

# Impacto da incorporação de lixiviado estabilizado pré-tratado de aterro sanitário ao tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB

*Impact of the incorporation of pre-treated stabilized landfill leachate in the treatment of domestic wastewater in UASB reactors*

▶ **Data de entrada:**  
03/10/2017

▶ **Data de aprovação:**  
13/08/2018

Renan Borelli Galvão<sup>1\*</sup> | Priscila Liane Biesdorf Borth<sup>1</sup> | Fernando Fernandes<sup>1</sup>  
Emília Kiyomi Kuroda<sup>1</sup>

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.027>

## ORCID ID

Galvão RB  <https://orcid.org/0000-0003-4278-0490>

Borth PLB  <https://orcid.org/0000-0003-3974-5256>

Fernandes F  <https://orcid.org/0000-0003-4172-5588>

Kuroda EK  <https://orcid.org/0000-0001-8678-5619>

## Resumo

A incorporação de lixiviado de aterro sanitário no tratamento de esgoto doméstico tem sido praticada em alguns países e pode ser uma alternativa técnica interessante, desde que o transporte do lixiviado à ETE seja viável e que a mesma tenha capacidade de absorver a sobrecarga. Este trabalho buscou avaliar os impactos da adição de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por *stripping* de amônia no tratamento de esgoto doméstico em reatores anaeróbios UASB. A avaliação foi realizada em escala piloto, em reatores com volume de 14,14 L, vazão de 1,77 L h<sup>-1</sup> e TDH de 8 h. O tratamento das misturas esgoto-lixiviado foi eficiente na remoção de DQO, apresentando remoções entre 69,2 e 81,4%, com valores residuais de 88 a 168 mg L<sup>-1</sup>. A análise dos incrementos de DQO provenientes do lixiviado sugeriu que o tratamento anaeróbio não foi capaz de remover a DQO adicionada e ainda foi prejudicado em relação à remoção da DQO biodegradável do esgoto.

**Palavras-chave:** Cotratamento de lixiviado e esgoto. Tratamento anaeróbio. Reator UASB.

## Abstract

*Incorporation of landfill leachate in the treatment of domestic wastewater has been practiced in some countries and may be an interesting technical alternative since the transport of the leachate to the WWTP is feasible and that it has the capacity to absorb the overload. This research aimed to evaluate the impacts of the addition of pretreated landfill leachate by ammonia stripping in the treatment of domestic wastewater in UASB reactors. The experiments were performed in pilot scale reactors with volume of 14.14 L, flow rate of 1.77 L h<sup>-1</sup> and HRT of 8 h. The treatment of the leachate-wastewater mixtures was efficient in the removal of COD, with removals between 69.2 and 81.4%, with residual values of 88 to 168 mg L<sup>-1</sup>. The analysis of COD increases from the leachate suggested that the anaerobic treatment was not able to remove the added COD, most of it recalcitrant, and it was negatively affected in relation to the removal of the biodegradable COD from the sewage.*

**Keywords:** Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater. Anaerobic treatment. UASB reactors.

<sup>1</sup> UEL (Universidade Estadual de Londrina) - Londrina - PR - Brasil.

\* **Autor correspondente:** [renanbgalvao@outlook.com](mailto:renanbgalvao@outlook.com).

## 1 INTRODUÇÃO

A disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é uma das formas de disposição mais viáveis técnica e economicamente para a realidade brasileira, sendo extensivamente utilizada no país. Um de seus subprodutos, o lixiviado, é um líquido escuro caracteristicamente de odor desagradável e alto poder poluente, gerado pelo carreamento do material solúvel, resultante dos processos de decomposição do aterro, e da água percolada das chuvas.

Considerando que, em média, após 5-10 anos de operação o lixiviado de aterro sanitário apresenta características de lixiviado estabilizado (POHLAND e HARPER, 1985; RENOUE et al., 2008), com predominância de matéria orgânica recalcitrante (HUO et al., 2007; KJELDSEN et al., 2002), e que as mesmas são mantidas pelo restante da vida útil do aterro, inclusive após seu encerramento, é importante que pesquisas sejam feitas com esse tipo de efluente. Devido a essas características, a escolha de um sistema de tratamento eficiente pode ser um tanto complexa e geralmente requer uma combinação de processos biológicos e físico-químicos de maneira que o efluente atenda aos padrões de lançamento e de enquadramento de qualidade das legislações vigentes (AMOKRANE et al., 1997; AZIZ et al., 2007; CASTRILLON et al., 2010; KAWAHIGASHI et al., 2014; LI et al., 2010; NTAMPOU et al., 2006; XU et al., 2010). Embora existam tecnologias, ou combinações destas, capazes de tratar o lixiviado de forma relativamente eficiente, estes sistemas apresentam, em geral, alto custo de implantação e manutenção e necessitam de operação especializada.

Uma solução alternativa bastante interessante, já empregada em vários países (FERREIRA et al., 2009), é a incorporação de lixiviado de aterro sanitário ao tratamento de esgoto doméstico/sanitário em estação de tratamento de esgoto - ETE existente. Tal alternativa técnica elimina os custos de implantação e operação de uma esta-

ção de tratamento de lixiviado no aterro sanitário, bem como os possíveis impactos ambientais decorrentes do lançamento sem tratamento ou após tratamento deficitário. Esse tipo de solução é interessante desde que o transporte de lixiviado à ETE seja viável e que a mesma apresente capacidade de absorver, no tratamento, o volume e a carga de poluentes presentes no lixiviado. Além disso, o tratamento conjunto apresenta vantagens em relação ao tratamento único de lixiviado, por reduzir a carga afluente de alguns poluentes inibidores dos processos biológicos presentes no lixiviado, além de aumentar sua biodegradabilidade ( $DBO_5/DQO$ ) (RENOUE et al., 2008; SANTOS, 2009).

Vale ressaltar, ainda, que a adoção de etapas de pré-tratamento para acondicionamento do lixiviado ao processo biológico é bastante comum, sendo usualmente empregadas unidades de recepção/regularização com *stripping* de amônia.

A literatura não apresenta muitos estudos conclusivos a respeito do tratamento conjunto de lixiviado e esgoto em reatores anaeróbios, sendo a grande maioria das publicações voltadas para o tratamento em sistemas aeróbios (BOLYARD e REINHART, 2017; BRENNAN et al., 2017; ÇEÇEN e AKTAS, 2004; FERRAZ et al., 2014; FERRAZ et al., 2016; YE et al., 2014; YU et al., 2010). No entanto, no Paraná, a Sanepar, companhia de saneamento do estado, presta serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário na maioria dos municípios e utiliza em suas estações uma versão modificada de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), denominada RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado), de forma circular e tronco-cônica. Tal tecnologia tem sido extensivamente utilizada e aprimorada no Brasil, visto que a mesma apresenta diversas vantagens técnicas para países de clima quente, sendo o Paraná um dos estados de destaque.

Desta forma, faz-se necessária a investigação de potencialidades e limitações da adição de lixiviado estabilizado, pré-tratado por stripping de amônia, ao tratamento anaeróbio de esgotos, considerando diferentes porcentagens volumétricas de aplicação, a fim de evitar o comprometimento do tratamento de esgoto em reatores UASB.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado bruto foi proveniente do aterro sanitário do Centro de Tratamento de Resíduos - CTR da cidade de Londrina, Paraná. O aterro iniciou sua operação em 2010 e seu lixiviado apresenta características de lixiviado em fase de estabilização biológica.

O lixiviado bruto foi submetido ao pré-tratamento por *stripping* de amônia, a fim de remover o nitrogênio amoniacal, em regime intermitente (batelada), por meio de uma instalação piloto constituída por dois reatores com capacidade volumétrica de 1,0 m<sup>3</sup> cada e paletas giratórias de polietileno e aço inoxidável com rotação de aproximadamente 5,5 rpm, com tempo de detenção de 28 dias e ajuste de pH para 9,0.

### 2.2 Esgoto doméstico

Uma avaliação preliminar indicou que a variação das características físico-químicas do esgoto bruto da ETE era bastante significativa, podendo comprometer a adequada análise das interferências promovidas pela adição do lixiviado. Assim, optou-se neste trabalho pela produção de uma água residuária sintética, o que permite maior

controle sobre a carga orgânica inserida no sistema, utilizando a formulação de esgoto sintético proposta por Torres (1992) com adaptações: exclusão da solução traço de metais e alguns sais minerais específicos.

O esgoto sintético foi produzido diariamente para uma DQO de 500 mg L<sup>-1</sup>, cuja composição baseia-se em fontes de carboidratos (amido, celulose e sacarose), proteínas (extrato de carne), lipídeos (óleo de soja emulsionado em detergente neutro comercial) e sais (cloreto de sódio, cloreto de magnésio, cloreto de cálcio e fosfato monobásico de potássio), e solução tampão (bicarbonato de sódio).

### 2.3 Águas residuárias de estudo

Os ensaios de tratamento anaeróbio em reator UASB foram realizados com misturas preparadas diariamente de esgoto sintético e lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em diferentes porcentagens volumétricas, definidas a partir de consulta à literatura, denominadas conforme segue: água residuária de estudo de referência contendo apenas esgoto sintético – AE<sub>r</sub>; e águas residuárias de estudo – AEs contendo 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; e 10,0% (v v<sup>-1</sup>) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia em esgoto sintético – AE 1%; AE 2,5%; AE 5%; AE 7,5%; e AE 10%, respectivamente.

### 2.4 Caracterização físico-química das águas residuárias

A caracterização físico-química das águas residuárias supracitadas, antes e após o tratamento anaeróbio, foi realizada segundo os parâmetros e métodos listados na Tabela 1.

**Tabela 1** – Parâmetros e métodos para caracterização físico-química das águas residuárias de estudo

Parâmetro	Ref. APHA, AWWA, WEF (2012)	Método
pH	Potenciométrico 4500	Potenciométrico
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	2320 B	Titulométrico
AGV (mg L <sup>-1</sup> )	5560 C adaptado	Titulométrico
Cor aparente e verdadeira (uH)	2120 C	Espectrofotométrico (filtração em membrana com porosidade média de 0,45 µm)
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5210 B	Potenciométrico / DBO 5 dias a 20°C
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	5220 C	Espectrofotométrico/ Refluxo fechado
COD (mg L <sup>-1</sup> )	5310 B	Combustão a alta temperatura
NKT (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - N <sub>org</sub> B e C	Titulométrico / Micro-Kjeldhal
N-amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - NH <sub>3</sub> B e C	Titulométrico / Destilação
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	4500 - P J adaptado	Espectrofotométrico / Digestão com persulfato

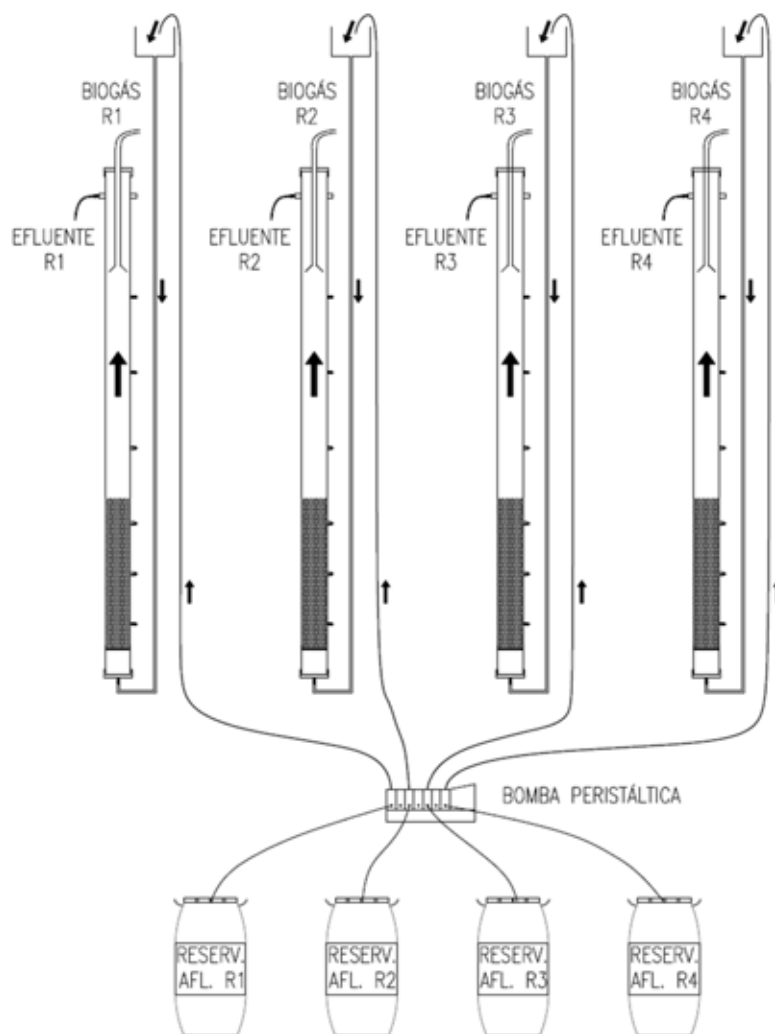
Complementarmente, a fim de melhor caracterizar o lixiviado pré-tratado em relação à matéria orgânica recalcitrante, foi realizado ensaio de DQO inerte segundo metodologia proposta por Germili, Orhon e Artan (1991), que consiste no monitoramento de dois reatores alimentados com a mesma DQO inicial, sendo um reator com a amostra a ser analisada e outro com glicose, cuja DQO inerte é nula. A DQO inerte do efluente é calculada pela diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento, considerando fator de diluição inicial.

### 2.5 Sistema de tratamento anaeróbio em reator UASB em escala piloto

A instalação piloto de tratamento anaeróbio foi constituída por um sistema de alimentação e 4 (quatro) reatores tipo UASB (Fig. 1).

Os reatores foram construídos em tubo de PVC de 100 mm de diâmetro, com 1,95 m de altura total (1,80 m de altura útil) e volume útil total de 14,14 L, providos de placas perfuradas de fundo para distribuição uniforme do afluente, dispositivos para coleta do biogás (separador trifásico) e para coleta do efluente tratado. O tempo de detenção hidráulica - TDH de operação foi de 8h, correspondendo a uma vazão de alimentação de 1,77 L h<sup>-1</sup>.

O sistema de alimentação foi composto por tanques de acondicionamento com capacidade volumétrica de 65 L, abastecidos diariamente com 42 L das águas residuárias de estudo, que eram transportadas por bomba peristáltica até recipientes fixados a 2,15 m de altura e em seguida encaminhadas aos reatores por gravidade por meio de tubulações rígidas em PVC conectadas ao centro da placa de fundo do reator.



**Figura 1** – Esquema da instalação dos reatores piloto UASB

Após montagem do sistema piloto de tratamento, seguiu-se com a fase de pré- operação, incluindo adaptações para garantir a estanqueidade do sistema, aferição e calibração de bombas de alimentação e equipamentos. A adaptação do lodo inoculado, proveniente de um dos reatores anaeróbios RALF da ETE Norte da Sanepar, Londrina-PR, foi realizada utilizando-se a água residuária de estudo de referência (esgoto sintético) – AEr, seguindo o procedimento de partida recomendado por Chernicharo (1997) para todos os reatores. O sistema foi operado com TDH de 16h nos 7 primeiros dias, TDH de 12h nos 7 dias seguintes e TDH de 8h a partir do 14º dia.

Os 44 primeiros dias de operação consistiram na fase de adaptação dos reatores, na qual todas as 4 unidades foram alimentadas somente com AEr. A partir deste momento, com os reatores estabilizados, manteve-se uma unidade como tratamento de referência e iniciou-se a alimentação com as diferentes águas residuárias de estudo: primeiramente, com as AE 1%, AE 2,5% e AE 5%, e na etapa final, em função dos resultados obtidos após 114 dias de operação, com as AE 7,5% e AE 10%, a fim de se avaliar os limites de aplicação técnica do trabalho. Para cada reator, o incremento da porcentagem volumétrica de lixiviado pré-tratado foi realiza-

do de forma gradual, com acréscimos sucessivos de 2,5% a cada 3 a 7 dias. Todos os ensaios em escala piloto foram realizados simultaneamente em ambiente climatizado, com temperatura programada para  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ .

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Caracterização físico-química do lixiviado

A Tabela 2 apresenta os resultados da caracterização físico-química do lixiviado utilizado antes e após o pré-tratamento por *stripping* de amônia.

**Tabela 2** – Caracterização físico-química dos lixiviados bruto e pré-tratado

Parâmetro	Lixiviado Bruto	Lixiviado Pré-tratado	Remoção (%)
pH	8,64	9,14	-
Alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )	2433	3794	-
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1199	1248	-
DBO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	68	39	42,6
COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	291	335	-
Cor Aparente (uH)	4231	4047	4,3
Cor Verdadeira (uH)	3894	3925	-
AGV ( $\text{mg L}^{-1}$ )	152	161	-
N-Amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ )	148	< LQ	> 96,6
NKT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	239	68	71,5
Fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ )	4	6	-

Segundo extensa revisão realizada por Renou et al. (2008), lixiviados podem ser considerados estabilizados quando apresentam pH maior que 7,5, DQO menor que  $4000 \text{ mg L}^{-1}$  e relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  menor que 0,1. É possível observar, assim, que o lixiviado de estudo apresenta características compatíveis com a fase de estabilização biológica, pois apresenta pH de 8,64, DQO de  $1199 \text{ mg L}^{-1}$  e relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  de 0,06, indicando assim sua baixa biodegradabilidade.

É importante salientar que as concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto foram relativamente baixas quando comparadas às usualmente encontradas para lixiviados estabilizados em outros trabalhos, tais como as obtidas por Felici et al. (2013),  $1040 \text{ mg L}^{-1}$ , e Kawahigashi et al. (2014),  $859 \text{ mg L}^{-1}$ . Dessa forma, pode-se considerar que as porcentagens estudadas neste trabalho não são inibidoras do processo de digestão anaeróbia, de acordo com a faixa indicada por Metcalf e Eddy (2016): moderadamente inibidora de 1500 a  $3000 \text{ mg L}^{-1}$  e fortemente

inibidora acima de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$ . Ainda que o pré-tratamento por *stripping* de amônia não fosse necessário, conforme observado, nota-se que o mesmo atingiu seu objetivo principal, uma vez que o valor residual de N-amoniacal do lixiviado após a etapa foi menor que o limite mínimo recomendável do método utilizado ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), apresentando uma remoção superior a 96,6%. Consequentemente, uma remoção parcial de NKT também foi atingida, com porcentagem de remoção de 71,5% e valor residual de  $68 \text{ mg L}^{-1}$ . O aumento na concentração de DQO e COD, correlacionado especialmente à matéria orgânica recalcitrante, e alguns outros parâmetros do lixiviado pré-tratado, deram-se devido à evaporação do lixiviado na etapa de *stripping*, realizada com revolvimento mecânico no período de verão em tanques abertos.

Em complemento à caracterização físico-química do lixiviado pré-tratado, a Fig. 2 apresenta as curvas obtidas nos ensaios de DQO inerte.

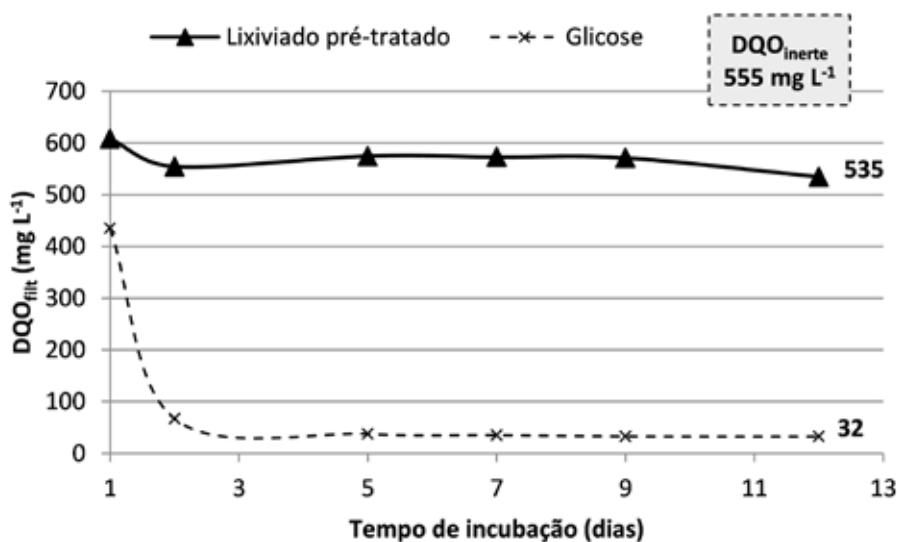


Figura 2 – Valores de DQO filtrada das amostras de lixiviado pré-tratado e glicose

O lixiviado pré-tratado apresentou DQO filtrada (membrana com porosidade média de  $0,22 \mu\text{m}$ ) de  $906 \text{ mg L}^{-1}$  e DQO filtrada inerte de  $555 \text{ mg L}^{-1}$ . Dessa forma, pode-se inferir sobre a biodegradabilidade do lixiviado por meio da relação  $DQO_{\text{FILTRADA}}/DQO_{\text{FILTRADA INERTE}}$  de  $555/906 = 61,3\%$ . Tal relação corrobora a afirmativa anterior de que o lixiviado de estudo possui características de estabilização biológica, uma vez que expressiva parcela de sua matéria orgânica é inerte ao tratamento anaeróbio. Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte para lixiviado estabilizado proveniente do aterro sanitário Morro do Céu (Niterói, RJ) e obtiveram valor de DQO inerte de

$1270 \text{ mg L}^{-1}$  para uma DQO inicial de  $2374 \text{ mg L}^{-1}$ , apresentando assim relação DQO inerte/DQO de  $1270/2374 = 53,5\%$ .

### 3.2 Tratamento anaeróbio de lixiviado pré-tratado e esgoto

#### 3.2.1 Parâmetros de controle operacional

A Tabela 3 apresenta os valores médios de pH, alcalinidade, AGV e relação AGV/alcalinidade para as diferentes águas residuárias AEr e AEs, antes e após o tratamento anaeróbio.

Tabela 3 – Valores médios dos parâmetros de controle

AE	pH	Alcalinidade (mg L <sup>-1</sup> )	AGV (mg L <sup>-1</sup> )	AGV/alcalinidade
AEr	$6,74 \pm 0,26$	$180 \pm 12$	$58 \pm 15$	0,32
AEr tratada	$6,79 \pm 0,20$	$282 \pm 11$	$34 \pm 9$	0,12
AE 1%	$6,75 \pm 0,26$	$218 \pm 19$	$56 \pm 10$	0,26
AE 1% tratada	$6,88 \pm 0,21$	$318 \pm 10$	$39 \pm 13$	0,12
AE 2,5%	$6,89 \pm 0,25$	$268 \pm 25$	$61 \pm 12$	0,23
AE 2,5% tratada	$6,93 \pm 0,23$	$369 \pm 14$	$40 \pm 9$	0,11
AE 5%	$7,28 \pm 0,45$	$341 \pm 30$	$80 \pm 20$	0,23
AE 5% tratada	$7,14 \pm 0,26$	$455 \pm 15$	$49 \pm 14$	0,11
AE 7,5%	$7,62 \pm 0,48$	$435 \pm 13$	$100 \pm 6$	0,23
AE 7,5% tratada	$7,24 \pm 0,22$	$549 \pm 19$	$38 \pm 2$	0,07
AE 10%	$7,59 \pm 0,30$	$535 \pm 14$	$117 \pm 19$	0,22
AE 10% tratada	$7,36 \pm 0,20$	$640 \pm 4$	$43 \pm 5$	0,07

Santos (2009), variando porcentagens de lixiviado de 1 a 10%, obteve valores de pH de 6,7 a 8,2 para o afluente do reator UASB e de 7,0 a 8,2 para o efluente tratado. A partir da Tabela 3, pode-se observar uma variação de 6,75 a 7,62 para as AEs e de 6,88 a 7,36 após tratamento. Tais variações, embora em menor intensidade, são próximas à faixa de variação reportada pelo trabalho citado. Nota-se, ainda, que até a porcentagem de 5% de lixiviado, as AEs afluentes encontram-se com o pH dentro da faixa recomendada para a digestão anaeróbia - 6,6 a 7,4 (Chernicharo, 1997) e que para a AE 7,5% e AE 10%, os valores médios obtidos de 7,62 e 7,59, respectivamente, foram ligeiramente superiores ao limite máximo.

A alcalinidade, por sua vez, apresentou valores variando de 218 a 535 mg L<sup>-1</sup> para as AEs e de 318 a 640 mg L<sup>-1</sup> para as AEs tratadas. É possível observar o aumento significativo da alcalinidade devido à presença do lixiviado, com aumento de até 197% para AE 10% em relação à AEr. Quando comparados com dados da literatura, esses valores mostram-se similares aos reportados por Santos (2009), que obteve variações entre 244 e 599 mg L<sup>-1</sup> para o afluente e 281 e 693 mg L<sup>-1</sup> para o efluente. É importante ressaltar, ainda, que durante todo o período de operação a alcalinidade foi suficiente para tamponar o sistema e manter o pH das AEs tratadas dentro de valores aceitáveis, não ocorrendo acidificação dos reatores.

Em relação aos AGV, observou-se uma variação de valores de 56 a 117 mg L<sup>-1</sup> para as AEs e de 38 a 49 mg L<sup>-1</sup> para as AEs tratadas. Santos (2009) reportou variações entre 90 e 189 mg L<sup>-1</sup> para o afluente do reator e 53 e 188 mg L<sup>-1</sup> para o efluente. Comparando-se os resultados obtidos com os do referido autor, constatou-se que a incorporação de lixiviado proposta apresentou menores incrementos nos valores de AGV, provavelmente devido à utilização de um lixiviado menos ácido, tendendo mais para a fase de estabilização. Todos os valores médios de AGV para as AEs tratadas permaneceram abaixo do valor máximo recomendado pela literatura de 100 mg L<sup>-1</sup> (SANTOS, 2009), indicando o consumo desse composto intermediário e o não acúmulo do mesmo.

Por fim, a relação AGV/alcalinidade das AEs tratadas variou de 0,07 a 0,12, abaixo do valor máximo recomendável de 0,35 (SANTOS, 2009), indicando a estabilidade dos sistemas.

### 3.2.2 Parâmetros de desempenho

A Fig. 3 apresenta os valores de DQO das águas residuárias afluentes e efluentes do tratamento anaeróbio, produzidas em função do tempo, e a Tabela 4 reúne os valores e remoções médios desses parâmetros.



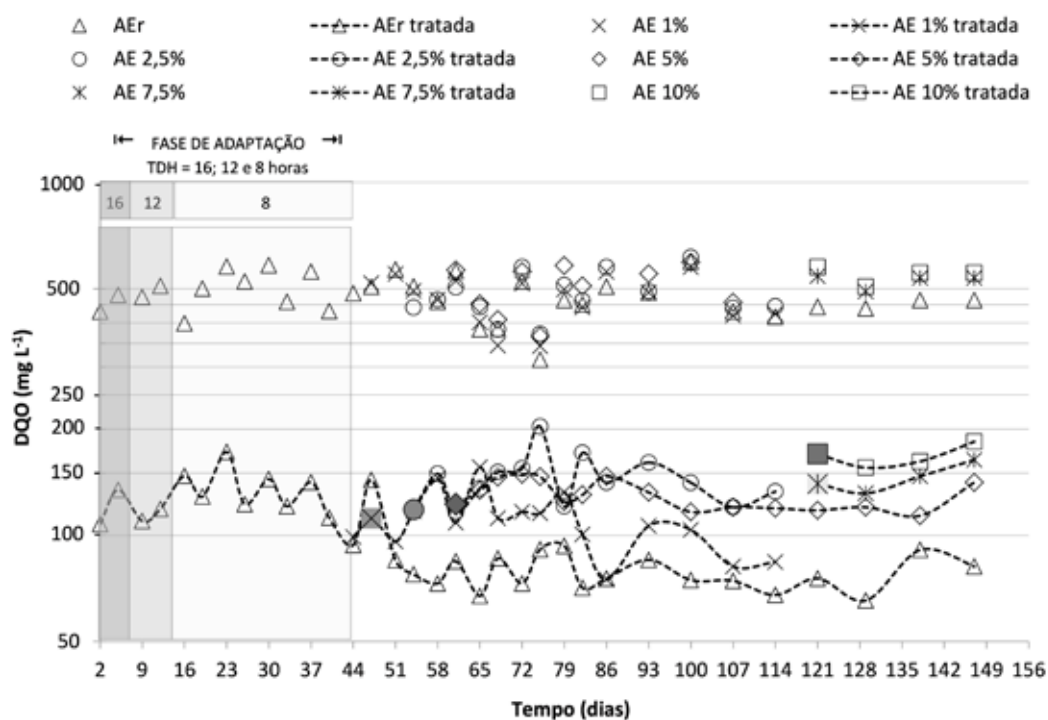


Figura 3 – Valores de DQO em função do tempo de operação

Tabela 4 – Valores e remoções médios de DQO

AE	DQO	
	Valor médio (mg L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)
AEr	470 ± 54	82,6%
AEr tratada	82 ± 17	
AE 1%	474 ± 61	81,4%
AE 1% tratada	88 ± 9	
AE 2,5%	478 ± 57	75,7%
AE 2,5% tratada	116 ± 13	
AE 5%	512 ± 57	74,6%
AE 5% tratada	130 ± 12	
AE 7,5%	523 ± 28	72,3%
AE 7,5% tratada	145 ± 14	
AE 10%	545 ± 36	69,2%
AE 10% tratada	168 ± 12	

Analisando os dados da Tabela 4, pode-se constatar que o aumento das porcentagens de lixiviado ocasionou pequenos incrementos graduais da DQO antes e após o tratamento, com aumento máximo de 15,9% para a AE 10% em relação à AEr, uma vez que o lixiviado utilizado apresentou valor reduzido de DQO.

A técnica de incorporação de lixiviado proposta ocasionou variações para os valores de DQO

de 474 a 545 mg L<sup>-1</sup> para as águas residuárias de estudo antes do tratamento e de 88 a 168 mg L<sup>-1</sup> após, com remoções decrescentes que variaram entre 81,4 e 69,2% com o aumento da porcentagem de lixiviado na composição das AEs.

No âmbito do Estado do Paraná, a Resolução 021/2009 da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA, que “dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento”, determina os padrões de lançamento para efluentes de ETEs, com valor limite de 225 mg L<sup>-1</sup> para DQO. Dessa forma, todos os efluentes produzidos pelo tratamento atenderam ao limite da referida resolução.

A Tabela 5 apresenta os valores dos incrementos de DQO decorrentes da adição de lixiviado antes e após o tratamento e a redução da eficiência em relação ao tratamento de referência (AEr – 0% de lixiviado).

**Tabela 5** – Incrementos de DQO e redução da eficiência em relação à AEr

AE	Valor absoluto de incremento médio de DQO em relação à AEr (mg L <sup>-1</sup> )		Redução da eficiência em relação a AEr
	Antes do tratamento	Após tratamento	
AE 1%	4	6	1,2
AE 2,5%	8	34	6,9
AE 5%	42	48	8,0
AE 7,5%	53	63	10,3
AE 10%	75	86	13,4

Foi possível constatar para todas as AEs tratadas que os valores de incrementos de DQO resultaram superiores aos obtidos antes do tratamento, o que sugere que, possivelmente, o processo de tratamento anaeróbico das misturas esgoto-lixiviado não foi capaz de remover a DQO adicionada pelo lixiviado, em sua maioria recalcitrante, e ainda foi prejudicado em relação à remoção da

DQO biodegradável do esgoto sintético, vistas as reduções de eficiência em relação à AEr. Dessa maneira, esses dados indicam a possível ocorrência de diluição do lixiviado em detrimento de seu tratamento.

A Tabela 6 elenca as eficiências de remoção de DQO reportadas pela literatura no tratamento anaeróbico de lixiviado e esgoto em conjunto.

**Tabela 6** – Eficiências de remoção de DQO no tratamento de lixiviado e esgoto em conjunto

Referência	Tipo de Lixiviado	% Lixiviado	Remoção DQO (%)
Sousa et al. (2002)	-	1 – 15	73 – 70
Ferreira et al. (2009)	Intermediário	1 e 10	55
Santos (2009)	Intermediário	1 – 10	73 – 30
Torres et al. (2009)	-	5	70
Silva e Leite (2014)	Intermediário	1	70

Pode-se observar na literatura que não há consenso para eficiências de remoção de DQO em relação às diferentes faixas de porcentagem de lixiviado adicionado. Nota-se que a adição de 1% de lixiviado na mistura levou a uma mesma remoção que a de 5% (SILVA e LEITE, 2014 e TORRES et al., 2009), ou ainda que a adição de 1 a 15% de lixiviado levou a uma remoção consideravelmente maior, com menor variação de eficiência, que a de 1 a 10% (SOUZA et al., 2002 e SANTOS, 2009). Esse fato decorre da utilização de variados tipos de lixiviado pelos referidos trabalhos, em diferentes estágios de estabilização e biodegradabilidade, com características físico-químicas bastante distintas e valores de DQO extremamente diferenciados.

Considerando os valores de referência da literatura em relação à remoção de DQO no tratamento

anaeróbico por reatores UASB, adotou-se neste trabalho a eficiência mínima de 65% como remoção limite aceitável, condição na qual não há prejuízos relevantes na performance do sistema (CHERNI-CHARO, 1997). Dessa maneira, mesmo o efluente produzido com a maior porcentagem (10%) de lixiviado atende a tal critério, apresentando remoção de 69,2%, com valor residual de 168 mg L<sup>-1</sup>.

Vale ressaltar que os resultados deste estudo foram obtidos utilizando lixiviado estabilizado de aterro e que para lixiviados mais jovens e com teores mais elevados de DQO essas porcentagens de mistura podem ser mais diferenciadas.

As Figs. 4 e 5 apresentam os valores e remoções médios de N-amoniaco, NKT e fósforo das águas residuárias afluentes e efluentes do tratamento.

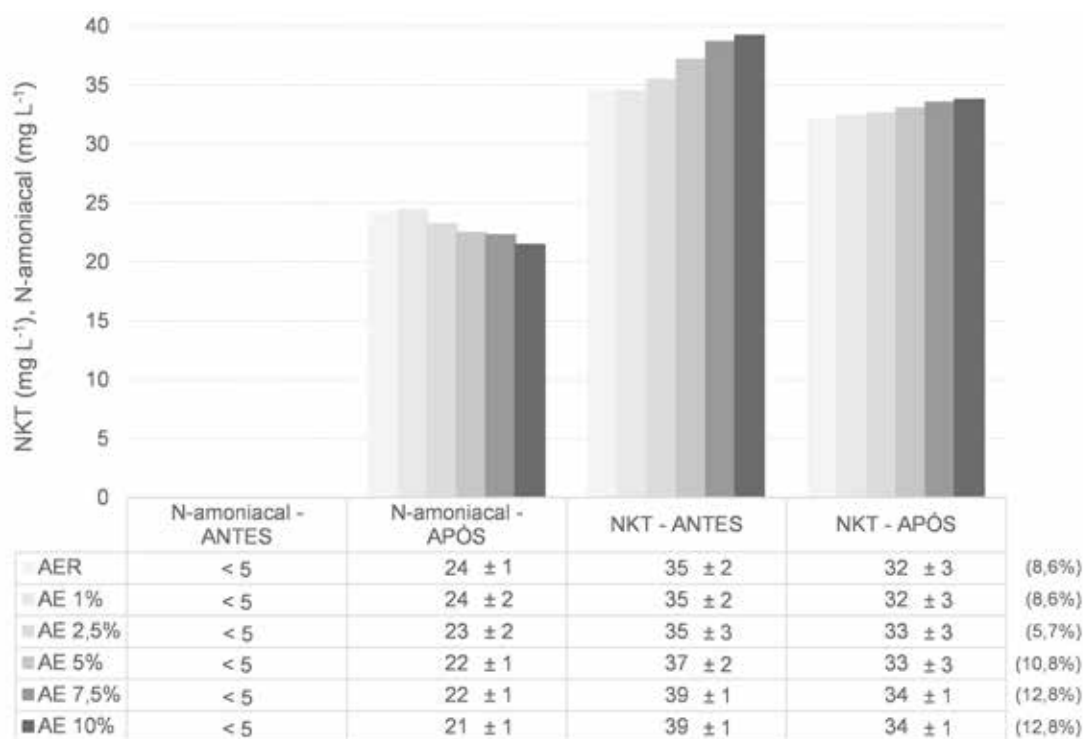


Figura 4 – Valores médios e remoções de N-amoniacal e NKT antes e após tratamento

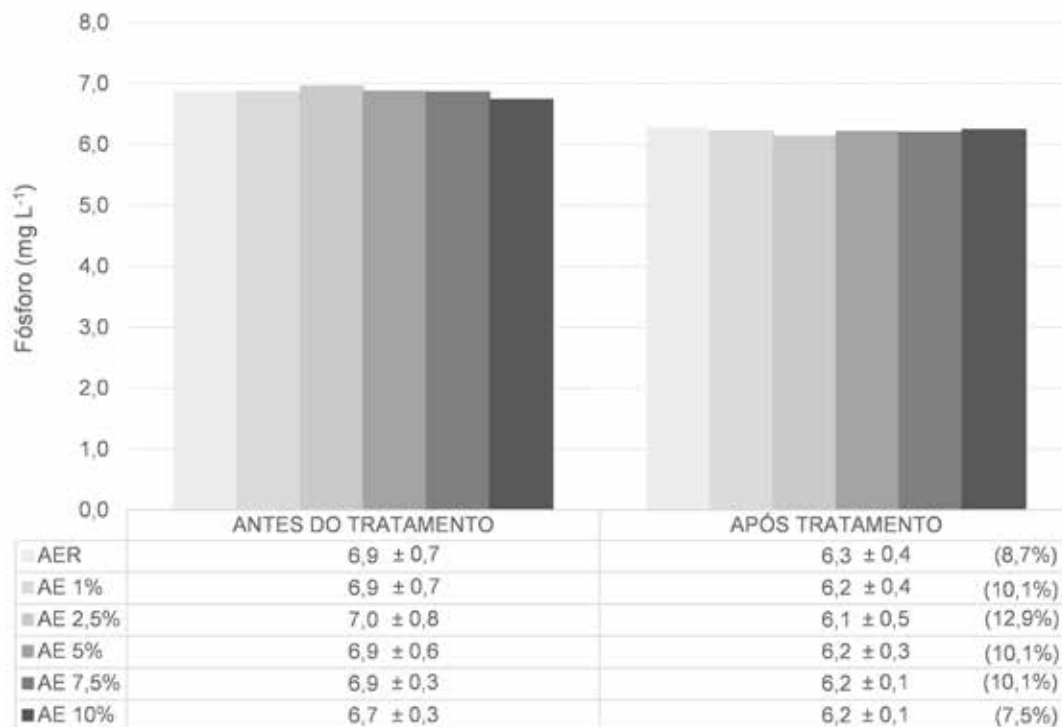


Figura 5 – Valores médios e remoções de fósforo antes e após tratamento

De maneira geral, o tratamento anaeróbio das misturas esgoto-lixiviado apresentou baixa eficiência em relação à remoção de nutrientes, o que já era esperado de acordo com a literatura.

Em relação ao N-amoniaco, observa-se que o aumento na porcentagem de lixiviado não refletiu no aumento de sua concentração, uma vez que o lixiviado passou pelo pré-tratamento por *stripping* de amônia e apresentou valor residual menor que o limite mínimo recomendável do método utilizado ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ). No entanto, houve a mineralização (amonificação) de parcela do nitrogênio orgânico, resultando em valores residuais de N-amoniaco para as AEs tratadas entre 21 e  $24 \text{ mg L}^{-1}$ .

Os valores de NKT sofreram incrementos relativamente pequenos com o aumento da porcentagem de lixiviado, visto que seu valor residual após *stripping* era relativamente baixo ( $68 \text{ mg L}^{-1}$ ). Dessa forma, as concentrações de NKT das águas residuárias de estudo variaram antes do tratamento entre 35 e  $39 \text{ mg L}^{-1}$  e depois do tratamento entre 32 e  $34 \text{ mg L}^{-1}$ , com remoções variando de 5,7 a 12,8%.

Em relação ao fósforo, os valores médios variaram de 6,7 a  $7,0 \text{ mg L}^{-1}$  para as AEs e de 6,1 a  $6,3 \text{ mg L}^{-1}$  para as AEs tratadas, com remoções entre 7,5 e 12,9%. Constatou-se, dessa forma, eficiência pouco expressiva em relação à remoção de fósforo, como se espera pelo conhecimento já estabelecido na literatura, uma vez que apenas a digestão anaeróbia é pouco eficaz na remoção deste nutriente.

Em relação aos nutrientes, os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos receptores Classe 2 são:  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo total, para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários; e  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  de N-amoniaco, para  $\text{pH} \leq 7,5$ . Pode-se, assim, observar que o lançamento dos efluentes trata-

dos pode prejudicar a qualidade do corpo d'água receptor, a depender de sua vazão.

Dessa forma, a baixa eficiência na remoção de nutrientes e o não atendimento aos padrões de enquadramento demonstram a necessidade de uma etapa de pós-tratamento para este efluente.

#### 4 CONCLUSÕES

A incorporação de lixiviado estabilizado pré-tratado por *stripping* de amônia ao tratamento anaeróbio de esgoto doméstico, para porcentagens de lixiviado de 1 a 10%, produziu efluentes com pH entre 6,88 e 7,36 e valores residuais de: N-amoniaco entre 21 e  $24 \text{ mg L}^{-1}$  (com ocorrência de mineralização do nitrogênio orgânico); NKT entre 32 e  $34 \text{ mg L}^{-1}$  (remoção de 5,7 a 12,8%); e fósforo entre 6,1 e  $6,3 \text{ mg L}^{-1}$  (remoção de 7,5 a 12,9%). Com exceção do pH, os valores desses parâmetros não atendem aos limites dos padrões de enquadramento da resolução CONAMA 357/2005, fazendo com que o lançamento do efluente tratado possa impactar negativamente a qualidade do corpo d'água receptor, a depender de sua vazão.

De forma geral, os valores dos parâmetros de controle (pH, alcalinidade e AGV) atenderam às faixas recomendadas pela literatura, mantendo a estabilidade do sistema durante todo o monitoramento.

Em relação à matéria orgânica recalcitrante correlacionada à DQO, o tratamento apresentou remoções que variaram entre 69,2 e 81,4%, com valores residuais de 88 a  $168 \text{ mg}^{-1}$ , atendendo ao limite do padrão de lançamento da resolução paranaense SEMA 021/2009.

A análise do incremento de DQO proveniente do lixiviado, em relação ao tratamento de referência, indica a possível ocorrência de diluição do lixiviado em detrimento de seu tratamento.

## 5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Sanepar/Fundação Araucária pelo financiamento da pesquisa pelo Programa Paranaense de Pesquisa em Saneamento Ambiental (Chamada 09/2014) e à CAPES pela concessão das bolsas.

## 6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

## 7 REFERÊNCIAS

- ABBAS, A.A.; JINGSONG, G.; PING, L.Z.; AL-REKABI, W.S. Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 6, p. 672-684, 2009.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachate pre-treatment by coagulation–flocculation. **Water Resources**, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ª ed., Washington, D. C.: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 2012, 1082 p.
- AZIZ, H.A.; ALIAS, S.; ADLAN, M.N.; ASAARI, F.A.H.; ZAHARI, M.S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 218-220, 2007.
- BOLYARD, S.C.; REINHART, D.R. Evaluation of leachate dissolved organic nitrogen discharge effect on wastewater effluent quality. **Waste Management**, v. 65, p. 47-53, 2017.
- BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 64-72, 2017.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução no 357**, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos 146 de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.
- CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, n. 2, p. 228-235, 2010.
- ÇEÇEN, F., AKTAS, Ö. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. **Environmental Engineering Science**, v. 21, n. 3, p. 303-312, 2004.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997, 246 p.
- FELICI, E.M.; KURODA, E.K.; YAMASHITA, F.; SILVA, S.M.C.P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química–floculação–sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 177-184, 2013.
- FERRAZ, F.M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E.M.; TROFINO, J.C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 9-15, 2014.
- FERRAZ, F.M.; BRUNI, A.T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E.M. Leachate/ domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 414-419, 2016.
- FERREIRA, J. A.; CANTANHEDE, A. L. G.; LEITE, V. D.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I. C.; MANNARINO, C. F.; SANTOS, A. S.; FRANCO, R. S. O.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário. In: GOMES, L. P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB, Cap. 8, ABES, p. 245-293, 2009.
- GERMILLI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4-6, p. 1077-1086, 1991.
- HUO, S.; XI, B.; YU, H.; HE, L.; FAN, S.; LIU, H. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. **Journal of Environmental Science**, v. 20, n. 4, p. 492-498, 2007.
- KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M.B.; ASSUNÇÃO JÚNIOR, V.G.; GOMES, V.H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E.Y.; KURODA, E.K. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 235-244, 2014.
- KJELDSEN, 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. 297-336, 2002.
- LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB, Cap. 2, ABES, p. 26-59, 2009.
- LI, W., HUA, T., ZHOU, Q., ZHANG, S., LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, v. 264, n. 1-2, p. 56-62, 2010.

- METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016, 1980 p.
- NTAMPOU, X.; ZOUBOULIS, A.I.; SAMARAS, P. Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. **Chemosphere**, v. 62, n. 5, p. 722-730, 2006.
- PARANÁ, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução N° 021/2009 – SEMA**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, 2009, 32 p.
- POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. EPA/600/2-86/073: Washington DC, 1985. 212 p.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- SANTOS, A. F. M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume conjugado com esgoto sanitário**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, 2009, 166 p.
- SILVA, R.B.; LEITE, V.D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**, n. 199, p. 18-26, 2014.
- SOUSA, J. T.; LEITE, V.; LOPES, W.; FILHO, F.; JÚNIOR, G.; OLIVEIRA, J. Avaliação de parâmetros operacionais de reator tipo UASB tratando líquido percolado conjuntamente com esgotos domésticos. In: **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2002.
- TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1992. 203 p.
- TORRES, P.; RODRÍGUEZ, J.A.; BARBA, L.E.; MARMOLEJO, L.F. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 2, p. 491-495, 2009.
- XU, Z.; ZENG, G.; YANG, Z.; XIAO, Y.; CAO, M.; SUN, H.; JI, L.; CHEN, Y. Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 79-86, 2010.
- YE, Z.; XIE, X.; DAI, L.; WANG, Z.; WU, W.; ZHAO, F.; XIE, X.; HUANG, S.; LIU, M.; CHEN, S. Full-scale blending treatment of fresh MSWI leachate with municipal wastewater in a wastewater treatment plant. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2305-2311, 2014.
- YU, J., ZHOU, S., WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1-3, p. 81-88, 2010.