

# Remoção de nutrientes em lagoas de polimento de bateladas sequenciais no pós-tratamento do efluente de reator UASB

*Removal of nutrients in sequential batch polishing ponds in the post-treatment of UASB reactor effluent*

Carlos Eduardo Pereira de Morais<sup>1\*</sup> , Adrianus van Haandel<sup>1</sup> , Silvânia Lucas dos Santos<sup>2</sup> 

## RESUMO

O lançamento indiscriminado de nutrientes em corpos hídricos pode levar ao processo de eutrofização desses corpos. Assim, deve-se buscar a remoção prévia de nitrogênio e fósforo. Uma alternativa que pode desempenhar satisfatoriamente esse papel são as lagoas de polimento de bateladas sequenciais (LPBS) no pós-tratamento de *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), uma vez que nessas lagoas o pH tende a se elevar, podendo acarretar a dessorção de amônia e precipitação de fósforo. Portanto, o presente trabalho objetivou aprofundar o estudo de UASB + LPBS abordando a importância do pH na remoção de nitrogênio e fósforo e avaliar a influência da profundidade e da temperatura no tempo de detenção hidráulica (TDH). Operou-se LPBS por 12 meses, na cidade de Campina Grande (PB), compreendendo os períodos quente (PQ) e frio (PF), com temperatura média de 25 e 21°C, nessa ordem, e avaliando quatro lagoas, L1, L2, L3 e L4, com profundidades de 0,2, 0,4, 0,6 e 1 m, respectivamente. O tratamento anaeróbio eficiente permitiu a elevação do pH nas LPBS em todos os períodos do ano, e o processo foi favorecido em menores profundidades. A remoção de amônia foi completa, independentemente da profundidade e do período do ano, com três, sete, 10 e 25 dias para o PQ e seis, 14, 18 e 27 dias para o PF. A remoção de fósforo ocorreu eficientemente, sobretudo quando se utilizaram lagoas mais rasas em ambos os períodos, embora o processo tenha sido favorecido no PQ, resultando em um menor TDH, o que demanda menor área nesse período.

**Palavras-chave:** lagoas de polimento; remoção de nitrogênio; remoção de fósforo.

## ABSTRACT

The indiscriminate release of nutrients into water bodies can lead to the process of eutrophication of these bodies; thus, the prior removal of nitrogen and phosphorus must be sought. An alternative that can satisfactorily perform this role is Sequential Batch Polishing Ponds (SBPP) post-treatment of upflow anaerobic sludge blanket (UASB). The pH in these ponds tends to rise, leading to ammonia desorption and phosphorus precipitation. Thus, the present work aimed to deepen the study of UASB + LPBS addressing the importance of pH in the removal of nitrogen and phosphorus, and to evaluate the influence of depth and temperature on Hydraulic Detention Time (HRT). LPBS was operated for 12 months in the city of Campina Grande, Paraíba, comprising the hot (HP) and cold (CP) periods, with an average temperature of approximately 25 and 21°C, respectively, and evaluating four lakes, L1, L2, L3, and L4 with depths of 0.2, 0.4, 0.6, and 1.0 m, respectively. The efficient anaerobic treatment allowed the pH increase in the LPBS regardless of the period of the year, and the process was favored at lower depths. Ammonia removal was complete, regardless of depth and time of year, with 3, 7, 10, and 25 days for HP and 6, 14, 18, and 27 days for CP. Phosphorus removal occurred efficiently, especially when shallower ponds were used in both periods, although the process is favored during the HP, resulting in a lower TDH, thus requiring a smaller area in this period.

**Keywords:** polishing ponds; removal of nitrogen; removal of phosphorus.

<sup>1</sup>Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental - Campina Grande (PB), Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Natal (RN), Brasil.

\*Autor correspondente: carlospereira.sjp@gmail.com

**Conflitos de interesse:** os autores declaram não haver conflitos de interesse.

**Financiamento:** Fundação de Pesquisa do Estado da Paraíba (Fapesq), Processo 23038004264/2015-03 Fapesq/Capes, Edital 007/2018 (bolsa de doutorado); e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

**Recebido:** 23/07/2021 - **Aceito:** 10/11/2022

## INTRODUÇÃO

Os sistemas de lagoas de estabilização (SLE), notadamente anaeróbios, facultativos e de maturação, embora bastante utilizados no tratamento de águas residuais municipais em decorrência da elevada remoção de matéria orgânica e de patógenos, podem apresentar algumas desvantagens, como elevado tempo de detenção hidráulica (TDH), que pode facilmente ultrapassar 30 dias (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2019), odor desagradável (VAN HAANDEL *et al.*, 2006) e emissão de metano (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2019). Por causa da necessidade de grande área, esses sistemas tornam-se caros quando próximos à zona urbana (CHERNICHARO *et al.*, 2015), sendo preciso o afastamento das cidades, o que encarece os custos com a rede (CAVALCANTI, 2009), além da acumulação relativamente rápida de lodo no fundo da lagoa (CAVALCANTI *et al.*, 2001) e da baixa remoção de nitrogênio amoniacal, na faixa de 50%, e de fósforo entre 15 e 50% (BROWN; SHILTON, 2014; JORDÃO; PESSOA, 2017; VON SPERLING, 2017).

Por outro lado, sistemas anaeróbios, de maneira particular os reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB), são de grande atratividade, especialmente em regiões de clima quente, pelo baixo custo, pela simplicidade operacional, pelo baixo consumo de energia, pela recuperação de energia na forma de biogás e pela pouca produção de lodo e já digerido (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010; KHAN *et al.*, 2011). Nessas unidades, a eficiência de remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão é elevada em um curto período (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007; KHAN *et al.*, 2011), contudo a limitação desse reator está na eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) de esgoto sanitário, que raramente ultrapassa 70%, e o efluente contém, além de fração remanescente de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e sulfeto (CHERNICHARO, 2007; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010).

Por isso, uma maneira de reduzir os problemas típicos dos sistemas naturais (SLE) são as lagoas de polimento (LP) no pós-tratamento de reatores UASB (POSSMOSER-NASCIMENTO *et al.*, 2014). As LPs constituem uma das alternativas mais atraentes de polimento de efluentes de reatores UASB, uma vez que mantêm a simplicidade operacional e o baixo custo, típicos dos reatores UASB, e sem demandar aplicação de produtos químicos (MASCARENHAS; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2004; CHERNICHARO *et al.*, 2018). Além disso, as LPs possuem condições adequadas para remoção de nutrientes e também de patógenos (JORDÃO; PESSOA, 2017; VON SPERLING, 2017).

Segundo van Haandel e Marais (1999), o lançamento de grandes quantidades de nutrientes dissolvidos em corpos hídricos tende a causar crescimento exacerbado de algas. Assim, em todo o mundo a carga excessiva de nitrogênio e fósforo é uma preocupação ambiental constante para as águas superficiais (TROESCH; ESSER; MOLLE, 2016; QUEVEDO; PIVELI; PAGANINI, 2018). Nesse contexto, Alves, Cavalcanti e Van Handeel (2011) relatam que, quando a remoção de nitrogênio é desejável, a utilização de LP no pós-tratamento de reatores UASB se torna uma alternativa, tendo em vista que o pH tende a subir, desencadeando a dessorção da amônia. Com a elevação do pH, é possível remover tanto nitrogênio como fósforo em LP. Cavalcanti *et al.* (2001) afirmam que a remoção de fósforo, na forma de seu íon fosfato, começa a ser significativa quando o pH supera o valor de 9, contudo Cavalcanti (2009) reporta que, quando as LPs são operadas em regime de bateladas, é mais factível que ocorra a remoção de nutrientes, já que é mais provável a elevação do pH, mecanismo necessário para que haja dessorção da amônia e precipitação de fosfato.

Diversos trabalhos têm relatado que parâmetros operacionais podem interferir no funcionamento das lagoas de polimento, como o regime de alimentação, o tempo de detenção hidráulica, a profundidade e a sazonalidade (CAVALCANTI, 2009; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010; SUTHERLAND *et al.*, 2018). No que se refere ao regime de alimentação, vários estudos versam sobre a utilização de lagoas de polimento de fluxo contínuo (LPFC) no pós-tratamento de UASB (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CAVALCANTI *et al.*, 2001; MASCARENHAS; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2004; BASTOS *et al.*, 2010; VON SPERLING; OLIVEIRA, 2010; KHAN *et al.*, 2011; ASSUNÇÃO; VON SPERLING, 2013; PONTES; SOUSA; LEITE, 2017; DIAS *et al.*, 2018). Porém, quando se deseja a remoção de nutrientes, esses sistemas não desempenham todo o potencial possível, uma vez que estudos iniciais apresentados por Cavalcanti (2003) e Pontes, Sousa e Leite (2017) apontam que as lagoas de polimento em bateladas sequenciais (LPBS) induzem à elevação mais intensa do pH e, conseqüentemente, podem acelerar a remoção de nitrogênio e fósforo.

Diante do exposto, o presente trabalho visa aprofundar os estudos acerca da utilização de LPBS no pós-tratamento de reator UASB, abordando a importância do pH na remoção de nitrogênio e fósforo, e avaliar a influência da profundidade e da temperatura no TDH.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Montagem e operação do sistema

O aparato experimental foi montado e operado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários, localizada no bairro do Catolé, em Campina Grande (PB). O sistema de tratamento investigado compreendia um reator UASB seguido de LPBS. O esgoto bruto (EB) municipal era proveniente da rede coletora da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, por meio do interceptor leste. O sistema, conforme fluxograma da Figura 1, era composto de quatro componentes básicos:

- (1) tanque de equalização (TE): com capacidade de 2 m<sup>3</sup> e equipado com peneiramento, do qual o esgoto era bombeado continuamente para o reator UASB;

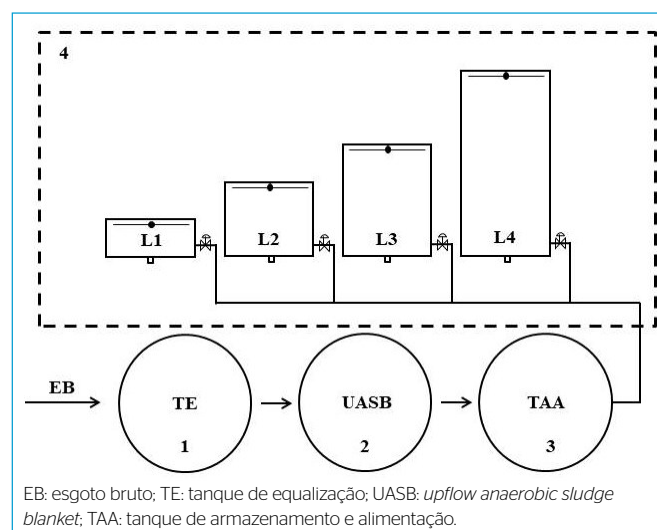


Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento investigado.

- (2) reator UASB: projetado para um volume de 2,5 m<sup>3</sup> e com altura de 1,7 m, para tratar vazão de até 10 m<sup>3</sup>/d de esgoto. Tinha configuração diferenciada dos reatores UASB convencionais. Conforme descrição apresentada por Santos, Chaves e Van Haandel (2016), essa diferença consiste em um separador de fases modificado que forma um decantador de alta taxa, aumentando a retenção de lodo e, assim, a idade do lodo e, por conseguinte, a capacidade de tratamento do reator UASB;
- (3) tanque de armazenamento e alimentação (TAA): após o tratamento realizado pelo reator UASB, o efluente era lançado em um segundo tanque, com capacidade de 1 m<sup>3</sup>, e bombeado de forma descontínua, para encher as LP. Apesar de o TAA ter a possibilidade de promover a decantação, ao acionar a bomba para alimentar as lagoas, ocorria uma mistura completa de todo o conteúdo do tanque;
- (4) Conjunto de lagoas de polimento: constituído de quatro lagoas confeccionadas em fibra de vidro (L1, L2, L3 e L4), em escala experimental, com profundidades de 0,2, 0,4, 0,6 e 1 m e volumes de 40, 80, 120 e 200 L, respectivamente, com diâmetro de 0,5 m, cada lagoa dispunha de registro para enchimento e descarte individualizado. Para manter o líquido homogêneo em todas as lagoas e, assim, simular a ação dos ventos, foi instalado um agitador mecânico lento com espessura de 1 cm e rotação de 6 rpm em cada lagoa.

O regime de operação ocorreu por meio de bateladas sequenciais. Como cada lagoa apresentava uma profundidade, o TDH era diferente para cada lagoa, e a temperatura também influenciava no TDH. Logo, a cada ciclo de tratamento, o efluente tratado era descartado e as lagoas eram realimentadas completamente.

### Avaliação e monitoramento do sistema

O município de Campina Grande está localizado na área geográfica de abrangência do clima semiárido brasileiro, onde o verão é longo, quente e de céu quase sem nuvens, e o inverno, curto, com precipitações e céu encoberto. Em geral, a temperatura varia de 20 a 32°C e raramente ela é inferior a 17°C ou superior a 34°C (INMET, 2020). Dessa forma, o ano pode ser dividido em dois períodos: o período quente, que ocorre entre setembro e maio, e o período frio, entre junho e agosto. Com base nos dados do INMET (2020), calcularam-se as temperaturas médias para ambos os períodos monitorados. Para o período quente (PQ), a temperatura foi de 24,9 ± 3,1°C, e para o período frio (PF), de 21,1 ± 2,5°C. Houve diferença significativa entre as duas condições de temperatura, de acordo com o teste *t* de Student, a 5% de significância. O horário de coleta das amostras foi fixado às 9h, para acompanhar melhor o comportamento do sistema ao longo das bateladas, para ambos os períodos, sempre com a realização de análises diárias.

Para o monitoramento do sistema, foram feitas análises dos parâmetros listados na Tabela 1. As metodologias utilizadas para amônia e ortofosfato

seguiram os procedimentos descritos no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA; AWWA; WWF, 2012). Para a alcalinidade total, seguiu-se o método de Kapp, descrito por Buchauer (1998). Para o pH e o oxigênio dissolvido, os valores foram registrados com auxílio do multiparâmetro Hanna HI 98196 pH/ORP/DO, o qual permaneceu no fundo da lagoa.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

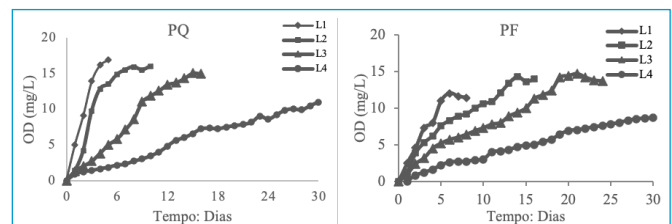
Na Tabela 2 é apresentada a caracterização do afluente das LPBS. Os valores do efluente do reator UASB estão em conformidade com a faixa de concentração típica esperada para esses reatores no tratamento de esgotos domésticos, segundo reportado por Jordão e Pessoa (2017) e von Sperling (2017), uma vez que seu objetivo se concentra na remoção de matéria orgânica e sólidos.

O TDH foi determinado para obter baixa concentração de ortofosfato nas LPBS, pois a remoção de nitrogênio precede a remoção de ortofosfato. Nesse caso, estabeleceu-se que a batelada duraria até obter-se a concentração de ortofosfato próxima a 1 mg.L<sup>-1</sup>. Assim, o TDH adotado foi de cinco, 10, 16 e 30 dias para o PQ e de oito, 16, 24 e 30 dias para o PF. Por meio da Figura 2 se identificam as médias do oxigênio dissolvido nas quatro lagoas, constatando-se que estas são crescentes ao longo da batelada para ambos os períodos analisados.

Em virtude de as LPBS receberem um efluente com baixa concentração de matéria orgânica, advinda do reator UASB, é possível a penetração da luz solar em toda a coluna de água, acelerando a atividade de fotossíntese que prevalece

**Tabela 2** - Caracterização do efluente que adentrava nas lagoas de polimento de bateladas sequenciais.

Parâmetro	Período quente ( $\bar{x} \pm \sigma$ )	Período frio ( $\bar{x} \pm \sigma$ )
pH	7,3 ± 0,2	7,3 ± 0,1
Alcalinidade (meqCaCO <sub>3</sub> /L)	8,1 ± 1,1	6,7 ± 2,4
Amônia (mg/L)	4,1 ± 0,5	2,6 ± 0,9
Ortofosfato (mg/L)	5,8 ± 0,9	4,7 ± 1,7



OD: oxigênio dissolvido; PQ: período quente; PF: período frio.

**Figura 2** - Variação do OD no decorrer das bateladas para as quatro lagoas e ambos os períodos analisados.

**Tabela 1** - Principais parâmetros analisados, frequência e métodos.

Parâmetro	Frequência	Método analítico	Referência	Unidade
pH	Contínuo	Direto, potenciômetro	Multiparâmetro Hanna HI 98196 pH/ORP/DO	---
Oxigênio dissolvido	Contínuo	Eletrométrico	Multiparâmetro Hanna HI 98196 pH/ORP/DO	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Alcalinidade	Diário	Titulométrico com potenciômetro	Buchauer (1998)	meqCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Amônia	Diário	Titulométrico	(APHA; AWWA; WWF, 2012) 4500NH <sub>3</sub> -C	mgNH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Ortofosfato	Diário	Método do ácido ascórbico	(APHA; AWWA; WWF, 2012) 4500P-E	mgPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .L <sup>-1</sup>

sobre a oxidação biológica da matéria orgânica, o que acarreta a produção fotossintética de oxigênio. Dessa forma, pode-se constatar que em LPBS, independentemente da profundidade e do período, seja PQ, seja PF, os níveis de oxigênio mantêm o ambiente aeróbio. Tão logo o efluente do UASB adentra na lagoa, os níveis de OD começam a se elevar. Esses valores não retornam aos do dia anterior, mostrando-se sempre crescentes. Ou seja, quanto menor a profundidade da lagoa, mais rápido o oxigênio se eleva, independentemente do período.

É possível observar que todas as lagoas apresentam elevada concentração de oxigênio dissolvido no fim do tratamento, até mesmo maior que o oxigênio dissolvido de saturação, em que para o PF essa concentração seria de 8,4 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto para o PQ, de 7,8 mg.L<sup>-1</sup>. Assim, nas LPBS o oxigênio se eleva rapidamente em decorrência da predominância da fotossíntese sobre a oxidação do material orgânico. Esse fator acarreta o elevado consumo de CO<sub>2</sub>, causado pela fotossíntese. Dessa forma, o pH dessas lagoas tende a elevar-se significativamente, o que acaba desacelerando a elevação do pH ou até mesmo fazendo com que sua concentração seja reduzida. Na Figura 3, podem-se verificar as médias dos valores de pH para as quatro lagoas e para os dois períodos analisados.

O valor do pH é afetado positivamente pela remoção física e biológica de CO<sub>2</sub>. Ou seja, ocorre o consumo de acidez para que o pH aumente. Este é afetado de forma negativa pela dessorção de amônia, que se dá quando o pH é alto, aumentando a acidez. A remoção do CO<sub>2</sub> reduz a acidez em 2 meq.mmol<sup>-1</sup>, o que, conseqüentemente, acarreta a elevação do pH (CAVALCANTI *et al.*, 2001). De forma geral, a remoção de acidez prevalece, fazendo com que o pH se eleve. Apesar de a dessorção da amônia aumentar a acidez, afetando negativamente o pH, prevalecem as remoções física e biológica de CO<sub>2</sub>, resultando na elevação do pH nas LPBS (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021). Na Figura 4 estão as concentrações médias do nitrogênio amoniacal para as quatro lagoas analisadas e para os dois períodos monitorados.

Os dados apontam para uma estreita relação entre o pH e a concentração de amônia, sendo possível constatar que a remoção do nitrogênio amoniacal se dá via dessorção do gás amônia, uma vez que em LPBS os demais processos de remoção

de nitrogênio não são factíveis (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021). Segundo Hu (2004), o nitrogênio perfaz em média cerca de 7 a 10% do peso seco da biomassa algal, descartando esse mecanismo como primordial para as LPBS. Morais, Santos e van Haandel (2021) mostraram que a remoção do nitrogênio em LPBS se deve ao desprendimento de amônia da fase líquida, sendo este o mecanismo predominante em elevados valores de pH e responsável pela remoção do nitrogênio.

De fato, comparando-se as Figuras 3 e 4, constata-se que, à medida que o pH se eleva, a concentração de amônia é reduzida. Como se sabe, a volatilização da amônia decorre da mudança de pH causada pela fotossíntese, que faz com que o amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) seja convertido em amônia (NH<sub>3</sub>) (SNIFFEN; SALES; OLSON, 2018). Na Figura 5, observam-se as concentrações médias da alcalinidade para as quatro lagoas nos dois períodos estudados.

Da mesma forma como ocorre para a amônia, a alcalinidade apresenta comportamento decrescente ao longo das bateladas, para as quatro lagoas estudadas e os dois períodos. Evidencia-se assim que a amônia é removida nas LPBS via volatilização da amônia, que ocorre em decorrência dos elevados valores de pH, além de ser justificada pela remoção praticamente proporcional da alcalinidade, como se visualiza na Figura 6.

À medida que ocorre o aumento do pH nas lagoas, vê-se redução na concentração de amônia. Ainda, praticamente na mesma proporção que se procede à dessorção da amônia, conforme o pH se eleva, a alcalinidade é consumida. Esse comportamento também foi observado por Bastos *et al.* (2010) em um sistema UASB + lagoas de polimento em série. Para o fósforo, de início se estabeleceu que as concentrações de fósforo total eram praticamente idênticas às de ortofosfato, conforme a Tabela 3.

Por intermédio do teste *t* de Student a 5% de significância, verificou-se que em decorrência do alto valor de *p* (*p* > 0,05) não houve diferença significativa entre os valores de fósforo total e ortofosfato em LPBS. Dessa maneira, passou-se a usar o teste de ortofosfato, uma vez que essa é a forma de fósforo predominante no esgoto doméstico. Destaca-se que as médias são inferiores à variância em decorrência da utilização de valores ao longo da batelada. No

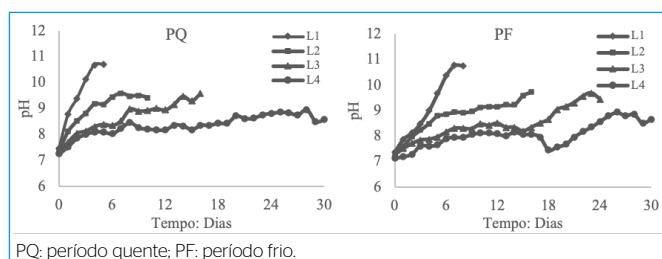


Figura 3 - Valores médios de pH para as quatro lagoas estudadas em ambos os períodos de monitoramento.

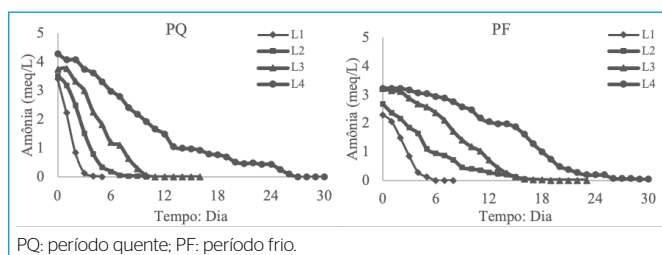


Figura 4 - Valores médios de amônia para as quatro lagoas estudadas em ambos os períodos de monitoramento.

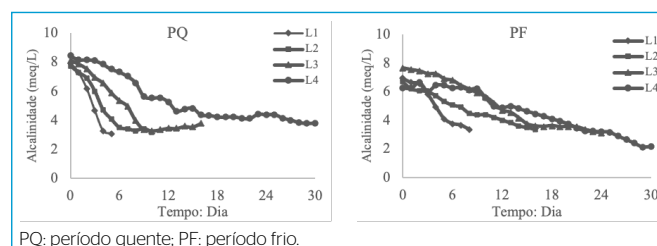


Figura 5 - Valores médios da alcalinidade para as quatro lagoas estudadas para ambos os períodos de monitoramento.

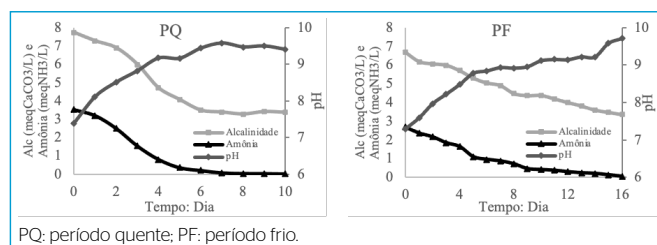


Figura 6 - Inter-relação entre pH, alcalinidade e amônia ao longo do tempo em lagoas de polimento de bateladas sequenciais: 0,4 m para ambos os períodos de monitoramento.

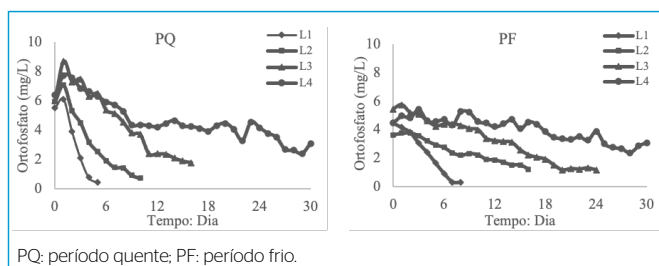
início os valores de fósforo total e ortofosfato são altos, e ao longo dos dias a concentração vai sendo reduzida, conforme se verifica na Figura 7, em que se tem as médias das concentrações de ortofosfato para as quatro lagoas em ambos os períodos de monitoramento.

Na Figura 7, percebe-se que a concentração de ortofosfato vai sendo reduzida com o aumento do TDH. Verifica-se que esse decréscimo ocorre de maneira mais rápida nas lagoas de menor profundidade. No PQ, pode-se observar que as lagoas com menor profundidade apresentaram maiores eficiências de remoção de fósforo, com efluente final com concentração 0,4, 1, 1,7 e 2,4 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente para L1, L2, L3 e L4, apresentando remoção média de 92, 83, 71 e 62%. Ao se comparar as Figuras 3 e 7, constata-se que o valor do pH da lagoa influi diretamente na concentração de ortofosfato. Para o fim de cada batelada, o pH observado foi de 10,7, 9,6, 9,5 e 8,7, respectivamente para L1, L2, L3 e L4. Já no PF se viu o mesmo comportamento do PQ, isto é, as menores profundidades apresentaram maiores eficiências de remoção. O efluente final teve concentração média de 0,3, 1,2, 1,2 e 2,8 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente para L1, L2, L3 e L4, e remoção média de 93, 66, 77 e 37%. O pH final foi de 10,8, 9,7, 9,2 e 9, respectivamente para L1, L2, L3 e L4.

Em LPBS o pH tende a elevar-se mais intensamente nas lagoas mais rasas. Van Haandel e Van der Lubbe (2019) reportam que em pH acima de 9 a tendência da concentração de ortofosfato é de 1 mg.L<sup>-1</sup>. Os resultados indicam que a remoção significativa de ortofosfato é possível em LPBS quando de fato se atinge essa faixa de pH. Nessa mesma linha, von Sperling (2002) reporta que a remoção de fósforo é mais dependente do pH do que a de nitrogênio, sendo necessários valores de pH acima de 9 para que ocorra a remoção por precipitação relevante.

**Tabela 3** - Teste t de Student realizado para as amostras de fósforo total e ortofosfato para a lagoa de 0,4 m.

	Fósforo total	Ortofosfato
Média	3,306508813	3,323813549
Variância	5,142440871	5,976316083
Observações	11	11
Variância agrupada	5,559378477	
Hipótese da diferença de média	0	
gl	20	
Stat t	-0,016411068	
P(T <= t) unicaudal	0,493543494	
t crítico unicaudal	1,734063607	
P(T <= t) bicaudal	0,987086988	
t crítico bicaudal	2,10092204	



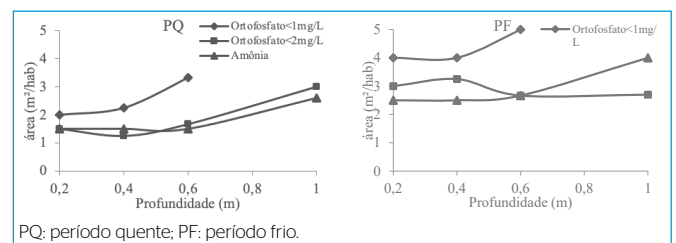
**Figura 7** - Valores médios de ortofosfato para as quatro lagoas estudadas em ambos os períodos de monitoramento.

Verificou-se que as maiores eficiências são para as lagoas mais rasas, independentemente do período. De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), o ortofosfato pode precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita, e em lagoas rasas a remoção de fósforo pode ser elevada, o que de fato foi observado neste trabalho. Descarta-se a absorção de ortofosfato como mecanismo principal de remoção de fósforo, uma vez que Powell *et al.* (2011) observaram que a absorção de fósforo por algas contribui com menos de 4% do peso total da massa de algas. Pode-se inferir que, em decorrência dos elevados valores de pH, a remoção de ortofosfato nas lagoas de polimento ocorre via precipitação, conforme apontam Santos, Santos e van Haandel (2021) em estudo no mesmo sistema de LPBS, atribuindo a remoção de ortofosfato nessas lagoas à precipitação do fósforo na forma de hidroxiapatita de cálcio  $C_{10}(OH)_2(PO_4)_6$ .

Albuquerque, Santos e van Haandel (2021) em estudo comparativo do regime hidrodinâmico sobre LPFC e LPBS afirmam que a remoção de ortofosfato é parcial e tende a aumentar com o tempo de permanência em LPFC. Todavia, mesmo utilizando lagoas de 0,2 e 0,4 m, com TDH de 16 dias em uma lagoa e 32 dias quando em lagoas em série, a eficiência não atingiu 60%. Nessa mesma linha, Mascarenhas, Von Sperling e Chernicharo (2004) operando lagoas em fluxo contínuo e em série obtiveram remoção de fósforo de 41 e 58% para lagoas de 0,6 e 0,4 m, respectivamente. Pontes, Sousa e Leite (2017), operando lagoas de polimento em regime de bateladas com profundidade de 0,45 m, obtiveram eficiência de remoção de ortofosfato de 43 e 57%, respectivamente.

Em SLE a remoção de fósforo normalmente se situa próximo a 50% (VON SPERLING, 2017). Quando comparada aos SLE, bem como a LPFC, a LPBS sobressai, tanto em termos de eficiência de remoção de fósforo como de área necessária. Como se verificou no presente estudo, L1 e L2 apresentaram no PQ concentração final de ortofosfato em torno de 1 mg.L<sup>-1</sup>, bem como eficiência de 92 e 83%, respectivamente. Da mesma forma, no PF, L1, L2 e L3 alcançaram concentração final de 0,3, 1,2 e 1,2 mg.L<sup>-1</sup>. As menores remoções de ortofosfato ocorreram para L4, como era esperado, uma vez que em decorrência da profundidade de 1 m os raios solares não conseguem atingir todo o perfil da lagoa. Assim, não ocorre elevada atividade fotossintética e, conseqüentemente, os valores de pH não se elevam como nas menores profundidades.

Com os dados de TDH necessários para que houvesse remoção eficiente de amônia (< 1 mg.L<sup>-1</sup>) e de ortofosfato (< 1 ou < 2 mg.L<sup>-1</sup>), plotou-se na Figura 8 a área requerida para a construção das lagoas em ambos os períodos, para que essas condições fossem atendidas. Para o ortofosfato, atribuíram-se duas estimativas de remoção, uma vez que L4 não atingiu 1 mg.L<sup>-1</sup>, porém apresentou eficiência de remoção superior a 60% no PQ. Admitiu-se a estimativa para uma cidade pequena ou média, cuja contribuição de efluente doméstico por habitante/dia é em torno de 100 L (VON SPERLING, 2017).



**Figura 8** - Área per capita das lagoas de polimento de bateladas sequenciais em função da profundidade para remoção de amônia e ortofosfato, nos períodos quente e frio.

Em SLE normalmente a área requerida é da ordem de 3 a 5 m<sup>2</sup>.hab<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 2017). Assim, verifica-se que no PQ todas as profundidades de LPBS exigem demanda menor de área, seja para remoção de amônia, seja para de ortofosfato, quando comparado ao uso de SLE. Já para o PF, a área média requerida é bem maior, ainda assim, na faixa típica dos SLE, contudo apresentando eficiente remoção de amônia e ortofosfato, diferentemente dos SLE. Na Figura 8, verifica-se que a área necessária para remoção de amônia e atingimento de uma concentração residual de ortofosfato < 2 mg.L<sup>-1</sup> é muito próxima, principalmente para o PQ. Por outro lado, para que se atinja 1 mg.L<sup>-1</sup>, apenas as L1, L2 e L3 podem ser adotadas, sendo preciso uma área cerca de 60% maior para que se alcance essa concentração tanto para o PQ quanto para o PF.

Ao comparar a área requerida para se obter concentração de ortofosfato inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup> no sistema UASB + LPBS, apenas L1 e L2 estavam na faixa de área típica relatada por Von Sperling (2017) para UASB + LP, ou seja, até 2,5 m<sup>2</sup>.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. É importante destacar que esses sistemas são os de LPFC, em que a remoção de fósforo é inferior à de LPBS (ALBUQUERQUE; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021). Assim, em uma área similar a eficiência é maior no último. Verificou-se que o sistema UASB + LPBS apresentou os melhores resultados no verão, e para as lagoas com menor profundidade, L1, L2 e L3.

Quantitativamente no PF, L1, L2 e L3 precisam de área de cerca de 75% maior para a remoção de ortofosfato, seja para atingir 1 mg.L<sup>-1</sup>, seja para 2 mg.L<sup>-1</sup>, que possui temperatura média de 21°C, ante o PQ, que tem temperatura média de 25°C. Já para a amônia, para o mesmo conjunto de lagoas, é necessário o dobro da área para o PF em comparação ao PQ. Uma desvantagem do sistema UASB + LPBS encontra-se na área necessária, que, apesar de apresentar-se inferior à dos SLE, tem sua aplicação dificultada em cidades de grande porte, uma vez que a área necessária nesses grandes centros se torna um fator limitante. Contudo, para cidades de pequena ou média população, é muito atraente, além de poder ser aplicado próximo de áreas urbanas.

Assim, o uso do sistema UASB + LPBS fornece um efluente final com qualidade similar ou superior à dos SLE e do UASB + LPFC, em TDH bem menor, tendo como vantagem a eficiente remoção de nutrientes, tornando-se uma alternativa viável do ponto de vista técnico e ambiental.

## CONCLUSÕES

- A remoção de amônia ocorreu por completo em um curto TDH, independentemente da profundidade e do período do ano: três, sete, 10 e 25 dias para o PQ e seis, 14, 18 e 27 dias para o PF. Contudo verificou-se que é necessário praticamente o dobro do TDH para que se obtenha a mesma eficiência do PQ para o PF;
- A remoção de ortofosfato ocorreu eficientemente, sobretudo quando se utilizaram lagoas com menores profundidades, 0,2, 0,4 e 0,6 m, em ambos os períodos, embora o processo tenha sido favorecido no PQ, resultando em um menor TDH. Para que se atinja a concentração residual de ortofosfato de 1 mg.L<sup>-1</sup>, é necessária uma área aproximadamente 60% maior que a área para 2 mg.L<sup>-1</sup> tanto para o PQ quanto para o PF;
- Quantitativamente no PF, as L1, L2 e L3 necessitam de uma área 75% maior para a remoção de ortofosfato, para atingir 1 ou 2 mg.L<sup>-1</sup> de concentração residual, para o PF em comparação ao PQ. Além disso, LPBS apresentam remoção de ortofosfato muito superior aos SLE e LPFC;
- Quanto à área requerida, as LPBS demandam uma área similar às de LPFC no período de verão e similar às dos SLE no inverno, tendo como vantagem a remoção de nutrientes, o que esses sistemas não apresentam eficientemente;
- Apesar da elevada remoção de nutrientes, a utilização de UASB + LPBS é mais indicada para localidades de pequena a média população, uma vez que nos grandes centros urbanos a área necessária é um fator limitante.

## CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Morais, C.E.P.: Conceituação, Investigação, Curadoria de Dados, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. van Haandel, A.: Obtenção de Financiamento, Metodologia, Supervisão, Validação, Escrita — Revisão e Edição. Santos, S.L.: Metodologia, Supervisão, Validação, Escrita — Revisão e Edição.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M.S.; SANTOS, S.L.; VAN HAANDEL, A. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 25-38, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.017>
- ALVES, E.M.; CAVALCANTI, P.F.C.; VAN HAANDEL, A. Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. *Water Science & Technology*, v. 63, n. 6, p. 1177-1182, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.104>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington, DC.: APHA, 2012.
- ASSUNÇÃO, F.A.L.; VON SPERLING, M. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 10, p. 2241-2248, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.111>
- BASTOS, R.K.X.; DORNELAS, F.L.; RIOS, E.N.; RUAS, D.B.; OKANO, WY. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. *Revista AIDIS*, v. 3, n. 1, p. 97-107, 2010.
- BROWN, N.; SHILTON, A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 13, n. 3, p. 321-328, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9337-3>
- BUCHAUER, K.A. A comparison of two simple titration procedure to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment process. *Water S. A.*, v. 24, n. 1, p. 49-56, 1998.
- CAVALCANTI, P.F.F. *Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico*. João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 2009. 172 p.

- CAVALCANTI, P.F.F. *Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions*. Tese (Doutorado) - Sub-department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, 2003.
- CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). *Pós-tratamento de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: ABES, 2001. p. 105-170. (Projeto PROSAB)
- CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias*. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. v. 5, 359 p.
- CHERNICHARO, C.A.L.; RIBEIRO, T.B.; GARCIA, G.B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C.J.; POSSETTI, G.R.C.; ROSSETO, M.A.L.L.R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p. 5-19, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.028>
- CHERNICHARO, C.A.L.; VAN LIER, J.B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T.B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, restrictions and challenges. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 14, p. 649-679, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- DIAS, D.F.C.; PASSOS, R.G.; RODRIGUES, A.J.V.; MATOS, M.P.; SANTOS, C.R.S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. *Environmental Technology*, v. 39, n. 4, p. 490-502, 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>
- HU, Q. Industrial production of microalgal cell-mass and secondary products - major industrial species: *Arthrospira (Spirulina) platensis*. In: RICHMOND, A. (org.). *Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology*. Oxford: Blackwell Science, 2004. p. 264-272.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Portal*. INMET. Disponível em: [http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg\\_dspDadosCodigo\\_sim.php?QTMxMw==](http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTMxMw==). Acesso em: 18 out. 2020.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.
- KHAN, A.A.; GAUR, R.Z.; TYAGI, V.K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A.A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>
- MASCARENHAS, L.C.A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 45-54, 2004.
- MORAIS, C.E.P.; SANTOS, S.L.; VAN HAANDEL, A. Determinação de constantes de transferência de compostos voláteis em lagoas de tratamento de esgoto. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 39-51, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.018>
- PONTES, T.G.; SOUSA, J.T.; LEITE, V.D. Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoas de polimento com alimentação em fluxo contínuo e batelada. *Revista AIDIS*, v. 10, n. 1, p. 31-47, 2017.
- POSSMOSER-NASCIMENTO, T.E.; RODRIGUES, V.A.J.; VON SPERLING, M.; VASEL, J.-L. Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: results after 11 years of operation. *Water Science and Technology*, v. 70, n. 2, p. 321-328, 2014. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.224>
- POWELL, N.; SHILTON, A.; PRATT, S.; CHISTI, Y. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 4, p. 704-709, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.116>
- QUEVEDO, C.M.G.; PIVELI, R.P.; PAGANINI, W.S. Influence of the detergent formulation on the concentration of phosphorus in the sewage inflows to the WWTPs: the Brazilian experience. *Environmental Technology*, v. 39, n. 10, p. 1260-1270, 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1327556>
- SANTOS, I.V.; SANTOS, S.L.; VAN HAANDEL, A. Remoção de fósforo em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 91-103, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.022>
- SANTOS, S.L.; CHAVES, S.R.M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water S. A.*, v. 42, n. 2, p. 176-182, 2016. <https://doi.org/10.4314/wsav42i201>
- SNIFFEN, K.D.; SALES, C.M.; OLSON, M.S. The fate of nitrogen through algal treatment of landfill leachate. *Algal Research*, v. 30, p. 50-58, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.12.010>
- SUTHERLAND, D.L.; HEUBECK, S.; PARK, J.; TURNBULL, M.H.; CRAGGS, R.J. Seasonal performance of a full-scale wastewater treatment enhanced pond system. *Water Research*, v. 136, p. 150-159, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.046>
- TROESCH, S.; ESSER, D.; MOLLE, P. Natural rock phosphate: a sustainable solution for phosphorous removal from wastewater. *Procedia Engineering*, v. 138, p. 119-126, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.02.069>
- VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.T.; CAVALCANTI, P.F.F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 5, n. 1, p. 21-38, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-4888-y>
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente*. 2. Ed. Campina Grande: EpGraf, 1994. v. 1, 255 p.
- VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. *O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação*. Paraíba: Universidade Federal da Paraíba, 1999.
- VAN HAANDEL, A.C.; SANTOS, S.L. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 52-69, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.019>
- VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C.M. Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. *Revista AIDIS*, v. 3, n. 1, p. 11-21, 2010.
- VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. *Anaerobic sewage digestion: theory and applications*. Londres: International Water Association, 2019.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. v. 1, 470 p.
- VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002. v. 3.

