Misturas	Concentração de BPA analisada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentração de BPA teórica ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0%	0,147	0,100
2%	0,172	0,138
5%	0,628	0,195

Os valores encontrados para o afluente com diferentes teores de lixiviado estão dentro da faixa encontrada para o esgoto doméstico bruto em outros trabalhos, 0,018 a $88,31 \mu\text{g.L}^{-1}$ (FROMME *et al*, 2002; FROEHNER *et al*, 2011). Utilizando-se as concentrações de BPA analisadas, observou-se que a relação de 2% de lixiviado/esgoto representou um aumento real de 17% na concentração de BPA em relação ao esgoto puro, já a relação de 5% de lixiviado/esgoto representou um aumento de 326% na concentração de BPA em relação ao esgoto puro. Um dos motivos dessa diferença é que a concentração de BPA no lixiviado pode ser maior do que a indicada pela análise. Isso pode ocorrer pois essa é uma matriz complexa e

que pode conter diversas substâncias que atuam como interferentes na cromatografia (PESSOA *et al*, 2012).

O lodo inicial utilizado nos experimentos foi analisado e encontrou-se um valor de $86,57 \mu\text{g.g}^{-1}$ de BPA no lodo seco. Este valor é muito superior ao relatado na literatura, em que a faixa é $0,00042$ a $25,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ (LEE & PEART, 2000; FROMME *et al*, 2002; CHU *et al*, 2005; TAN *et al*, 2007; GATIDOU *et al*, 2007; STASINAKIS *et al*, 2008; FROEHNER *et al*, 2011; DORIVAL-GARCÍA *et al*, 2012; ZHOU *et al*, 2012; SAMARAS *et al*, 2013; SONG *et al*, 2014; LEE *et al*, 2015).

A Figura 22 apresenta as concentrações das cinco bateladas e o tempo de operação. Os valores médios de BPA encontrados no efluente final das diferentes misturas nas cinco bateladas analisadas, tempo de duração das bateladas 24h e 6h, encontram-se na Tabela 22.

Figura 22 – Concentração de BPA no efluente quando operado em batelada.

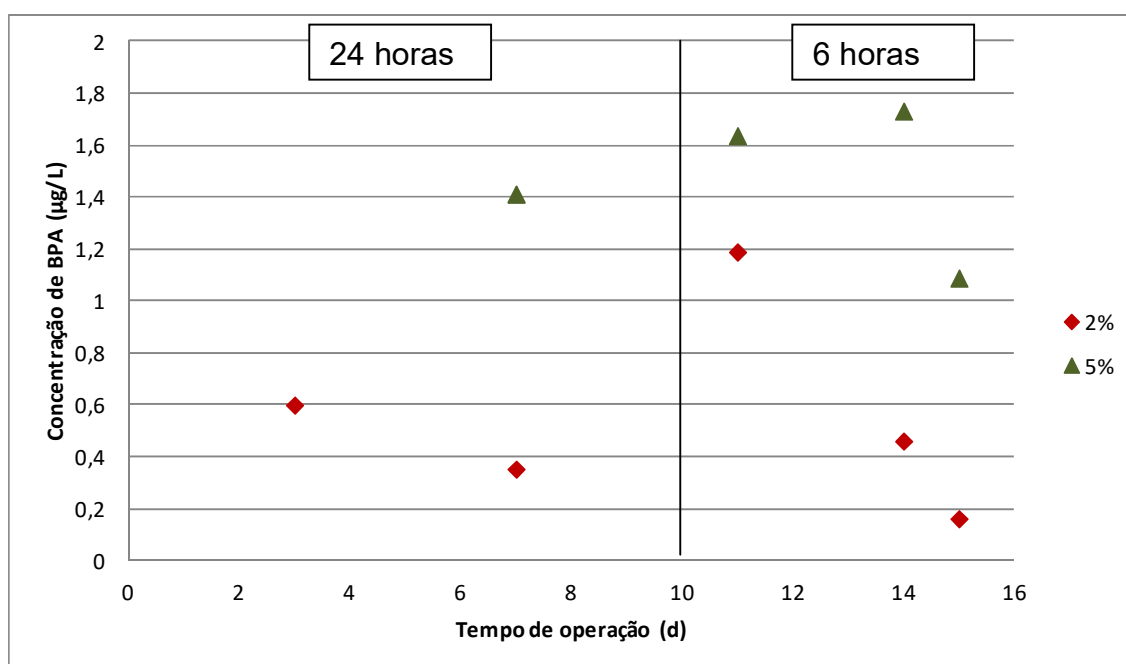


Tabela 22 – Faixa de concentração de BPA no efluente final quando operado em regime de batelada com duração de 24 e 6 horas.

Misturas	Concentração de BPA ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0%	-
2%	<LD – 1,188
5%	<LD – 1,731

Não foi possível quantificar o BPA no efluente das misturas de esgoto puro (mistura de 0%), devido a problemas na CLAE/FLU nessa fase dos experimentos. Os efluentes das misturas de 2% e 5% apresentaram concentrações médias de 0,575 e 1,467 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Observa-se um incremento na concentração de BPA, com o aumento da relação lixiviado/esgoto. Não foi possível identificar nenhuma correlação da quantidade de BPA com o tempo de operação do reator.

Pessoa *et al* (2012) afirmam que a matéria orgânica e as substâncias húmicas, dentre outras substâncias, são consideradas interferentes que podem reduzir a disponibilidade dos sítios ativos no material do cartucho na EFS, desse modo reduzindo a eficiência da extração de micropoluentes. Dessa forma, as concentrações de lixiviado e das misturas de 2% e 5% de lixiviado/esgoto podem ser maiores do que as determinadas nas análises.

A concentração de BPA no lodo final após 15 dias de operação foi analisada. As concentrações 3,506 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco para o reator 1 (mistura de 0%) e 5,694 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco para o reator 3 (mistura de 5%), no reator 2 (mistura de 2%) o BPA não foi detectado. Pode-se observar grande diferença na quantidade de BPA presente no lodo inicial (86,568 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco) e nos lodos finais, isso pode indicar que houve uma liberação de BPA para a fase líquida durante a operação do reator. CLARA *et al* (2004) observaram a liberação de BPA adsorvido no lodo com valores de pH acima de 9 em processo de lodo ativado, apesar do pH médio durante a operação dos reatores ter sido 7, essa liberação pode ter ocorrido.

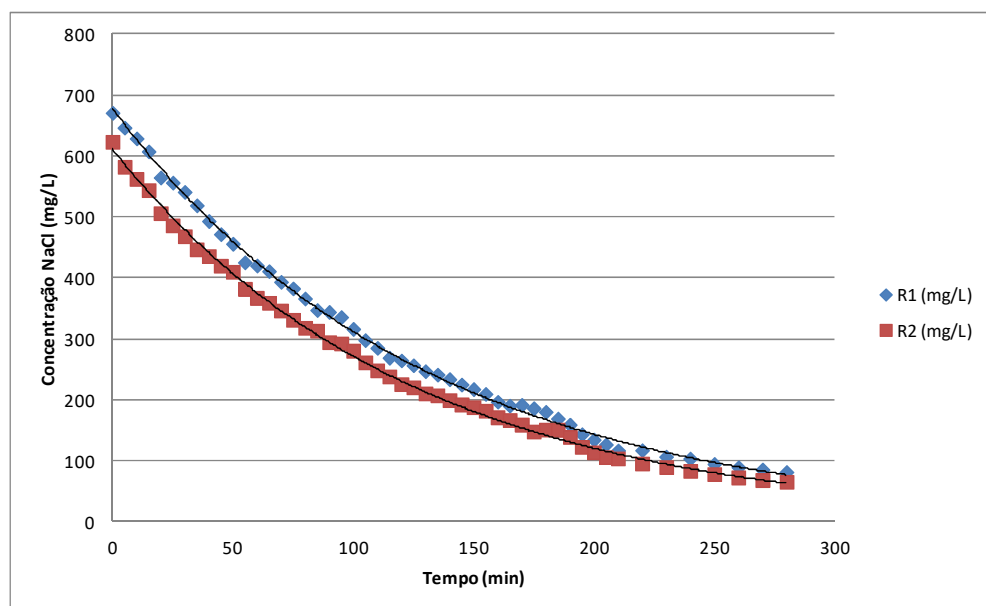
4.3 Operação do Reator Biológico Operado em Regime Contínuo

4.3.1 Ensaios Hidrodinâmicos

4.3.1.1 Determinação do Tempo de Residência

Os resultados desse teste possibilitaram determinar a distribuição do tempo de residência do reator. A Figura 23 apresenta a curva do modelo teórico para um reator de mistura perfeita e os pontos determinados experimentalmente.

Figura 23 – Distribuição dos tempos de residência nos reatores 1 e 2.

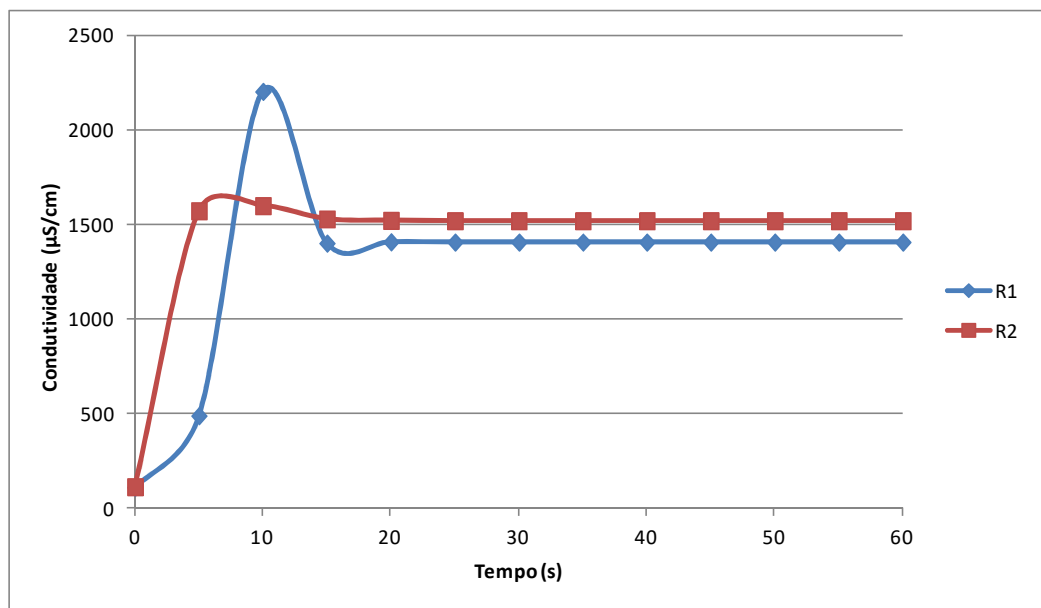


Pode-se observar que os pontos experimentais dos reatores 1 e 2 se ajustaram bem ao previsto pelo modelo teórico. O TRH dos reatores durante o ensaio foi de 120 minutos e o tempo médio calculado foi de 115,07 minutos, o que equivale a um erro médio de 4%. Dessa forma, pode-se afirmar que os reatores comportam-se como reatores de mistura perfeita, podendo assim desconsiderar a presença de zonas mortas.

4.3.1.2 Determinação do Tempo de Mistura

A Figura 24 apresenta o resultado do ensaio de tempo de mistura utilizando traçador salino para os dois reatores. O tempo de mistura é o tempo para que o fluido em seu interior esteja completamente homogenizado.

Figura 24 – Determinação do tempo de mistura nos reatores 1 e 2.



Pode-se observar que o tempo de mistura encontrado foi de 20 segundos para ambos os reatores. Nascentes (2013) encontrou valores de 9 a 20 segundos variando a vazão de ar no tanque de aeração. Franco (2009) encontrou um tempo de mistura de 2 minutos. Assim, pode-se concluir que os reatores avaliados apresentam alta capacidade de homogeneização.

4.3.1.3 Determinação do Coeficiente de Transferência Global de Oxigênio

O coeficiente global de oxigênio (K_La) é o parâmetro que avalia a capacidade da planta de transferir oxigênio do sistema de aeração para o reator. A Figura 25

apresenta os resultados de OD no tanque de aeração após a desoxigenação com sulfito de sódio, seguida do acionamento do aerador. A Figura 26 apresenta a curva de $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x tempo, sendo c^* a concentração máxima de OD e c a concentração de OD lida no respectivo tempo.

Figura 25 – Oxigênio dissolvido em função do tempo.

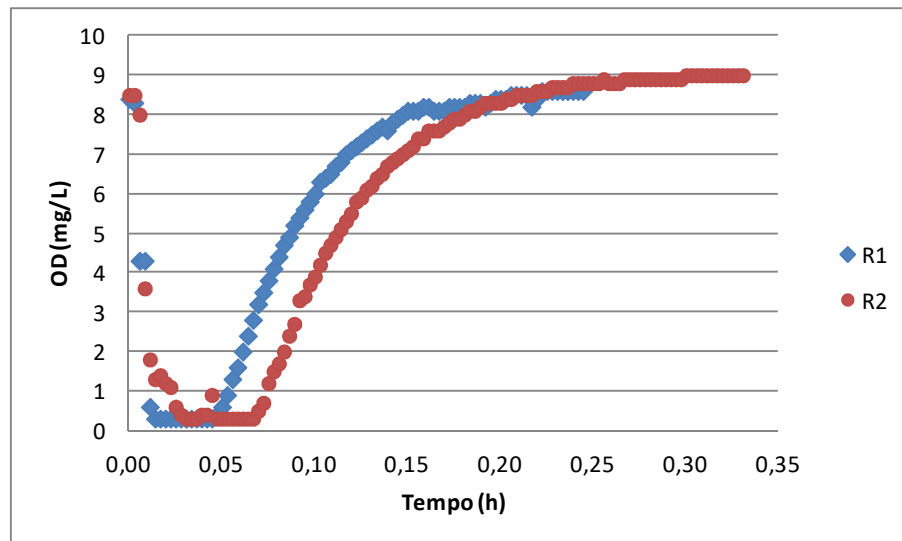
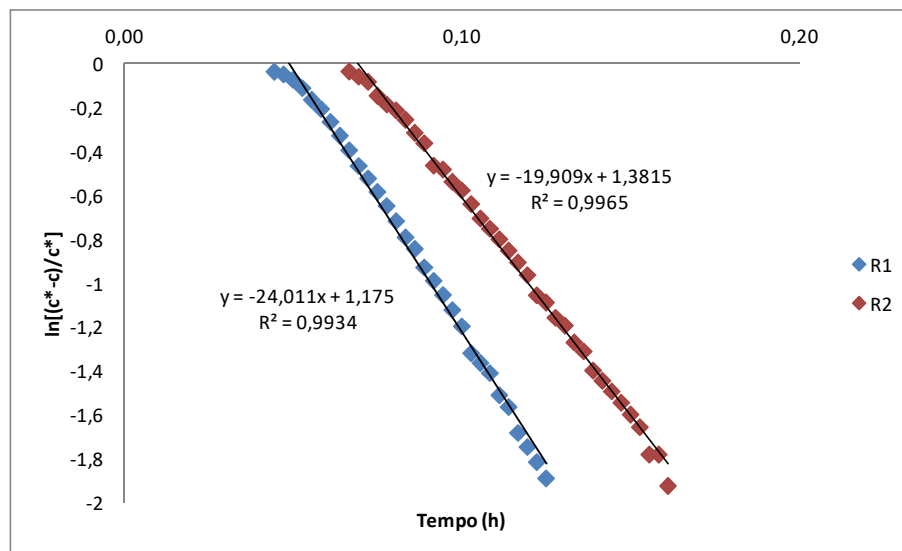


Figura 26 – Curva de $\ln[(c^*-c)/c^*]$ x tempo.



Pelos gráficos obtemos $K_L a$ de $24,01 \text{ h}^{-1}$ e $19,91 \text{ h}^{-1}$, respectivamente para os reatores 1 e 2. No entanto, é necessário corrigir esse valor para a temperatura de 20°C através da Equação 10 (SANT'ANNA JR, 2013):

$$K_L a(20^\circ\text{C}) = K_L a(T) \times 1,024^{20-T} \quad (10)$$

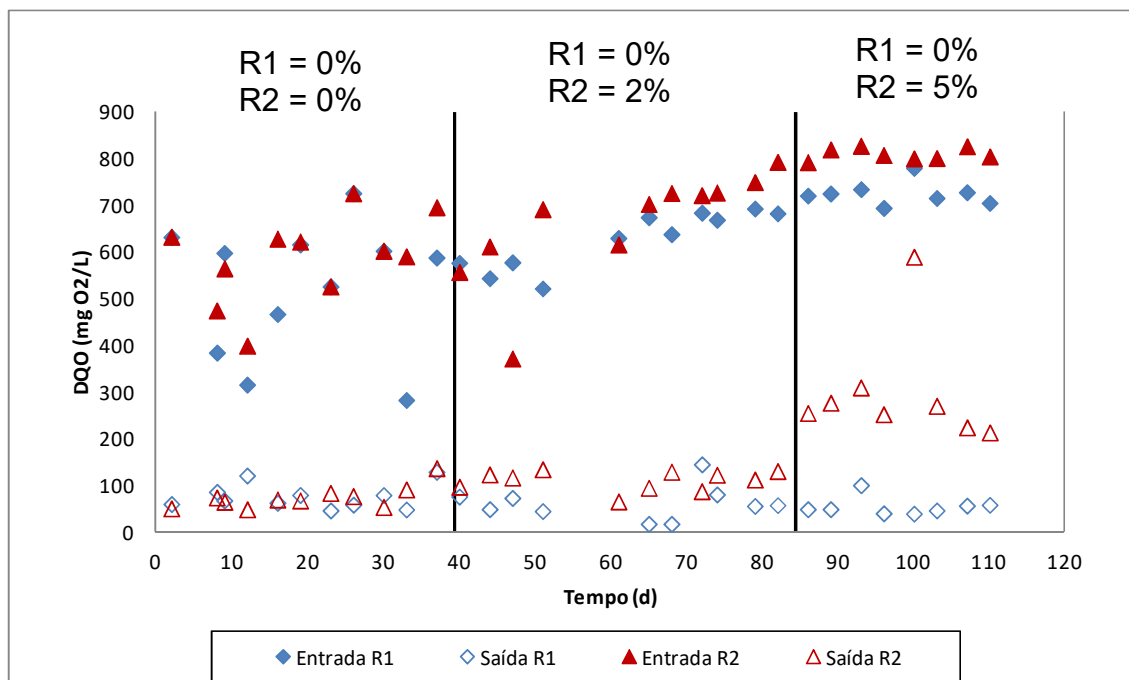
Os valores ajustados para temperatura de 20°C foram 21,84 h⁻¹ e 18,24 h⁻¹. Uma grande faixa de K_La foi observada em outros estudos. Nascentes (2013), utilizando um reator aeróbico de leito móvel de bancada, encontrou valores entre 9,78 e 25,41 h⁻¹, variando a vazão de ar. Franco (2009) encontrou K_La igual a 9,46 h⁻¹ para reator de leito móvel. Viero (2006), operando um biorreator com membranas submersas e variando a vazão de ar no tanque de aeração, encontrou uma faixa de K_La de 30 a 150 h⁻¹.

Pode-se concluir que os resultados de K_La encontrados para os reatores avaliados estão em consonância com os valores encontrados por outros autores.

4.3.2 Remoção de Matéria Orgânica

A Figura 27 apresenta os resultados de DQO na entrada e na saída dos reatores biológicos em regime contínuo nas diferentes etapas de operação

Figura 27 – DQO na entrada e saída dos reatores biológicos R1 e R2.



No início dos experimentos observou-se grande variabilidade nos resultados de DQO de entrada, com o tempo esses resultados ficaram mais estáveis. Isso ocorreu devido a ajustes na metodologia de coleta e amostragem, que passou a ser realizada logo após a preparação do esgoto de modo a evitar problemas de degradação do mesmo.

Pode-se observar que na primeira etapa houve grande remoção de DQO e que com o aumento da concentração de lixiviado, a DQO de saída foi aumentando. Isso significa que a qualidade do efluente piorou em relação a DQO, com o aumento da concentração de lixiviado. Houve um aumento mais significativo na DQO de saída quando a concentração de lixiviado passou de 2% para 5%.

A Figura 28 apresenta as eficiências de remoção de DQO nos reatores R1 e R2 ao longo do tempo e a Tabela 23 apresenta os valores médios de DQO na entrada e saída do reator 2, bem como sua eficiência média nas três etapas.

Figura 28 – Eficiência de remoção de DQO no reatores R1 e R2.

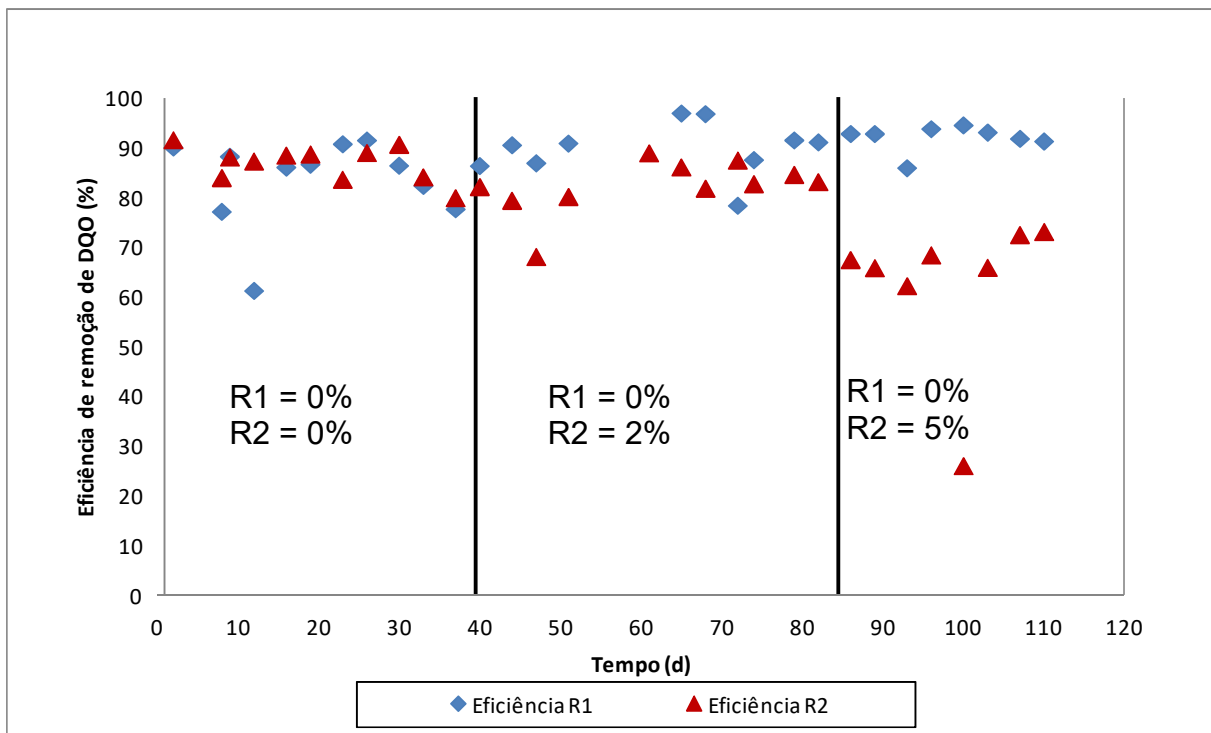


Tabela 23 – Valores médios de DQO e eficiência de remoção de DQO.

	DQO		
	0% (n= 8)	2% (n = 11)	5% (n = 8)
Afluente (mg.L⁻¹)	578 ± 92	648 ± 116	811 ± 13
Efluente (mg.L⁻¹)	69 ± 14	110 ± 22	300 ± 121
Eficiência (%)	88 ± 3	82 ± 6	63 ± 15

Observou-se que com o aumento da concentração de 0% pra 2% de lixiviado houve uma redução de 6% na eficiência de remoção de DQO. Já operando com uma mistura de 5% de lixiviado/esgoto houve uma redução de 23% na eficiência em relação à operação com a mistura de 2% e uma redução de 28% na eficiência de remoção de DQO quando comparado com a operação com o esgoto puro.

Pode-se dizer que na mistura de 2% de lixiviado ocorreu uma pequena diminuição na eficiência de remoção de DQO, uma vez que a eficiência para esgoto puro foi de 88% e para a mistura de 2% foi de 82%. O mesmo não se pode dizer da mistura de 5%, que obteve uma eficiência média de 63%. Franco (2009) encontrou eficiência média de remoção de 85% para um reator de bancada em regime contínuo com mistura de lixiviado na faixa de 2 a 2,5%. Nascentes (2013), utilizando um TRH de 8 horas, encontrou eficiências de 69%, 90,5%, 80%, 45% para misturas de 0%, 0,5%, 2% e 5%, respectivamente.

Apesar dos controles operacionais dos reatores, a relação A/M e a carga orgânica em que foram operados variaram na faixa apresentada na Tabela 24. Como não foi possível fazer análise de DBO, estimou-se uma relação de DQO/DBO de 2, uma vez que Jordão e Pessoa (2017) relatam que essa relação normalmente fica na faixa de 1,7 a 2,4, e utilizou-se o valor estimado de DBO para a determinação da carga orgânica volumétrica.

Tabela 24 – Valores médios da relação A/M e Cv.

	Valores típicos			
	para operação convencional*	0%	2%	5%
Relação A/M (kg DBO/kgSSV.d)	0,2 – 0,5	0,73	0,51	0,29
Cv (kg DBO/m ³ .d)	1 - 5	2,26	2,58	3,08

* Sant'Anna Jr, 2013.

Observa-se que para a relação A/M, as misturas de 2% e 5% apresentaram valores dentro da faixa descrita por Sant'Anna Jr (2013), enquanto que para o esgoto puro (0%), o valor médio ficou acima. Isso pode ter ocorrido devido aos baixos valores de SSV no lodo no início dos experimentos.

Em relação à carga orgânica volumétrica, os valores ficaram dentro da faixa operacional citada por Sant'Anna Jr (2013) em todas as etapas. No entanto, como era de se esperar houve um aumento na carga orgânica volumétrica conforme a concentração de lixiviado foi aumentada. O aumento da carga orgânica volumétrica para a mistura de 2% foi de 14% e para a mistura de 5% foi de 36% quando comparadas com o esgoto puro.

4.3.3 COD e Absorbância

Outra forma de avaliar a presença de matéria orgânica é pela determinação do carbono orgânico dissolvido. Os valores médios de COD na entrada e saída do reator 2, bem como a eficiência de redução de COD são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Valores médios de COD e a eficiência média de remoção.

	COD		
	0% (n = 8)	2% (n = 11)	5% (n = 8)
Afluente (mg.L⁻¹)	211 ± 52	204 ± 47	339 ± 38
Efluente (mg.L⁻¹)	17 ± 7	57 ± 8	105 ± 44
Eficiência (%)	92 ± 3	72 ± 11	69 ± 14

As eficiências de remoção de COD diminuam com o aumento de lixiviado nas misturas. Pode-se observar que os valores de COD médio no efluente de 0% e 2% ficaram próximos. Por outro lado, o afluente de 5% teve um aumento de cerca de 60% no valor de COD.

A absorbância a 254 nm é utilizada como indicador da presença de substâncias orgânicas em águas contaminadas (SANT'ANNA JR, 2013). A Figura 29 apresenta os resultados da absorbância a 254 nm nos reatores R1 e R2 e a Tabela 26 apresenta os valores médios na entrada e saída do reator 2, bem como sua eficiência nas diferentes etapas.

Figura 29 – Absorbância a 254 nm nos reatores R1 e R2.

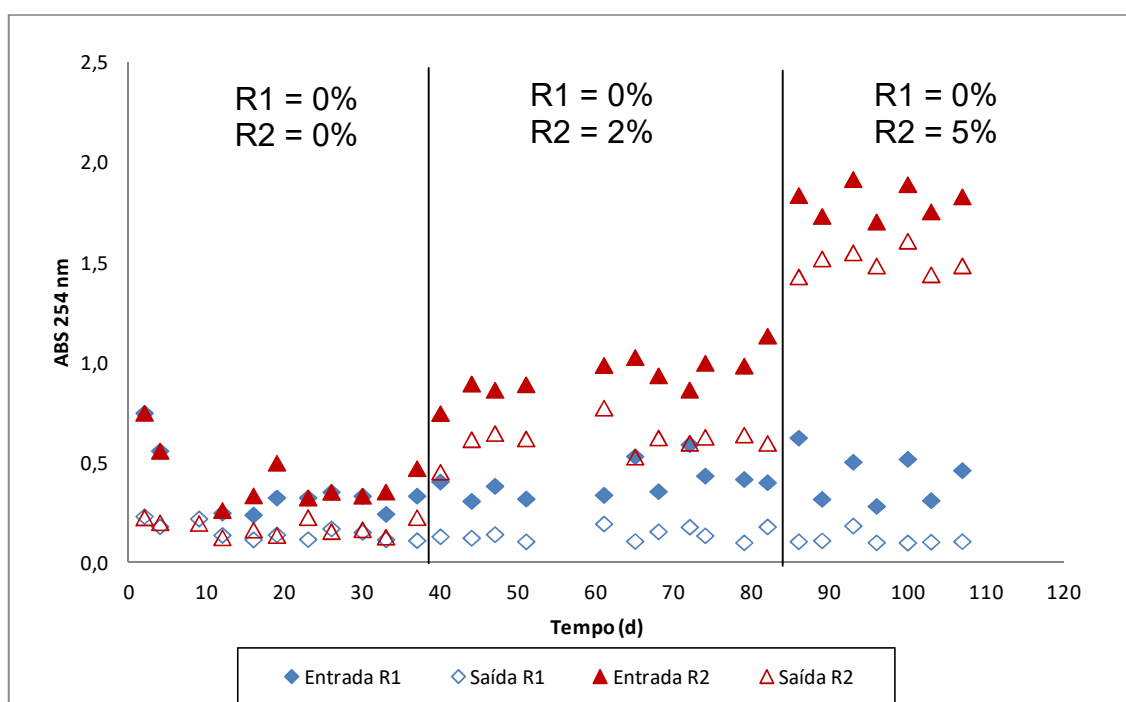


Tabela 26 – Valores médios de absorbância a 254 nm e a eficiência média de redução.

	Absorbância a 254 nm		
	0% (n = 8)	2% (n = 11)	5% (n = 8)
Afluente	0,353 ± 0,072	0,942 ± 0,086	1,792 ± 0,086
Efluente	0,174 ± 0,038	0,613 ± 0,064	1,491 ± 0,324
Eficiência (%)	55 ± 13	35 ± 9	17 ± 3

n = número de amostras.

Os valores encontrados para o esgoto puro estão condizentes com a faixa de 0,25 a 0,5 relatados por Jordão e Pessoa (2017) para efluente tratado após tratamento secundário. Pode-se observar um grande aumento na absorbância conforme a concentração de lixiviado aumenta. Esse aumento pode ser explicado pelo alto teor de substâncias orgânicas complexas, substâncias aromáticas e húmicas normalmente presentes no lixiviado.

4.3.4 Nitrogênio Amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores R1 e R2 estão apresentadas na Figura 30. Os valores de nitrogênio amoniacal tiveram grande variação ao longo do experimento. Não foram observadas diferenças significativas nos resultados das misturas 0% e 2%, tanto no afluente como no efluente. Já na mistura de 5% pode-se observar um incremento significativo no afluente, e de maneira mais moderada no efluente, como pode ser visto na Figura 31.

Figura 30 – Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.

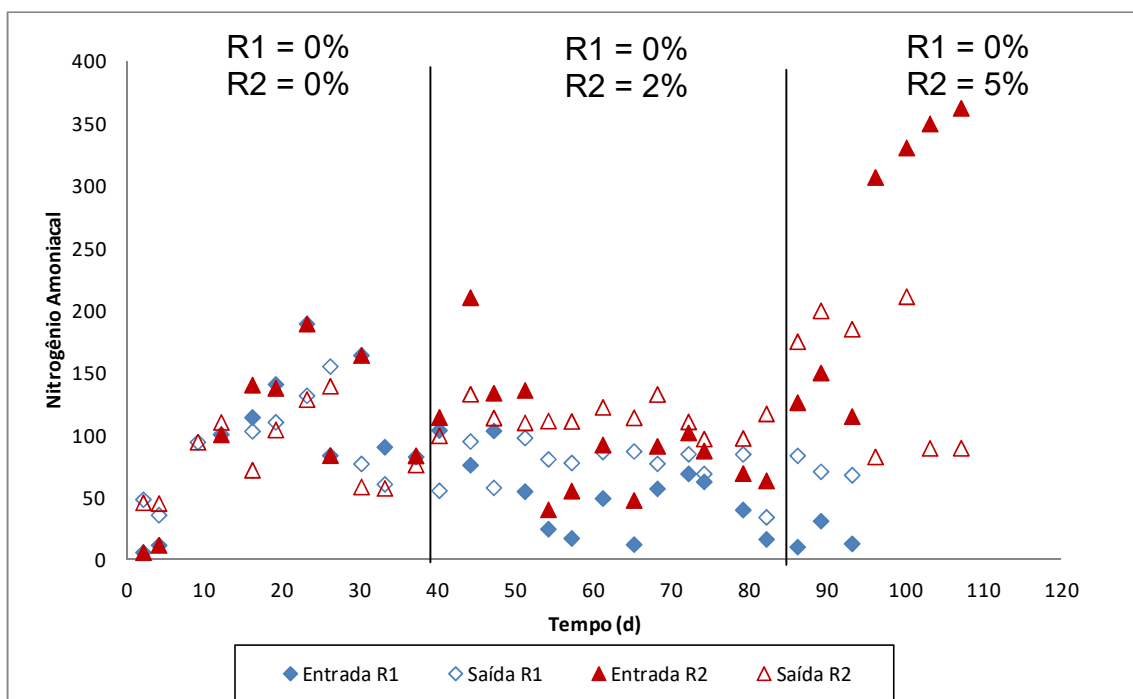
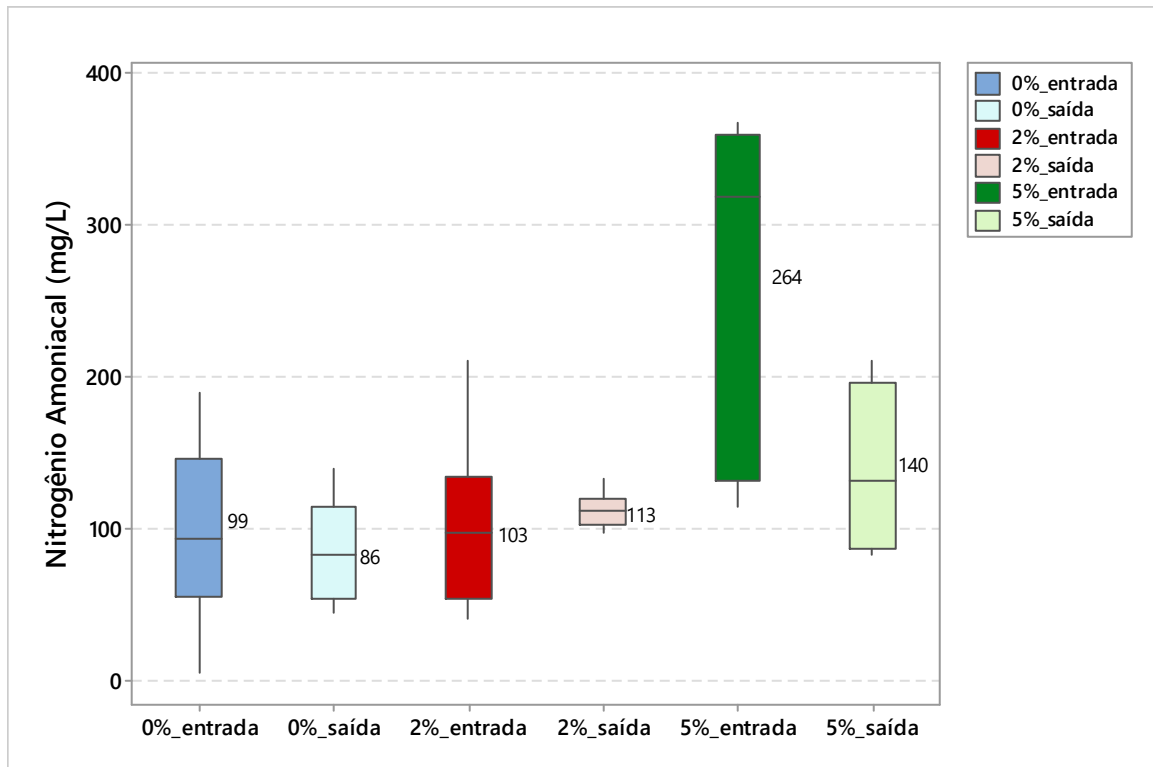


Figura 31 – Representação gráfica (*Box plot*) da distribuição da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente das misturas e suas médias.



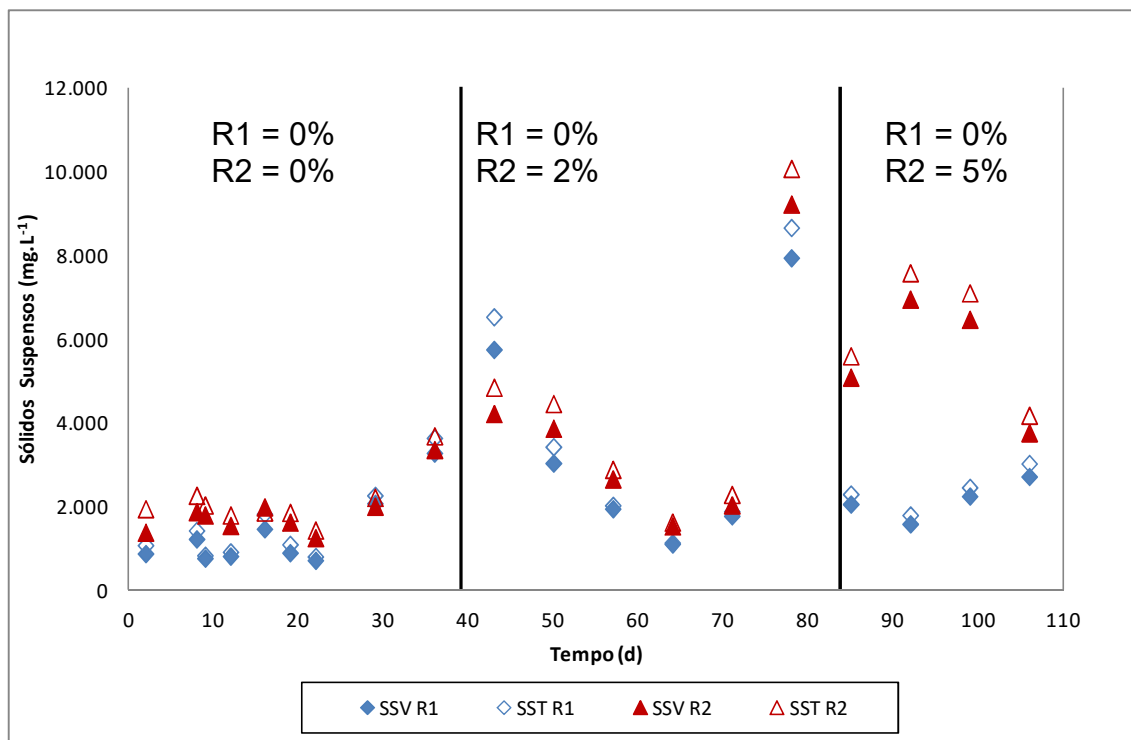
É possível observar que com o tempo de detenção hidráulica de 6 horas, e operando com o processo de lodo ativado convencional, não foi observado redução do nitrogênio amoniacal no esgoto sintético (0%) e na mistura de 2%, na mistura de 5% a redução média foi de 43%. No entanto, o efluente final da mistura de 5% apesar da redução tem uma concentração média de nitrogênio amoniacal maior que a concentração dos efluentes das misturas de 0% e 2%.

Franco (2009), operando um reator semelhante com lodo ativado em regime contínuo e TRH de 6 horas, observou redução média de nitrogênio amoniacal de 32% e 43% operando na faixa de 0,5 a 1% e 2 a 2,5% de lixiviado/esgoto, respectivamente.

4.3.5 Sólidos

Os resultados de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração dos reatores R1 e R2 nas três etapas estão apresentados na Figura 32.

Figura 32 – Valores de SSV e SST nos reatores R1 e R2.



Observa-se que os valores de SSV e SST ao longo da primeira etapa ficaram bem próximos. Isso se explica pelo fato da partida desses reatores ter acontecido com o mesmo volume de lodo. A variação observada na SSV e SST no final da primeira etapa e ao longo da segunda etapa, se deu devido a ajustes operacionais que objetivaram deixar o SSV e SST de ambos os reatores na faixa de 2.000 a 4.000 mg.L⁻¹. Essa é a faixa de operação para lodo ativado convencional citada por Sant'anna Jr (2013).

Nas misturas 0% e 2% os valores de SSV e SST se mantiveram bem próximos. No entanto, quando o reator R2 operou com mistura de 5% observou-se valores bem mais altos de SSV e SST no R2 em comparação com R1. O aumento da SSV e SST na terceira etapa pode ser explicado pela maior disponibilidade de substrato no afluente, que favorece o crescimento da biomassa.

4.3.5 Quantificação de BPA nos efluentes

As concentrações de bisfenol A foram determinadas no efluente dos reatores R1 e R2. O esgoto sintético do afluente foi dopado com bisfenol A de modo que sua concentração fosse de 100 ng.L^{-1} , simulando a concentração encontrada no esgoto bruto. As concentrações de BPA nas misturas de 0%, 2% e 5% foram determinadas, bem como no lixiviado. O lodo dos reatores também foi coletado, extraído e analisado em CLAE/FLU.

O lixiviado utilizado nessa etapa foi coletado do Aterro de Seropédica em Maio/2017 e a concentração de BPA encontrada no lixiviado foi de $20,515 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Essa concentração está dentro da faixa de concentração relatada na literatura que é de 0,13 a $17.200 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (BEHNISCH *et al*, 2001; YAMAMOTO *et al*, 2001).

Como as concentrações de BPA encontrada no lixiviado utilizado na fase 2 foram dez vezes maior que a encontrada no lixiviado utilizado na fase 1, as concentrações teóricas de BPA nas misturas foram calculadas novamente e estão apresentadas na Tabela 27. Foi calculado o valor teórico de BPA em cada mistura através do balanço de massa do BPA – utilizando a relação de lixiviado/esgoto –, a concentração de BPA no lixiviado de $20,515 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ e a concentração teórica de $0,1 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de BPA no esgoto sintético.

Tabela 27– Concentração de BPA no afluente analisada e teórica das misturas de 0%, 2% e 5%.

Misturas	Concentração de BPA analisada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Concentração de BPA teórica ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
0%	0,170	0,100
2%	1,130	0,508
5%	2,084	1,121

Os valores encontrados para as misturas afluentes estão dentro da faixa relatada na literatura para esgoto bruto ($0,018 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ – $88,31 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$). Observou-se

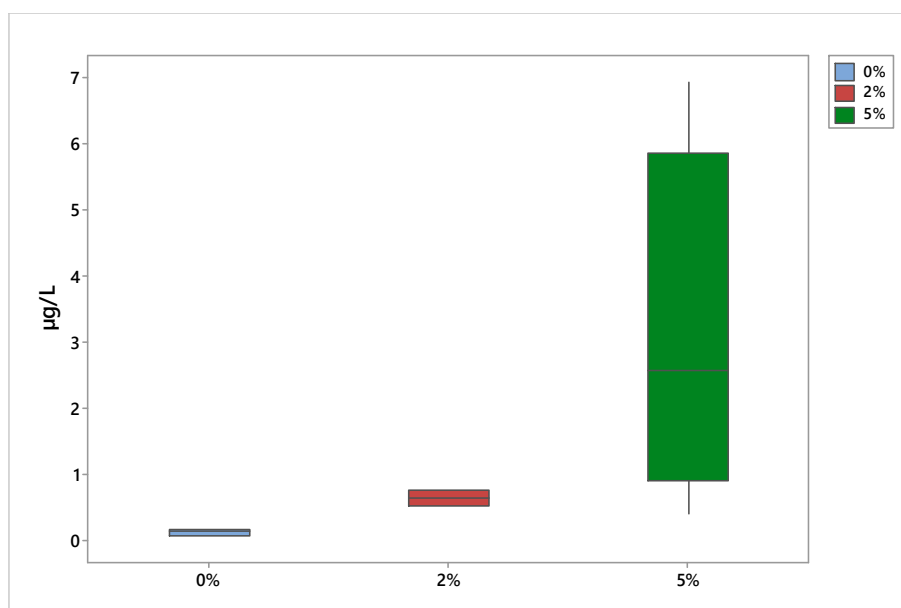
grande aumento na concentração de BPA com o aumento do percentual de lixiviado na mistura. Pode-se concluir que um pequeno aumento no percentual de lixiviado pode acarretar um grande aumento na concentração de BPA nas misturas afluentes. As concentrações analisadas podem ser maiores que as teóricas, devido ao fato da concentração de BPA no lixiviado do que a encontrada nas análises devido a interferentes na matriz.

As concentrações de BPA no efluente final nas diferentes misturas estão apresentadas na Tabela 28 e na Figura 33.

Tabela 28 – Concentração de BPA no efluente final.

Reator	Misturas	Concentração de BPA ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	
		Média	Faixa
R1	0%	0,280	0,108 – 0,871
R2	0%	0,129	0,081 – 0,170
R2	2%	0,650	0,534 – 0,767
R2	5%	3,488	0,404 – 8,373

Figura 33 – Representação gráfica (*Box plot*) da distribuição da concentração de BPA no efluente das diferentes misturas.



Mesmo contendo um aporte maior de BPA devido à presença de lixiviado, as misturas de 2% e 5% foram comparadas com os dados encontrados na literatura

para esgoto tratado, de modo a verificar o impacto desse aporte adicional de BPA no efluente.

O esgoto sintético apresentou remoção de BPA de 24%, a mistura de 2% apresentou remoção de BPA de 42,5% e a mistura de 5% não apresentou remoção. Os valores encontrados para o esgoto sintético e para as misturas estão dentro da faixa relatada para esgoto tratado de 0,004 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 7,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (NAKADA *et al*, 2004; SODRÉ *et al*, 2010). A concentração de 7,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ encontrada por Sodré *et al* (2010) em Campinas é bem maior que as outras concentrações encontradas para esgoto tratado. Quando desconsidera-se o valor encontrado por Sodré *et al* (2010) a faixa de BPA no efluente tratado fica entre 0,004 e 2,45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (NAKADA *et al*, 2004; CASES *et al*, 2011). As concentrações de BPA encontradas no efluente da mistura de 5% ficaram acima do valor de 2,45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ encontrado por Cases *et al* (2011), mas inferior ao valor relatado por Sodré *et al* (2010).

A faixa de concentração de BPA encontrada nas misturas de 2% e 5% ficou entre 0,40 e 6,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Essas concentrações de BPA podem causar riscos biológicos às comunidades aquáticas (CRAIN *et al*, 2007; OEHLMANN *et al*, 2006; LAHNSTEINER *et al*, 2005). Segundo Oehlmann *et al* (2006) observaram que valores acima de 0,008 $\mu\text{g.L}^{-1}$ podem causar superfeminização da espécie de caracol *M. comuaretis*. Lahnsteiner *et al* (2005) observaram que a espécie de peixe *Salmo trutta* não ovulou quando exposto a concentrações de 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de BPA e concentrações de 1,75 a 2,40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ causaram diminuição na qualidade do esperma e Crain *et al* (2007) afirma que concentrações superiores a 0,03 $\mu\text{g.L}^{-1}$ podem causar toxicidade crônica em organismos aquáticos.

As concentrações de BPA encontradas no lodo estão apresentadas na Tabela 29.

Tabela 29 – Concentração média de BPA no lodo.

Reator	Misturas	Concentração de BPA ($\mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco)
R1	0%	35,96 $\pm$ 19,18
R2	0%	Nd
R2	2%	31,35
R2	5%	Nd

nd - não detectável.

Os valores encontrados para o lodo durante os experimentos ficaram próximos dos valores relatados pela literatura, 0,0042 a 36,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de lodo seco (LEE & PEART, 2000; LEE *et al*, 2015; SONG *et al*, 2014). Não foi possível detectar bisfenol A através da CLAE/FLU no lodo coletado durante a operação da mistura de 5% de lixiviado/esgoto.

Foi possível observar uma eficiência de remoção de BPA de 24% e 42% para as misturas de 0% e 2%. Esses valores estão abaixo do relatado pela literatura para o processo de lodo ativado, em que a menor eficiência relatada para o BPA foi de 55% (FROEHNER *et al*, 2011; JIANG *et al*, 2005; KASPRZYK-HORDEN *et al*, 2009; YING *et al*, 2008). Para mistura de 5% não foi observada remoção de BPA. Apesar da remoção de BPA ter eficiência abaixo da relatada na literatura, os valores de BPA encontrados no efluente foram inferiores que a de alguns trabalhos.

Froehner *et al* (2011) avaliou o processo de lodo ativado em ETE com esgoto doméstico e encontrou eficiência de remoção de BPA de 99,9%, no entanto a concentração de BPA no efluente foi 84,11 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto a maior concentração encontrada nesse trabalho foi de 6,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

4.4 Resumo das Fases 1 e 2

A Tabela 30 apresenta o resumo dos parâmetros físico-químicos obtidos durante as fases 1 e 2. A Tabela 31 apresenta os resultados das concentrações de BPA encontradas durante os regimes de batelada e contínuo.

Tabela 30 – Resumo dos parâmetros físico-químicos obtidos nas fases 1 e 2.

		Regime Batelada			Regime Contínuo		
Lixiviado	Bruto (Aterro seropédica)	DQO (mg.L ⁻¹)	2684			4483	
		NH3 (mg.L ⁻¹)	1480			1771	
		COD (mg.L ⁻¹)	1273			2769	
		Abs	31			27	
		0%	2%	5%	0%	2%	5%
Mistura afluente	DQO (mg.L ⁻¹)	709	756	862	578	648	810
	NH3 (mg.L ⁻¹)		-		105	97	242
	COD (mg.L ⁻¹)	282	298	312	211	204	339
	Abs	0,409	0,983	1,624	0,353	0,942	1,792
Efluente	DQO (mg.L ⁻¹)	73	151	308	69	110	300
	NH3 (mg.L ⁻¹)		-		86	116	138
	COD (mg.L ⁻¹)	15	32	68	19	50	90
	Abs	0,207	0,713	1,470	0,174	0,613	1,491
Eficiência de remoção (%)	DQO (mg.L ⁻¹)	78	64	39	88	82	63
	NH3 (mg.L ⁻¹)		-		13	-13	43
	COD (mg.L ⁻¹)	87	72	50	92	70	70
	Abs	49	27	9	55	35	17

Pode-se observar pela Tabela 30 que as remoções de DQO e COD e redução de absorvância a 254 nm foram ligeiramente melhores no reator operando em regime contínuo do que em batelada. A remoção de DQO foi menos impactada pela adição de lixiviado no reator operando em regime contínuo do que em regime de batelada. O valor da eficiência de remoção de DQO no regime contínuo da mistura de 2% foi de 82%, e está próximo ao encontrado por Franco (2009), que foi de 85%,

operando um reator de bancada com TRH de 6 horas com a relação de lixiviado/esgoto na faixa de 2 a 2,5% e está um pouco acima do encontrado por Nascentes (2013) que encontrou 74,4% e 55,5%, respectivamente para as misturas de 2% e 5% operando em regime contínuo e TRH de 8 horas.

Dessa forma, pode-se concluir que a adição de lixiviado reduziu a eficiência de remoção de matéria orgânica. Com uma relação de 2% de lixiviado/esgoto a remoção de DQO foi pouco impactada, no entanto uma relação de 5% diminui de forma significativa a qualidade do efluente gerado.

Tabela 31 – Resumo das concentrações de BPA encontradas nas fases 1 e 2.

Matriz	Concentrações de Bisfenol A		
	Referências	Regime Batelada	Regime Contínuo
Lixiviado ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,13 – 17.200 ^(a)	2,002 (0%): 0,147	20,515 (0%): 0,170
Esgoto Bruto ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,018 – 88,31 ^(b)	(2%): 0,172 (5%): 0,628	(2%): 1,130 (5%): 2,084
Esgoto Tratado ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,004 – 7,9 ^(c)	(2%): nd – 1,1884 (5%): nd – 1,0878	(0%): 0,081 - 0,170 (2%): 0,534 - 0,767 (5%): 0,404 – 6,938
Lodo ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	0,00042 – 25,6 ^(d)	Inicial: 86,568 Final: 3,506 – 5,694	Final: 21,35 – 57,68

(a) – Yasuhara *et al* (1997); Behnisch *et al* (2001); Yamamoto *et al* (2001); Coors *et al* (2003); Urase & Miyashita (2003); Sakamoto *et al* (2004); Deng *et al* (2006); Teuten *et al* (2009); Baderna *et al* (2011); Kamata *et al* (2011); Gong *et al* (2014); Viecelli *et al* (2014); Bahramifar *et al* (2014); Rigobello *et al* (2015); França (2016).

(b) – Lee & Peart (2000); Fromme *et al* (2002); Clara *et al* (2005); Tan *et al* (2007); Jiang *et al* (2005); Gatidou *et al* (2007); Balest *et al* (2008); Stasinakis *et al* (2008); Ying *et al* (2008); Kasprzyk-Horden *et al* (2009); Froehner *et al* (2011); Zhou *et al* (2012); Samaras *et al* (2013); Queiroz *et al* (2014).

(c) – Nakada *et al* (2004); Clara *et al* (2005); Jiang *et al* (2005); Gatidou *et al* (2007); Stasinakis *et al* (2008); Ying *et al* (2008); Sodré *et al* (2010); Kasprzyk-Horden *et al* (2009); Froehner *et al* (2011); Cases *et al* (2011); Zhou *et al* (2012).

(d) – Lee & Peart (2000); Fromme *et al* (2002); Chu *et al* (2005); Tan *et al* (2007); Gatidou *et al* (2007); Stasinakis *et al* (2008); Froehner *et al* (2011); Dorival-García *et al* (2012); Samaras *et al* (2013); Song *et al* (2014); Lee *et al* (2015).

nd – não detectável.

Em relação à concentração de BPA, observou-se que quanto maior a quantidade de BPA no lixiviado, maior a concentração de BPA no afluente. O

lixiviado utilizado no regime contínuo apresentou concentração de BPA dez vezes maior que o lixiviado usado no regime de batelada, por esse motivo as concentrações de BPA no afluente foram maiores no regime contínuo do que em relação ao regime de batelada. Observou-se também que o aumento de BPA nas misturas de 2% e 5% foram menores que o aumento de BPA no lixiviado, a concentração de BPA aumentou 6,5 vezes na mistura de 2% e 3 vezes na mistura de 5%. Em relação a remoção de BPA, o regime contínuo mostrou-se mais eficiente para a remoção de BPA.

5. CONCLUSÃO

O tratamento combinado de lixiviado de aterro e esgoto sanitário em lodo ativado mostrou ser uma alternativa tecnicamente viável para o tratamento de lixiviado para misturas de lixiviado/esgoto de até 2%.

A operação do processo de lodo ativado em regime contínuo se mostrou mais eficiente que em regime de batelada. As eficiências de remoção de DQO no regime contínuo encontradas foram de 82% e 63% para relação de lixiviado/esgoto de 2% e 5%, respectivamente.

Observou-se que houve variação na concentração de BPA no lixiviado utilizado nas fases 1 e 2 e verificou-se que apesar da baixa relação de lixiviado/esgoto houve um significativo aumento de BPA no efluente final. O aumento na concentração de BPA no afluente e no efluente é bem maior que o aumento do lixiviado na mistura em termos de volume. Quanto maior a concentração de BPA no lixiviado, maior a concentração de BPA no efluente final.

A presença de BPA foi detectada na maioria das amostras avaliadas tanto do afluente quanto do efluente. As concentrações encontradas estavam dentro das faixas relatadas na literatura para essas matrizes. No regime de batelada não foi verificada remoção de BPA em nenhuma das misturas, já no regime contínuo a remoção de BPA foi de 24% e 42%, respectivamente para as misturas de 0% e 2%, na mistura de 5% não houve remoção de BPA.

Foi detectada a presença de BPA no lodo utilizado em algumas amostras em ambos os regimes de operação.

REFERÊNCIAS

ABDULHUSSAIN, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on landfill leachate treatments. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, p. 672 – 684, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10004/2004 – *Resíduos Sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 8849/1985 – *Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro, 1985.

ANDRADY, A. L. *Plastics and environmental sustainability*. Ed. John Wiley & Sons, New Jersey, 2015.

APHA / AWWA / WEF: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22th. Ed. USA, APHA, 2012.

AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.18, n.3, p.187-204, jul/set 2013.

ARAÚJO, B. M. N. *Disruptores endócrinos em chorume: estudo de caso do aterro controlado de Divinópolis/MG*. 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Inovações Ambientais) – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2015.

ASAKURA, H.; MATSUTO, T.; TANAKA, N. Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan. *Waste Management*, v.24, p.613-622, 2004.

ASCE Standard. *Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water*. 2-06, American Society of Civil Engineers, USA, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS, ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2016. 64 p. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acessado em: 12 abr. 2017.

BADERNA, D.;MAGGIONI, S.;BORIANI, E.; GEMMA, S.; MOLTENI, M.; LOMBARDO, A.; COLOMBO, A.; BORDONLI, S.; ROTELLA; G. LODI, M.; BENFENATI, E. A combined approach to investigate the toxicity of na industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. *Environmental Research*, v.111, p.603-613, 2011.

BAHRAMIFAR, N.; RAHNAMA, R.; SABERIMOGHADDAM, S. Trace determination of bisphenol-a in landfill leachate samples by dispersive liquid-liquid microextraction followed by high performance liquid chromatography. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*, v.28, n.3, p.329-338, 2014.

BAIRD, C.; CANN, M. *Química Ambiental*. 4ª edição. Porto Alegre, Ed. Bookman, 844p., 2011.

BALEST, L.; MASCOLO, G.; DI IACONI, C.; LOPEZ, A. Removal of endocrine disrupter compounds from municipal wastewater by an innovative biological technology. *Water Science & Technology*, v. 58, n.4, p.953-956, 2008.

BALLESTEROS-GÓMES, A.; RUBIO, S.; PEREZ-BENDITO, D. Analytical methods for determinationof bisphenol Ain foods. *Journal of Chromatography A*, v.1216, n.3, p.448-469, 2009.

BARCELAR, H. A. M. *Tratamento de lixiviados produzidos em aterro de resíduos sólidos urbanos por meio de evaporação forçada*. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BEHNISCH, P. A.; FUJJI, K.; SHIOZAKI, K.; KAWAKAMI, I.; SAKAI, S. Estrogenic and dioxin-like potency in each step of a controlled landfill leachate treatment plant in Japan. *Chemosphere*, v.43, p.977-984, 2001.

BERNARDO, P. E. M.; NAVAS, S. A.; MURATA, L. T. P.; ALCÂNTARA, M. R. S. Bisfenol A: o uso em embalagens para alimentos, exposição e toxicidade – Uma revisão. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 74, n.1, p. 1-11, 2015.

BERGMAN, A.; HEINDEL, J. J.; JOBLING, S.; KIDD, K. A.; ZOELLER, R. T. *State of the science of endocrine disrupting chemicals*. World Health Organization and United Nations Environment Programme, 2012.

BHANDARI, R. K.; DEEM, S. L.; HOLLIDAY, D. K.; JANDEGIAN, C. M.; KASSOTIS, C. D.; NAGEL, S. C.; TILLITT, D. E.; Vom SAAL, F. S.; ROSENFELD, C. S. Effects of environmental estrogenic contaminants bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol on sexual development and adult behaviors in aquatic wildlife species. *General and Comparative Endocrinology*, v.214, p.195-219, 2015.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007.

BOCCHIGLIERI, M. M. *O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos*. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BOONNORAT, J.; CHIEMCHAI SRI, C.; CHIEMCHAI SRI, W.; YAMAMOTO, K. Removals of phenolic compounds and phthalic acid esters in landfill leachate by microbial sludge of two-stage membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, v.277, p.93-101, 2014.

BRANDT, E. M. F. *Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores uasb seguidos de pós-tratamento)*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos

hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2012.

BRASIL. Política Nacional De Resíduos Sólidos, PNRS. Presidência da República – Casa Civil. Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm, acessado em: 17 abr. 2017.

BRUNELLE, D. J.; KORN, M. R. *Advanced in Polycarbonates*. American Chemical Society, 2005.

CALAFAT, A.M.; YE, X.; WONG, L.-Y.; REIDY, J. A.; NEEDHAM, L. L. Exposure of the U.S. Population to Bisphenol A and 4-tertiary-Octylphenol: 2003–2004. *Environmental Health Perspectives*, v.116, n.1, p.39-44, 2008.

CALIMAN, F. A.; GAVRILESCU, M. Pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting agents in the environment – a review. *Clean*, v. 37, n. 4-5, p.277-303, 2009.

CAMPOS, J. C.; MACHADO, B. S.; BLONSKI, M. E. D.; BILA, D. M.; FERREIRA, J. A. Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plant. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n.3, set/dez 2013.

CASES, V.; ALONSO, V.; ARGANDONA, V.; RODRIGUEZ, M.; PRATS, D. Endocrine disrupting compounds: A comparison of removal between conventional activated sludge and membrane bioreactors. *Desalination*, v.272, p.240-245, 2011.

CASTILHOS JUNIOR, A. B (Coord.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. PROSAB – tema III edital IV. Florianópolis, 464 f., 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; DALSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 385-392 out/dez 2010.

CATAPRETA, C.A.A.; SIMÕES, G.F. *Avaliação da relação chuva – vazão de lixiviados no Aterro Sanitário de Belo Horizonte*. In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

CHEMICAL BOOK. *Bisphenol A*. Disponível em: <https://www.chemicalbook.com/ProductChemicalPropertiesCB5854419_EN.htm>. Acessado em: 16 out 2017.

CHU, S.; HAFFNER, G. D.; LETCHER, R. J. Simultaneous determination of tetrabromobisphenol A, tetrachlorobisphenol A, bisphenol A and other halogenated analogues in sediment and sludge by high performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v.1097, p.25-32, 2005.

CLARA, M.; STRENN, B.; SARACEVIC, E.; KREUZINGER, N. Adsorption of bisphenol-A, 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol to sewage sludge. *Chemosphere*, v.56, p.843-851, 2004.

CLARA, M.; STRENN, B.; GANS, O. MARTINEZ, E.; KREUZINGER, N.; KROISS, H. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 39, p.4797-4807, 2005.

COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (COMLURB) – *Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares da cidade do Rio de Janeiro 2016*. Rio de Janeiro, 2016.

COMITE GUANDU – CTR-SANTA-ROSA, Abril, 2016. Acessado em: <<http://www.comiteguandu.org.br/downloads/ARTIGOS%20E%20OUTROS/CTR-SANTA-ROSA.pdf>>. Acessado em: 18 out. 2017.

COORS, A.; JONES, P. D.; GIESY, J. P.; RATTE, H. T. Removal of Estrogenic Activity from Municipal Waste Landfill Leachate Assessed with a Bioassay Based on Reporter Gene Expression. *Environmental Science & Technology*, v.37, n.15, p.3430-3434, 2003.

CRAIN, D. A.; ERIKSEN, M.; IGUCHI, T.; JOBLING, S.; LAUFER, H.; LEBLANC, G. A.; GUILLETTE JR, L. J. An ecological assessment of bisphenol-A: Evidence from comparative biology. *Reproductive Toxicology*, v.24, p.225-239, 2007.

DENG, L.; LIU, Y.-X.; CHEN, P.-Y.; WANG, L.; DENG, N.-S. Determination of Trace Bisphenol A in Leachate by Solid Phase Microextraction Coupled with High Performance Liquid Chromatography. *Analytical Letters*, v.39, p.395-404, 2006.

DIAMIN, A. P. Condensation of phenol with unsaturated ketones, Zhurnal russkogo fizio-khimicheskogo obshchestva. *J. Russ Physico Soci*, v.23, p.492, 1891 *apud* WANG, L.; ZHAO, J.; LI, Y. Removal of bisphenol A and 4-n-nonylphenol coupled to nitrate reduction using acclimated activated sludge under anaerobic conditions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v.89, p.391-400, 2014.

DIRETIVA 2013/39/UE do parlamento europeu e do conselho, de 12 de agosto de 2013, que altera as Diretivas 2000/60/CE e 2008/105/CE no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água. *Jornal Oficial da União Europeia*. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?qid=1514389160245&uri=CELEX:32013L0039>>. Acessado em: 11 Nov. 2017.

DIRECTIVA 98/83/CE, do conselho de 3 de novembro de 1998, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. *Jornal Oficial da União Europeia*. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?qid=1514389631638&uri=CELEX:31998L0083>>. Acessado em 11 Nov. 2017.

DORIVAL-GARCÍA, N.; ZAFRA-GÓMES, A.; NAVALÓN, A.; VÍLCHEZ, J. L. Improved sample treatment for the determination of bisphenol A and its chlorinated derivatives in sewage sludge samples by pressurized liquid extraction and liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta*, v.101, p.1-10, 2012.

ECKENFELDER, W. W. *Industrial Water Pollution Control*. Singapore: McGraw Hill, 1989.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. *Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro*. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, Paraíba. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, ABES, 2001.

FRANÇA, F. O. M. *Avaliação de atividade estrogênica e toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos*. 2016. 117f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2016.

FRANCO, R. S. O. *Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto*. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K. S.; AISSE, M. M. Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment. *Water, Air & Soil Pollutant*, v.216, p.463-471, 2011.

FROMME, H.; KUCHLER, T.; OTTO, T.; PILZ, K.; MULLER, J.; WENZEL, A. Occurrence of phthalates and bisphenol A and Fin the Environment. *Water Research*, v.36, p.1429-1438, 2002.

FUHRMAN, V. F.; TAL, A.; ARNON, S. Why endocrine disrupting chemicals (EDCs) challenge traditional risk assessment and how to respond. *Journal of Hazardous Material*, v.286, p.589-611, 2015.

GATIDOU, G.; THOMAIDIS, N.; STASINAKIS, A. S.; LEKKAS, T. D. Simultaneous determination of the endocrine disrupting compounds nonylphenol, nonylphenol ethoxylates, triclosan and bisphenol A in wastewater and sewage sludge by gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1138, p.32-41, 2007.

GOMES, L. P. (Coord.) Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Projeto PROSAB, ABES, Rio de Janeiro, 360 f., 2009.

GONG, Y.; TIAN, H.; WANG, L.; YU, S.; RU, S. An Integrated Approach Combining Chemical Analysis and an In Vivo Bioassay to Assess the Estrogenic Potency of a Municipal Solid Waste Landfill Leachate in Qingdao. *PlosOne*, v.9, n.4, Abril/2014.

HARRISON, P. T. C.; HOLMES, P.; HUMFREY, C. D. N. Reproductive health in humans and wildlife: are adverse trends associated with environmental chemical exposure?. *The science of the total environment*, v.205, p.97-106, 1997.

HENRY, J. G. *New Developments in Landfill Leachate Treatment*. In: Proc. New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, Univ. of Brit. Columbia, v.1, 1985.

HUANG, Y. Q.; WONG, C. K. C.; ZHENG, J. S.; BOUWMAN, H.; BARRA, R., WAHLSTROM, B.; NERETIN, L.; WONG, M. H. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environmental International*, v.42, p.91-99, 2012.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA) – *Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos. Brasil, 2012*.

INERIS – INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES. *Bisphenol Substitution*. Disponível em: < <https://substitution-bp.ineris.fr/en>>. Acessado em 16 out 2017.

JEMEC, A; TISLER, T.; ZGAJNAR-GOTVAJN, A. Assessment of landfill leachate toxicity reduction after biological treatment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 62, p. 210-221, 2012.

JIANG, J. Q.; YIN, Q.; ZHOU, J. L.; PEARCE, P. Occurrence and treatment trials of endocrine disrupting chemicals (EDCs) in wastewaters. *Chemosphere*, v.61, p.544-550, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 8ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 916 p., 2017.

KAMATA, R.; SHIRAISHI, F.; NAKAJIMA, D.; KAGEYAMA, S. Estrogenic effects of leachates from industrial waste landfills measured by a recombinant yeast assay and transcriptional analysis in Japanese medaka. *Aquatic Toxicology*, v.101, p.430-437, 2011.

KASPRZYK-HORDEN, B.; DINSDALE, R. M.; GUWY, A. J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, v.43, p.363-380, 2009.

KELLY, H.G. Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 59, n. 5, p. 254-261, 1987.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, n.4, p.291-336, 2002.

KURATA, Y.; ONO, Y.; ONO, Y. Occurrence of phenols in leachates from municipal solid waste landfills in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v.10, p144-152, 2008.

LAHNSTEINER, F.; BERGER, B.; KLETZL, M.; WEISMANN, T. Effect of bisphenol A on maturation and quality of semen and eggs in the brown trout, *Salmo trutta f.fario*. *Aquatic Toxicology*, v.75, p.213–224, 2005.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JUNIOR, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, n.2, p.175-183, 2006.

LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. *Operações básicas para operação de aterro sanitário*. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Belo horizonte, 2006.

LEE, H.-B., PEART, T.E. Bisphenol A contamination in Canadian municipal and industrial wastewater and sludge samples. *Water Quality Research Journal of Canada*, v.35, p. 283-298, 2000.

LEE, S.; LIAO, C.; SONG, G.-J.; RA, K., KANNAN, K. Emission of bisphenol analogues including bisphenol A and bisphenol F from wastewater treatment plants in Korea. *Chemosphere*, v. 119, p.1000-1006, 2015.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air and Soil Pollution*, v.40, p.223-250, 1988.

LIMA, L. S. M. S. *Quantificação e remoção de substâncias húmicas em lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos*. 2017. Tese (Doutorado em Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

LIMAM, I.; MEZNI, M.; GUENNE, A.; MADIGOU, C.; DRISS, M. R.;BOUCHEZ, T.; MAZEAS, L. Evaluation of biodegradability of phenol and bisphenol A during mesophilic and thermophilic municipal solid waste anaerobic digestion using ¹³C-labeled contaminants. *Chemosphere*, v.90, p.512-520, 2013.

LIU, R.; ZHOU, J. L.; WILDING, A. Microwave-assisted extraction followed by gas chromatography–mass spectrometry for the determination of endocrine disrupting chemicals in river sediments. *Journal of Chromatography A*, v.1038, p.19-26, 2004.

MANNARINO, C. F. *Uso de wetland sub-superficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de chorume por lodos ativados*. 2003. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

MANNARINO, C. F. *Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos e esgoto doméstico utilizando indicadores físico-químicos e biológicos*. 2010. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2010.

MASSAROTTO, W. L. *Avaliação de tecnologias para tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2010.

MANO, E. B.; MENDES, L. C. *Introdução a Polímeros*. 2ª edição. Ed. Edgard Blucher Ltda, São Paulo, 2004.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.;FARQUAHAR, G. J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. New Jersey: Prentice Hall, 521f. 1995.

MCLACHLAN, J. A. Endocrine disrupters and female reproductive health. *Best Practice & Research Clinical Endocrinology & Metabolism*, v.20, n.1, p.63-75, 2006.

MERCEA, P. Physicochemical Processes Involved in Migration of Bisphenol A from Polycarbonate. *Journal of Applied Polymer Science*, 2009.

METCALF & EDDY. Wasterwater engineering: treatment and reuse. 3ª Ed. McGraw-Hill Education, 2003.

MICHALOWICZ, J. Bisphenol A – Sources, toxicity and biotransformation. *Environmental toxicology and pharmacology*, v.37, p. 738-758, 2014.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC nº41, de 16 setembro de 2011. Dispõe sobre a proibição de uso de bisfenol A em mamadeiras destinadas a alimentação de lactentes e dá outras providencias. *Diário Oficial da União, Brasília*, 16 de setembro de 2011.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diária Oficial da União, Brasília*, 12 de dezembro de 2011.

MORAVIA, W. G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

MOREIRA, C. G.; MOREIRA, M. H.; FURTADO, P. S.; BILA, D. M.; FONSECA, F. V. *Remoção de bisfenol-A em soluções aquosas por processo oxidativo avançado e separação por membranas*. Congresso ABES/FENASAN, 2017. São Paulo. Anais Online. Disponível em: < <http://www.evolvedoc.com.br/aesabesp/busca-por-trabalhos-tecnicos>>. Acessado em 27 dez. 2017.

NAKADA, N.; NYUNOYA, H.; NAKAMURA, M.; HARA, A.; IGUCHI, T.; TAKADA, H. Identification of estrogenic compounds in wastewater effluent. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.23, p.2807-2815, 2004.

NAM, S. H.; SEO, Y. M., KIM, M.-G. Bisphenol A migration from polycarbonate baby bottle with repeated use. *Chemosphere*, v. 79, p. 949-952, 2010.

NASCENTES, A. L. *Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico*. 2013. 166 f. Tese (Doutorado em Tecnologia de Processos de Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

NASCIMENTO FILHO, I.; MUHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por efs e cg/em. *Química Nova*, v.24, n.4, p.554-556, 2001.

NICOLOPOULOU-STAMATI, P.; PITSOS, M. A. The impact of endocrine disrupters on the female reproductive system. *Humam Reprodutive Update*, v.7, n.3, p.323-330, Mai-Jun/2001.

OEHLMANN, J.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; BACHMANN, J.; OETKEN, M.; LUTZ, I.; KLOAS, W.; TERNES, T. A. Bisphenol A induces superfeminization in the Ramshorn Snail *Marisa cornuarietis* (Gastropoda: Prosobranchia) at Environmentally Relevant Concentrations. *Environmental Health Perspectives*, v. 114, s. 1, abr, 2006.

OLMEZ-HANCI, T.; DURSUN, D. S₂O₈²⁻/UV-C and H₂O₂/UV-C treatment of Bisphenol A: Assessment of toxicity, estrogenic activity, degradation products and results in real water. *Chemosphere*, v.119, p. S115-S123, 2015.

OMAR, T. F. T.; AHMAD, A., ARIS, A. Z. Endocrine disrupting compounds (EDCs) in environmental matrices: Review of analytical strategies for pharmaceuticals, estrogenic hormones, and alkylphenol compounds. *Trends in Analytical Chemistry*, v. 85, p. 241-259, 2016.

PACHECO, J. R. *Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançados para o tratamento de percolado de aterro sanitário*. 2004. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

PEDERSEN, G. A. HVILSTED, S. PETERSEN, J. H. Migration of bisphenol A from polycarbonate plastics of different qualities. *The Danish Environmental Protection Agency*, 2015.

PESSOA, G. D. P.; SANTOS, A. B. D.; DE SOUZA, N. C. ; ALVES, J. A. C. N. Desenvolvimento de metodologia para avaliar remoção de estrogênio em estações de tratamento de esgotos. *Química Nova*, São Paulo, v.35, n.5, p. 968-973, 2012.

QIU, W.; ZHAO, Y.; YANG, M.; FARAJZADEH, M.; PAN, C.; WAYNE, N. L. Actions of Bisphenol A and Bisphenol S on the Reproductive Neuroendocrine System During Early Development in Zebrafish. *Endocrinology*, v.157, n.2, p.636-647, 2016.

QUEIROZ, F. B.; SILVA, J. C.; AQUINO, S. F.; COUTRIN, M. X.; AFONSO, R. J. C. F. Determination of Endocrine Disrupters and Pharmaceuticals in Sewage Samples by Tandem Solid Phase Clean up/Extraction and High Performance Liquid Chromatography-Negative and Positive Electrospray High-Resolution Mass Spectrometry. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 25, n. 2, p.298-312, 2014.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J-G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468-493, 2008.

RESEARCH AND MARKETS, *Bisphenol A – A global Market Overview*. Report, Fev/2016. Disponível em: <https://www.researchandmarkets.com/research/mgg8v9/bisphenola_a>. Acessado em: 05 mai. 2017.

RIGOBELLO, E. S.; SCANDELA, A. P. J.; CORSO, B. L.; TAVARES, C. R. G. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. *Química Nova*, v.38, n.6, p.794-800, 2015.

RODRIGUES, K. L. T. *Desenvolvimento de metodologia analítica para determinação simultânea de microcontaminantes emergentes em águas superficiais por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas*, 2012. 156f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Ouro Preto, 2012.

SAAL, F. S.; HUGHES, C. An Extensive New Literature Concerning Low-Dose Effects of Bisphenol A Shows the Need for a New Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives*, v.113, n.8, Ago/2005.

SAKAMOTO, H.; FUKUI, H.; SOUTA, I.; KANEKO, H. Studies on Bisphenol A and its Origins in Leachates from Solid Waste Landfills. *Journal of Japan Society of Waste Management Experts*, v.15, n.6, p.511-520, 2004.

SAMARAS, V.G.; STASINAKIS, A. S.; MAMAI, D.; THOMAIDIS, N. S.; LEKKAS, T. D. Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, v. 244, p. 259-267, 2013.

SANT'ANNA JR, G. L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. 2ª Edição. Interciência, 424 p. 2013.

SANTOS, A. S. P. *Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagos de estabilização*. 2010. 233 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SHARMA, J.; MISHRA, I. M. Degradation and mineralization of Bisphenol A (BPA) in aqueous solution using advanced oxidation processes: UV/H₂O₂ and UV/S₂O₈⁻² oxidation systems. *Journal of Environmental Management*, v. 156, p. 266-275, 2015.

SIGMA-ALDRICH. Product Specification of Bisphenol A – 97%. Disponível em: <https://www.sigmaaldrich.com/Graphics/COFAInfo/SigmaSAPQM/SPEC/13/133027/133027-BULK_____ALDRICH_.pdf>. Acessado em: 08 jan. 2017.

SOARES, E. L. S. F. *Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos*. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of Emerging Contaminants in Brazilian Drinking Waters: A Sewage-To-Tap Issue. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 206, p.57-67, 2010.

SONG, S.; SONG, M.; ZENG, L.; WANG, T.; LIU, R.; RUAN, T.; JIANG, G. Occurrence and profiles of bisphenol analogues in municipal sewage sludge in China. *Environmental Pollution*, v.186, p.14-19, 2014.

SPADOTO, M. *Análise dos efeitos tóxicos do nonilfenol e do bisfenol A em organismos de água doce*. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2013.

STAPLES, C. A.; DORN, P. B.; KLECKA, G. M.; O'BLOCK, S. T.; HARRIS, L. R. A Review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere*, v. 36, n.10, p.2149-2173, 1998.

STASINAKIS, A. S.; GATIDOU, G.; MAMAI, D.; THOMAIDIS, N. S.; LEKKAS, T. D. Occurrence and fate of endocrine disrupters in Greek sewage treatment plants. *Water Research*, v.42, p.1796-1804, 2008.

SUÁREZ, S.; CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M. How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v.7, p.125-138, 2008.

TAN, B. L. L.; HAWKER, D. W.; MULLER, J. F.; LEUSCH, F. D. L. TREMBLAY, L. A.; CHAPMAN, H. F. Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. *Environmental International*, v. 33, p.654-669, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S.A. *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. 1ªed., New York, Mc-Graw Hill Editions, 1993.

TEUTEN *et al.* Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v.364, p.2027-2045, 2009.

URASE, T.; MIYASHITA, K. Factors affecting the concentration of bisphenol A in leachates from solid waste disposal sites and its fate in treatment processes. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v.5, p77-82, 2003.

USEPA. *Special report on environmental endocrine disruption: an effects assessment and analysis*. U.S. Environmental Protection Agency, Report EPA/630/R-96/012, Washington D. C., EUA, 1997.

USEPA. *Occurrence of Contaminants of Emerging Concern in Wastewater From Nine Publicly Owned Treatment Works*, U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., EUA, 2009A.

USEPA – EPA 816-F-09-004 – *National Primary Drinking water Regulations*. U. S. Environmental Protection Agency, Washinton D.C., EUA, 2009b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf>. Acessado em 17 de Nov de 2017.

USEPA. *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table*., U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., EUA, 2017. Disponível em: <<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>>. Acessado em 04 de Jan de 2018.

VIECELLI, N. C.; BALDASSO, R. P.; NASCIMENTO FILHO, I.; MANFREDINI, K. L. Occurrence of Bisphenol A in soil and leachate of a municipal landfill: effect of the sample acidification. *Scientia cum Industria*, v.2, n.1, p.10-14, 2014.

VIERO, A.F. Avaliação do desempenho de um biorreator com membranas submersas para tratamento de efluente. 2006. Tese (doutorado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

VIRKUTYTE, J.; VARMA, R. S.; JEGATHEESAN, V. *Treatment of Micropollutants in Water and Wastewater*. Londres: IWA Publishing, 483 f., 2010.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.4. Lodos Ativados, DESA-UFMG, 4ª Ed, 461 f., 2016.

WANG, L.; ZHAO, J.; LI, Y. Removal of bisphenol A and 4-n-nonylphenol coupled to nitrate reduction using acclimated activated sludge under anaerobic conditions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v.89, p.391-400, 2014.

WIEBECK, H.; HARADA, J. Plásticos de engenharia: tecnologia e aplicações. Ed. Artliber, São Paulo, 2005.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J. Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letter*, V. 4, p. 51-61, 2006.

YAMAMOTO, T.; YASUHARA, A.; SHIRAISHI, H.; NAKASUGI, O. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, v.42, p.415-418, 2001.

YASUHARA, A.; SHIRAISHI, H.; NISHIKAWA, M.; YAMAMOTO, T.; UEHIRO, T.; NAKASUGI, O.; OKUMURA, T.; KENMOTSU, K.; FUKUI, H.; NAGASE, M.; ONO, Y.; KAWAGOSHI, Y.; BABA, K.; NOMA, Y. Determination of organic components in leachates from hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v.774, p.321-332, 1997.

YING, G.-G.; KOOKANA, R. S.; KUMAR, A. Fate of estrogens and xenoestrogens in four sewage treatment plants with different technologies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.27, n.1, p.87-94, 2008.

ZHOU, H.; ZHOU, Y.; LI, H.; WANG, F. Fate and removal of selected endocrine-disrupting compounds in sewage using activated sludge treatment. *Water and Environmental Journal*, 2012.