

II-535 - INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO EM UM WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL OPERANDO DURANTE ONZE ANOS

Gabriel Rodrigues Vasconcellos⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental. Doutorando em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Amanda de Moraes Motta⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Mariane Stefany Resende Menezes⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Roberta Silva Ocampos⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais.

Marcos von Sperling⁽¹⁾

Engenheiro Civil. Doutor pelo Imperial College em Londres. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Avenida Presidente Antônio Carlos, nº 6627 – Escola de Engenharia – Bloco 1, 4º andar, sala 4622 – CEP 31270-901 – Belo Horizonte – MG. E-mail: gabrielvasconcellos183@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho é avaliar o desempenho de dois wetlands construídas de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS), sendo uma unidade plantada com taboa (*Typha latifolia*) e outra unidade sem plantas. Esse estudo abrange um período de aproximadamente 11 anos de monitoramento, desde o início da operação das unidades até o estágio avançado de colmatação. As wetlands operam desde junho de 2007 e, durante a maior parte do tempo, receberam esgoto municipal previamente tratado em reator tipo UASB. Apenas durante uma fase específica que as unidades receberam efluente de filtro biológico percolador operando como pós-tratamento de efluente de reator UASB. As duas wetlands operaram em paralelo, cada unidade com um equivalente populacional de aproximadamente 50 hab, recebendo uma vazão de cerca de 7,5 m³ d⁻¹, durante a maior parte do tempo. Ambas unidades, plantada e não plantada, possuem 25 m de comprimento e 3 m de largura, e são preenchidas com escória de alto forno. Durante a maior parte dos 11 anos de operação, o desempenho das wetlands foi muito bom em termos de DBO, DQO e SST, com concentrações medianas efluentes de 19/19, 47/54 e 12/8 mg L⁻¹, respectivamente (unidade plantada/não plantada). Os resultados indicam que a presença das plantas influenciou significativamente em uma menor concentração de DQO e uma maior eficiência de remoção nos primeiros anos de monitoramento. Já para SST, a unidade não plantada apresentou concentração significativamente mais baixa nas duas primeiras fases de monitoramento, ou seja, a presença da planta esteve associada a uma pior qualidade do efluente, nos primeiros anos de operação, em termos de sólidos e melhorou em termos de DQO. O avanço do escoamento superficial, causado pela colmatação que ocorreu ao longo dos anos, foi mais intenso na unidade não plantada.

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands Construídos de Escoamento Horizontal, Avaliação de Desempenho, Influência da Vegetação, Tratamento de Esgoto Sanitário.

INTRODUÇÃO

Wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS) são utilizadas no tratamento secundário e terciário de efluentes domésticos e industriais (Kadlec e Wallace, 2009). Devido ao processo de colmatação, necessitam de tratamento prévio, que comumente é realizado por tanques sépticos, reatores anaeróbios compartimentados ou reatores tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Quando utilizados no tratamento secundário de esgotos domésticos, as WHSS são eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos (IWA Task Group, 2017).

A presença da vegetação em wetlands construídos é um fator frequentemente discutido na literatura. Alguns autores afirmam que a planta não contribui para o desempenho do sistema, no caso de tratamento de esgotos

sanitários, empregando-se as taxas usuais de dimensionamento. Langergraber *et al.* (2003), Keffala e Ghrabi (2005) e Torrens *et al.* (2009), por exemplo, investigaram sistemas com presença e ausência de plantas e não encontraram indícios de que a planta contribuiu para a remoção de matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado, Faulwetter *et al.* (2009), Lai *et al.* (2012), Faulwetter *et al.* (2012), Langergraber e Simunek (2012), Menon *et al.* (2013), Dong *et al.*, (2016) e Barreto (2016), mostraram que a vegetação aumentava a diversidade, atividade e densidade de microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes.

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), o suprimento de oxigênio (principalmente pelas plantas, atmosfera ou aeração artificial) desempenha um papel fundamental na remoção de poluentes em wetlands construídos. Zhang *et al.* (2014) estudaram a liberação de oxigênio em diferentes fases do ciclo de vida da *Phragmites australis* em WHSS. Os resultados obtidos, após um ano de medição, demonstraram que a liberação de oxigênio variou de 109 a 404 mg O₂ m⁻² d⁻¹ durante os diferentes períodos de crescimento da planta. Os autores afirmam que a espécie de planta, tipo de substrato e soluções de cultura tiveram um efeito significativo no potencial de liberação de oxigênio. O suprimento de oxigênio pelas plantas foi estimado como potencial para remoção de 300 mg DQO m⁻² d⁻¹ ou 56 mg de NH₄-N m⁻² d⁻¹. De acordo com a análise do balanço de oxigênio, a liberação de oxigênio pelas raízes das plantas poderia fornecer 0,43 a 1,12% da DBO.

De acordo com Brix (1997), a vegetação é um componente essencial no projeto de wetlands construídos e possui várias propriedades no processo de tratamento. Destacam-se como principais aspectos: estabilização da superfície do leito, filtração dos sólidos, absorção de nutrientes, aumento de área para crescimento de microrganismos e liberação de oxigênio e antibióticos. A absorção de nutrientes pelas plantas possui importância apenas em sistemas operando sob baixa carga. A transferência de oxigênio, para o sistema radicular, também é limitada, contudo uma pequena quantidade pode contribuir para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação. Pode-se citar, ainda, benefícios secundários da utilização de plantas em projetos de wetlands, como o fornecimento de habitat para a vida selvagem e funções estéticas.

Visando contribuir com as discussões da literatura, principalmente em condições tropicais, o presente trabalho tem como objetivo comparar o desempenho de duas wetlands construídas de escoamento horizontal subsuperficial, sendo uma unidade plantada (WHP) com taboa (*Typha latifolia*) e outra mantida sem plantas (WHNP), ao longo de onze anos de monitoramento, operando como sistema de pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB no tratamento de esgoto sanitário.

METODOLOGIA

O estudo foi conduzido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG, localizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Sabará, Minas Gerais (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W). O local possui clima tropical, com temperatura média anual de 21,8 °C e índice pluviométrico médio de 1.602 mm ano⁻¹ (INMET, 2018). Antes de ser encaminhado para as unidades em estudo, o esgoto passou por tratamento preliminar, composto por gradeamento (grade grossa e fina), peneiramento e desarenador.

O sistema é composto por dois wetlands construídos operando em paralelo. Uma unidade foi plantada com *Typha latifolia* e outra permaneceu sem plantas (unidade controle). Cada unidade possui uma vazão inicial de projeto de 7,5 m³ d⁻¹. No maior período do tempo os wetlands operaram como sistema de pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB e, apenas durante uma fase específica, as unidades receberam efluente de um filtro biológico percolador operando após reator UASB. O sistema está em funcionamento desde junho de 2007 e encontra-se em elevado grau de colmatção. Ambas unidades utilizam escória de alto forno como meio suporte, com faixa granulométrica entre 12,5 a 25 mm (equivalente a brita #2), com d₁₀=19 mm e volume de vazios de 40% (DORNELAS, 2008). Na Tabela 1, estão apresentados os aspectos construtivos e operacionais para cada unidade de tratamento.

Tabela 1: Características construtivas para cada unidade wetland construído.

Variável	Unidade	Valor
Comprimento da superfície	m	25,0
Largura da superfície	m	3,0
Relação comprimento/largura	-	8,3
Altura do meio filtrante	m	0,4
Altura útil do meio filtrante – lâmina d'água de projeto	m	0,3
Volume total do meio filtrante em cada leito	m ³	30,0
Inclinação longitudinal do fundo	%	0,5
Porosidade do meio filtrante	m ³ m ⁻³	0,4
Vazão afluente de projeto	m ³ d ⁻¹	7,5
Tempo de detenção hidráulica teórico	d	1,2

O sistema apresenta inclinação dos taludes de 45°, impermeabilizados com geomembrana de PEAD de 0,8 mm de espessura. O fundo é impermeabilizado com 20 cm de argila compactada. A opção de não colocar geomembrana no fundo foi devido ao risco de perfuração após preenchimento com material suporte. Para separação das unidades plantada e não plantada foi construído um muro de alvenaria com altura equivalente a 0,9 m, com 0,2 m de espessura.

As unidades foram construídas aproveitando-se a escavação de uma lagoa existente. Devido a isso, houve uma alta relação comprimento/largura ($L/W = 8,3:1$), muito acima das recomendações para WHSS operando em nível secundário, que se situa entre 2:1 a 4:1 (IWA TASK GROUP, 2017). Essa relação levou a uma pequena área de seção transversal, induzindo a maiores perdas de carga, contudo faz com que o sistema tenha mais proximidade de um reator de fluxo em pistão.

Ao longo do monitoramento, as unidades operaram em quatro diferentes fases, sendo elas:

- Fase 1: com efluente de reator UASB, iniciado em 20/06/2007 e com término em 26/08/2011 (com total de 50 meses);
- Fase 2: com efluente de filtro biológico percolador após reator UASB, iniciado em 26/08/2011 e com término em 01/11/2013 (total de 26 meses);
- Fase 3: retorno ao recebimento do efluente de reator UASB, mas com as unidades já apresentando elevado grau de colmatação. Início em 01/11/2013 e término em 13/07/2017 (total de 44 meses);
- Fase 4: com o dobro da vazão de projeto (aproximadamente 15 m³ d⁻¹), com o objetivo de aumentar as cargas aplicadas e avaliar o desempenho do sistema sob condições críticas. O início desta fase foi em 13/07/2017 e ainda se encontra em operação, entretanto a análise dos dados para este trabalho contempla até o dia 19/12/2018 (17 meses).

Os parâmetros avaliados neste trabalho, relacionados ao desempenho do sistema, foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos em suspensão total (SST) relativos a amostras de esgoto bruto, entrada e saída dos wetlands, com frequência semanal. As análises foram realizadas semanalmente de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Com o objetivo de avaliar as diferenças entre os grupos dependentes (comparação entre a unidade plantada e a não plantada) foram realizados testes estatísticos de Wilcoxon com um nível de significância de 5% e executados no software Statística 10®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante todo o período de monitoramento, os valores da mediana da concentração do esgoto bruto em termos de DBO, DQO e SST, foram 255, 396 e 195 mg L⁻¹, respectivamente, e as medianas da concentração afluente às wetlands (durante uma fase reator UASB seguido de filtro biológico percolador e as outras fases apenas reator UASB) foram de 59, 137 e 45 mg L⁻¹.

A mediana das concentrações efluentes em termos de DBO, DQO e SST, durante todo o período operacional, foram respectivamente: 19, 47 e 12 mg L⁻¹ (unidade plantada); e 19, 54 e 8 mg L⁻¹ (unidade não plantada). No entanto, o sistema operou em diferentes fases e a comparação entre a unidade plantada e não plantada deve ser

realizada em cada fase separadamente. Na Tabela 2 é apresentada a estatística descritiva das concentrações efluentes e das eficiências de remoção de DBO, DQO e SST, nas duas unidades e durante as quatro fases operacionais. Pela tabela, é possível observar um desempenho satisfatório e uma estabilidade do sistema nas três primeiras fases. Durante a Fase 2, quando o sistema recebia efluente de filtro biológico percolador, foram observadas menores concentrações efluentes de DBO e DQO. Em termos de SST, esta tendência não foi observada. Somente durante a Fase 4, quando o sistema apresenta elevado grau de colmatção e com o dobro da vazão aplicada, pode-se notar um aumento das concentrações efluentes e redução das eficiências de remoção de DBO e DQO. Para SST, o desempenho de ambas as unidades continua estável, mesmo após a duplicação da vazão. Lee *et al.* (2004) observaram um efeito oposto, com aumento na remoção de sólidos suspensos após dobrar a carga de entrada em um WHSS. Os autores entendem que a remoção de sólidos é um fator meramente físico, envolvendo sedimentação, filtração e adsorção.

Em relação a taxa de aplicação orgânica superficial, o IWA Task Group (2017) recomenda um valor dentro da faixa de 4 a 8 gBOD m⁻² d⁻¹ para wetlands horizontais operando em regiões de clima temperado no tratamento de esgoto sanitário em nível secundário. Em condições brasileiras, von Sperling e Sezerino (2018) recomendam a faixa de 6 a 15 gBOD m⁻² d⁻¹. No presente estudo, as taxas de aplicação de DBO foram superiores as recomendações da literatura apenas na unidade não plantada durante a Fase 4, com valores iguais a 16 gBOD m⁻² d⁻¹, entretanto os valores da unidade plantada se encontram próximos aos valores máximos recomendados, igual a 14,5 gBOD m⁻² d⁻¹. Na Tabela 3 é possível observar as taxas de aplicação orgânica, hidráulica e de sólidos em ambas unidades. A taxa de aplicação orgânica na seção transversal é outro parâmetro importante a ser checado. O valor máximo recomendado por IWA Task Group (2017) e von Sperling e Sezerino (2018) é de 250 gBOD m⁻² d⁻¹ e, neste estudo, os valores foram superiores nas Fases 1, 3 e 4. A forma alongada das unidades, com a relação L/W = 8,3:1, resultou em uma pequena área na seção transversal. Este fator pode explicar o estado precoce de colmatção do sistema, já nos primeiros anos de operação, resultando no escoamento superficial na entrada de ambas as unidades. Somente durante a Fase 2, quando o sistema recebeu efluente do reator UASB seguido de filtro biológico percolador, as taxas de aplicação orgânica na seção transversal ficaram abaixo do máximo recomendado. Na Fase 4 as taxas foram bem elevadas, com valores de 870 e 961 gBOD m⁻² d⁻¹, nas unidades plantada e não plantada respectivamente. Wallace (2014) recomenda taxas na seção transversal bem conservadoras, na ordem de 100 gBOD m⁻² d⁻¹, que são bem menores das utilizadas neste estudo, especialmente na Fase 4. A taxa de aplicação orgânica na seção transversal está diretamente relacionada com a colmatção do leito e, quanto menor a taxa adotada, maior a vida útil do sistema. Em países tropicais, como no caso dessa pesquisa, é possível adotar taxas mais altas que as utilizadas em climas temperados. Em relação a taxa de aplicação hidráulica superficial, a literatura recomenda adotar valores de 0,04 a 0,12 m³ m⁻² d⁻¹ (IWA Task Group, 2017) e, neste trabalho, os valores estavam dentro dos recomendados, com exceção da Fase 4, onde duplicou as vazões afluentes para avaliar o desempenho do sistema.

Vymazal (2018a) avaliou o desempenho de 17 WHSS operando entre 20 e 27 anos na República Tcheca e concluiu que os sistemas proporcionavam uma remoção muito estável em termos de DBO, DQO e SST, se as taxas de aplicação superficial fossem inferiores a 5 gDBO m⁻² d⁻¹, 15 gCOD m⁻² d⁻¹ e 10 gTSS m⁻² d⁻¹. No presente estudo, as taxas de aplicação de DBO e DQO permaneceram abaixo das recomendadas por Vymazal (2018a) apenas durante a Fase 2. As taxas aplicadas de SST foram inferiores às recomendadas nas Fases 1, 2 e 3.

O escoamento superficial, um indício da colmatção, começou a ser observado na entrada das unidades plantada e não plantada no ano de 2009, com um pouco mais de dois anos de operação. A colmatção precoce do leito ocorreu devido a um rompimento causado no separador trifásico do reator UASB. Desde então o escoamento superficial foi avançando ao longo do comprimento, até que no ano de 2014 a lâmina d'água já ocupava a maior parte da área superficial de ambos os leitos (Matos, 2015). No ano de 2015, com oito anos de operação, o escoamento já havia alcançado todo o comprimento do leito (25 m) da unidade não plantada e 20 m da unidade plantada. No ano de 2019 (com onze anos de operação), o escoamento superficial alcançou os 22 m de extensão na unidade plantada, como resultado da duplicação da vazão de entrada. O fato de o escoamento superficial não ter avançado em todo o comprimento da unidade plantada pode estar associado ao fenômeno de empolamento do leito, causado pelo crescimento do sistema radicular das plantas. Alguns autores argumentam que as raízes contribuem para o escoamento do líquido no interior do leito, favorecendo os efeitos da colmatção (Brix, 1997; Cooper *et al.*, 2008; Brasil e Matos, 2008). O fenômeno de empolamento também foi observado por Baptestini (2014) em um wetland horizontal de escoamento subsuperficial.

Tabela 2: Estatística descritiva das concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, DQO e SST das unidades plantada e não plantada nas quatro fases operacionais.

Item	Concentração efluente (mg L ⁻¹)					Eficiência de remoção (%)				
	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Todo o período	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Todo o período
DBO										
Número de dados	94 / 97	70 / 77	76 / 74	43 / 42	283 / 290	84 / 87	47 / 48	43 / 47	36 / 35	210 / 217
Média	25 23	13 12	22 21	73 62	28 25	65 64	53 54	58 56	30 37	55 56
Mediana	20 19	10 11	19 19	53 53	19 19	72 72	58 65	65 63	38 50	62 66
Mínimo	5 5	1 1	7 6	7 3	1 1	-23 -21	-83 -27	-11 5	-47 -68	-83 -68
Máximo	90 103	51 32	115 133	157 164	157 164	94 92	97 96	87 92	88 93	97 96
Desvio padrão	19 17	10 8	14 16	45 37	30 25	21 24	36 33	22 23	35 39	30 30
DQO										
Número de dados	111 / 109	70 / 74	58 / 56	48 / 49	287 / 288	99 / 98	53 / 54	31 / 38	39 / 39	222 / 229
Média	50 55	26 31	65 76	99 109	56 62	71 65	68 63	59 48	42 35	64 56
Mediana	50 52	25 27	57 66	100 106	47 54	73 68	70 67	62 55	50 44	70 62
Mínimo	11 4	2 4	7 2	8 47	2 2	10 19	-8 -14	-7 -12	-28 -59	-28 -59
Máximo	106 139	86 80	194 218	214 192	214 218	93 99	97 93	89 98	92 76	97 99
Desvio padrão	19 25	15 17	43 43	46 38	39 39	13 17	22 25	25 26	33 32	24 26
SST										
Número de dados	154 / 152	80 / 80	29 / 25	22 / 23	285 / 280	118 / 116	54 / 55	17 / 21	17 / 18	206 / 210
Média	11 9	17 13	20 17	16 22	14 12	69 74	62 74	61 65	63 49	66 71
Mediana	9 6	13 10	16 10	15 16	12 8	77 84	76 85	71 76	70 71	76 82
Mínimo	1 0,3	4 2	1 1	2 4	1 0,3	-60 -60	-69 -57	-48 -33	-16 -111	-69 -111
Máximo	40 44	69 72	48 68	34 74	69 74	97 99	97 97	98 98	95 96	98 99
Desvio padrão	9 8	12 12	13 17	9 20	11 12	29 26	38 30	39 36	29 57	33 32

Os valores mostrados na tabela “x | y” referem-se aos valores da unidade plantada (x) e unidade não plantada (y).

A eficiência de remoção foi calculada com base na carga removida (vazão x concentração) e compreende apenas as wetlands (a etapa de pré-tratamento não foi incluída nos cálculos).

Fase 1: efluente do reator UASB; Fase 2: efluente do filtro biológico percolador após reator UASB; Fase 3: retorno ao efluente do reator UASB, mas com as unidades mostrando indícios de colmatação; Fase 4: mesma configuração da Fase 3, mas com o dobro da vazão.

Tabela 3: Taxas de aplicação nas unidades plantada e não plantada nas quatro fases operacionais.

Item	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Todo o período
Taxa de aplicação hidráulica superficial (m ³ m ⁻² d ⁻¹)	0,107 0,104	0,102 0,104	0,079 0,111	0,223 0,231	0,111 0,111
Taxa de aplicação orgânica superficial (gDBO m ⁻² d ⁻¹)	6,9(6,4) 7,3(6,0)	3,2(2,2) 3,8(2,5)	5,8(3,3) 6,9(3,1)	14,5(10,5) 16,0(10,2)	6,0(7,4) 6,9(7,2)
Taxa de aplicação orgânica na seção transversal (gDBO m ⁻² d ⁻¹)	414(383) 429(361)	192(133) 226(150)	345(194) 412(184)	870(632) 961(612)	363(443) 408(435)
Taxa de aplicação orgânica superficial (gDQO m ⁻² d ⁻¹)	17,2(10,7) 17,8(10,3)	10,8(7,8) 10,9(9,0)	12,1(8,8) 14,9(9,5)	30,2(15,0) 29,7(14,7)	15,8(12,7) 16,4(12,4)
Taxa de aplicação de sólidos superficial (gSST m ⁻² d ⁻¹)	3,0(10,8) 3,3(10,9)	4,6(5,6) 4,9(5,2)	3,3(4,0) 4,6(5,3)	12,5(8,5) 16,1(9,2)	3,4(9,3) 3,9(9,4)

Os valores mostrados na tabela “x | y” referem-se aos valores da unidade plantada (x) e unidade não plantada (y).

Os valores em parênteses referem-se ao desvio padrão.

A Figura 1 apresenta os gráficos box-plot das concentrações efluentes e das eficiências de remoção de DBO, DQO e SST. Para facilitar a comparação, os gráficos das unidades plantada e não plantada foram posicionados lado a lado e separados entre as quatro fases operacionais. No gráfico está incluído o resultado da análise estatística (unidade plantada x unidade não plantada), onde DS é quando o resultado da análise demonstrou que existe diferença significativa entre as unidades e DNS quando não existe diferença significativa entre as unidades.

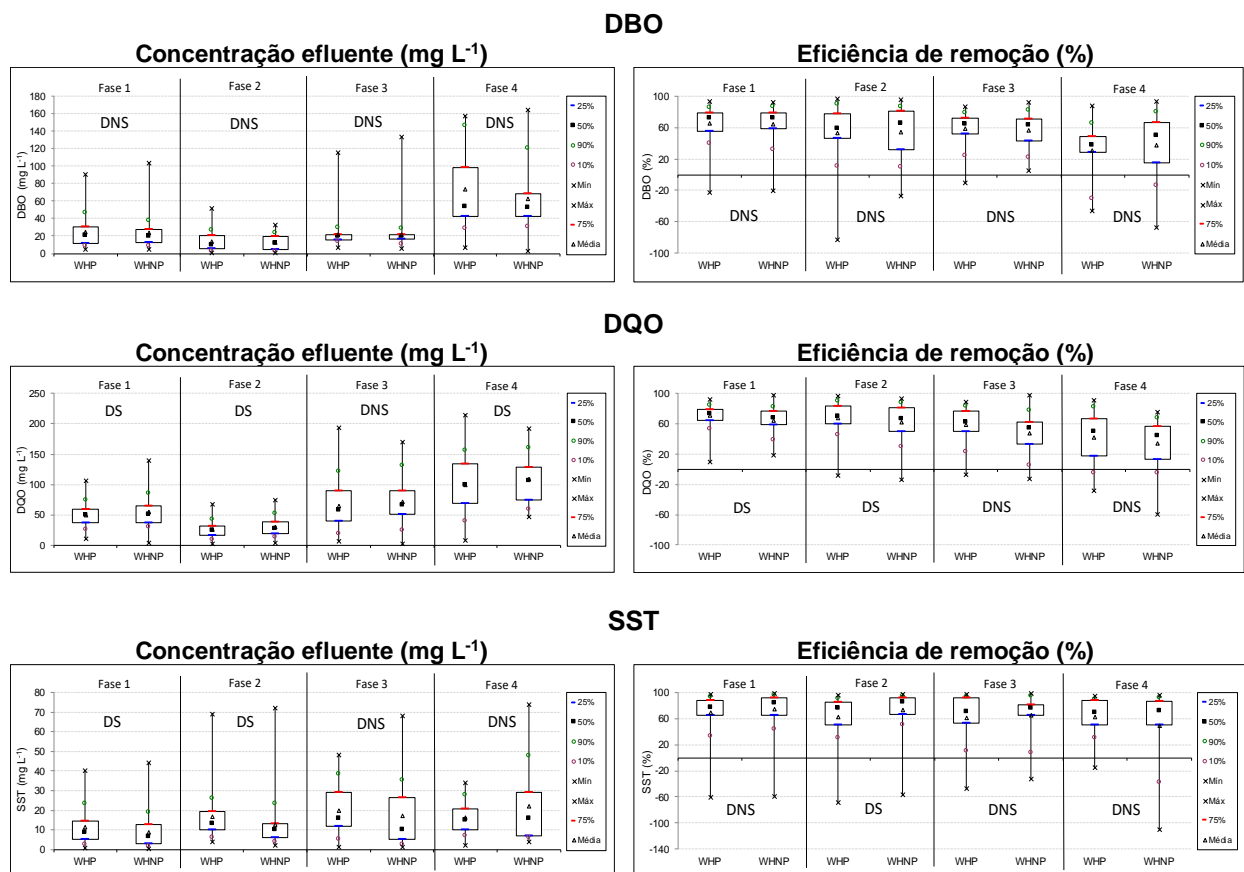


Figura 1: Box-plot das concentrações e eficiências de remoção (calculadas com base na carga) de DBO, DQO e SST das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas quatro fases de operação.

Legenda: DS: existe diferença significativa entre as unidades; DNS: não existe diferença significativa entre as unidades. Fase 1: efluente do reator UASB; Fase 2: efluente do filtro biológico percolador após reator UASB; Fase 3: retorno ao efluente do reator UASB, mas com as unidades mostrando indícios de colmatação; Fase 4: mesma configuração da Fase 3, mas com o dobro da vazão.

Para DBO, os testes estatísticos mostraram que não há diferença significativa nas concentrações efluente e nas eficiências de remoção entre a unidade plantada e não plantada, nas quatro fases operacionais. Já para as concentrações efluente de DQO, apenas durante a Fase 3 não foi observada diferença significativa e, nas Fases 1, 2 e 4 houve diferença significativa entre as unidades e o resultado mostra que a diferença foi menor na unidade plantada. Nas eficiências de remoção de DQO, a diferença entre as unidades foi observada nas Fases 1 e 2, sendo que os valores da unidade plantada estiveram significativamente acima da unidade não plantada. As Fases 3 e 4 não apresentaram diferença significativa, entretanto, os valores de *p* dos testes estatísticos, mostrados na Tabela 4, permaneceram próximos ao nível de significância, demonstrando que os valores estão próximos de haver diferença. Em todas as fases, as medianas das eficiências de remoção de DQO da unidade plantada estiveram acima dos valores da unidade não plantada.

O comportamento dos resultados de SST foram divergentes dos resultados de DQO, com mediana das concentrações efluente na unidade plantada maiores do que na unidade não plantada e com as eficiências de remoção da unidade plantada menores do que da unidade não plantada. Para concentrações efluente a diferença foi significativa nas Fase 1 e 2 e para eficiências de remoção a diferença foi significativa apenas na Fase 2, quando o sistema recebeu efluente do filtro biológico percolador. Estes resultados demonstram que o desempenho da unidade não plantada, em termos de SST, foi melhor do que da unidade plantada, nas duas primeiras fases de operação, indicando que a unidade com planta esteve associada a um aumento de sólidos no efluente final. Com o aumento da colmatação a diferença entre as unidades não foi significativa. Nota-se uma redução nas eficiências de remoção de SST com o avanço da colmatação. Tanner *et al.* (1998) também relataram uma redução na eficiência de remoção de sólidos com o avanço da colmatação, após 5 anos de monitoramento.

Tabela 4: Valor de p dos testes estatísticos para as concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, DQO e SST nas quatro fases operacionais.

Parâmetro		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Concentração efluente	DBO	0,271254	0,711004	0,584942	0,105400
	DQO	0,046810*	0,015102*	0,228600	0,030064*
	SST	0,001123*	0,000001*	0,206870	0,330448
Eficiência de remoção	DBO	0,630051	0,898952	0,530072	0,079677
	DQO	0,043946*	0,088353*	0,057321	0,094014
	SST	0,149559	0,000121*	0,192986	0,652918

*Valores abaixo do nível de significância de 0,05 apresentam diferença significativa entre as unidades plantada e não plantada.

A Figura 2 apresenta a série temporal das concentrações efluentes de DBO. Uma linha de tendência com 4 valores por média móvel foi introduzida nos gráficos para auxiliar na visualização junto com os padrões de lançamento. As unidades plantada e não plantada apresentaram valores semelhantes, como demonstrado pelos ensaios estatísticos. Durante a Fase 4, observa-se uma tendência de os valores da unidade plantada estarem superiores aos da unidade não plantada, mas, como mostrado nos resultados estatísticos, essa diferença não foi significativa. Em termos de DQO (Figura 3), a unidade plantada manteve-se com valores abaixo da unidade não plantada, durante as quatro fases operacionais. Os resultados de SST (Figura 4) mostram que a unidade não plantada se manteve com os valores abaixo da unidade plantada, com exceção da Fase 4, onde houve uma inversão nos valores.

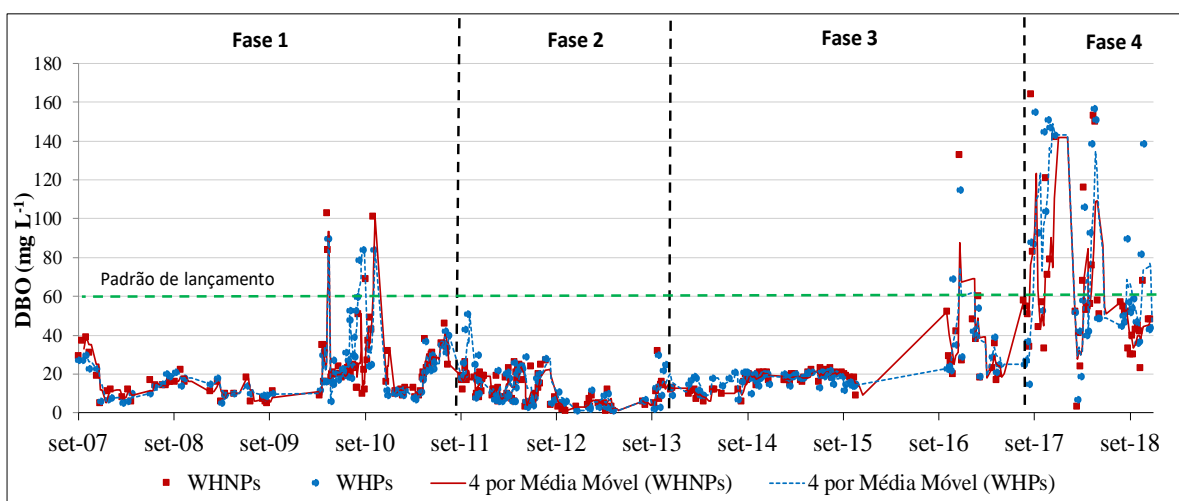


Figura 2: Série temporal das concentrações efluentes de DBO das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas quatro fases de operação.

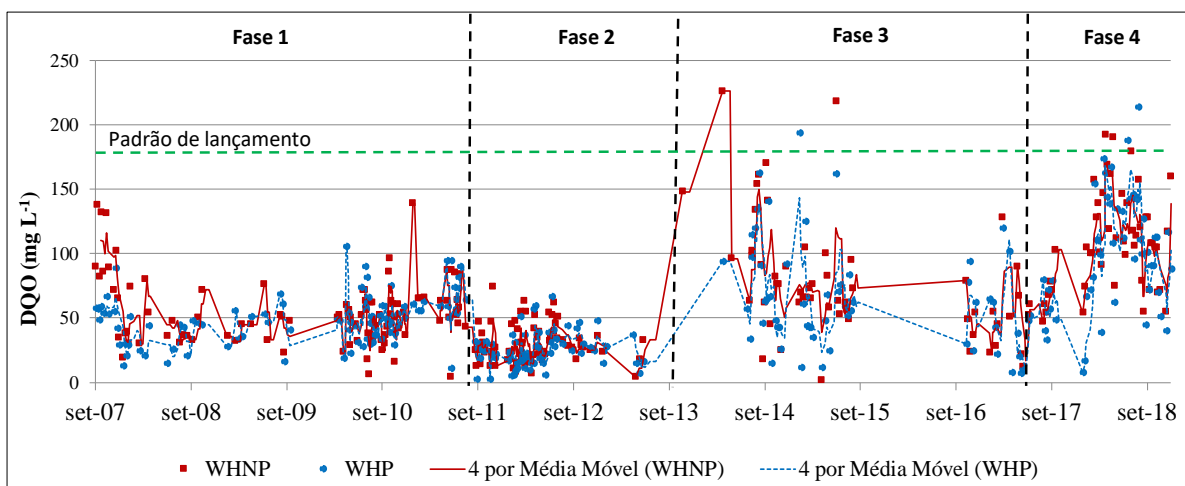


Figura 3: Série temporal das concentrações efluentes de DQO das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas quatro fases de operação.

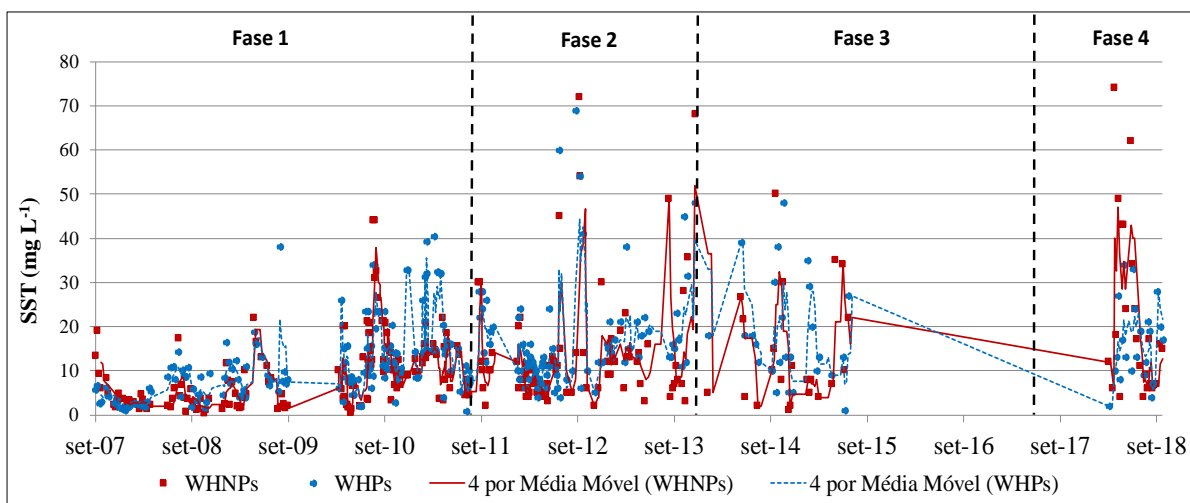


Figura 4: Série temporal das concentrações efluentes de SST das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas quatro fases de operação.

Em relação ao atendimento ao padrão de lançamento, foi utilizado como referência o padrão do estado de Minas Gerais, pois é o local de realização desse estudo, e que possui padrão mais restritivo do que o padrão nacional. É estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta nº 01 de 2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (CERH-MG), que determina, para sistemas de tratamento de esgotos sanitários, o limite de lançamento para concentrações efluentes de DBO em até 60 mg L⁻¹. Para o parâmetro DQO o limite é de até 180 mg L⁻¹ e SST de 100 mg L⁻¹ (Minas Gerais, 2008). A unidade plantada cumpriu com o padrão em 92%, 99% e 100% das amostras, para DBO, DQO e SST, respectivamente, e a unidade não plantada cumpriu com 94%, 99% e 100%. Durante a Fase 2, quando as unidades recebiam efluente do filtro biológico percolador, não houve violações aos padrões de lançamento. O maior número de violações de DBO foi durante a Fase 4, quando as cargas afluentes foram duplicadas.

De maneira geral, o sistema produziu efluente com baixas concentrações efluentes, com exceção de DBO na Fase 4. Vymazal (2018b) avaliou quatro WHSS na República Tcheca operando por mais de 20 anos e observou resultados semelhantes, com baixas concentrações no efluente final, em termos de DBO, DQO e SST. Um estudo com 19 espécies de plantas e uma unidade controle (sem planta), conduzido por Taylor *et al.* (2011), foi realizado na região norte dos EUA em uma WHSS. Os autores observaram maior eficiência na remoção de DQO e sulfato nos sistemas plantados. Brix (1997) afirma que, em regiões de clima temperado, a presença da vegetação pode estar associada a um melhor desempenho em termos de matéria orgânica, quando comparadas com regiões de

clima tropical. Por outro lado, a remoção de nutrientes pode ser maior em regiões onde a temperatura é mais propícia para crescimento da vegetação. Em outro estudo, realizado com 35 espécies de plantas, também foi observado que a presença das plantas aumentou a remoção de poluentes em comparação com unidades sem plantas e que houve diferenças significativas entre todas as espécies testadas (Brisson e Chazarenc, 2009). Não apenas a presença da planta afetou a qualidade do efluente, como também a espécie utilizada e as estações do ano foram fatores de interferência.

CONCLUSÕES

O desempenho de ambas unidades, plantada e não plantada, foi satisfatório, mesmo sob condições avançadas de colmatação. A duplicação da vazão contribuiu para perdas na qualidade do efluente em termos de DBO. Para DQO e SST essa tendência não foi observada.

Na comparação entre o desempenho da unidade plantada com a não plantada, procurando entender a influência da vegetação no sistema, conclui-se que a presença das plantas influenciou significativamente em uma menor concentração de DQO e uma maior eficiência de remoção nos primeiros anos de monitoramento. Já para o parâmetro SST, a unidade não plantada apresentou concentração significativamente mais baixa nas duas primeiras fases de monitoramento. Em termos de DBO não foi observado diferenças.

A presença da vegetação contribuiu para a menor colmatação do leito, uma vez que foi observado menor avanço do escoamento superficial no leito plantado, mesmo após onze anos de monitoramento. Portanto, o papel da vegetação não deve ser ignorado no desempenho de wetlands construídas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem às agências CNPq, CAPES, FAPEMIG, FUNASA, UFMG e IHE-Delft por todo apoio e envolvimento no desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p. 2012.
2. BAPTESTINI, G. C. F. Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento. Tese de doutorado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, MG, 182p. 2014.
3. BARRETO, A. B. Contribuição da zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes sanitários. Tese (doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte - MG, 217 p, 2016.
4. BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.13, p.323-328, 2008.
5. BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? Sci. Total Environ. 407, 3923–3930, 2009.
6. BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science and Technology 35(5): 11–17. 1997.
7. COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the longevity of subsurface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. Cap.17. In.: Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands. VYMAZAL, J. Institute of Systems Biology and Ecology Czech Academy of Sciences. Springer, Cap. 17, p.191-198, 2008.
8. COSTA, J.F. Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluentes de reator UASB e de filtro biológico percolador. Tese de Doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 193 p., 2013.
9. DONG, C.; HUANG, Y. H.; WANG, S. C.; WANG, X. H. Oxygen supply and wastewater treatment in subsurface-flow constructed wetland mesocosm: role of plant presence. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 25, n 2, 573-579, 2016.

10. DORNELAS, F.L. Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 101p. 2008.
11. DORNELAS, F.L. Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 101 p., 2008.
12. FAULWETTER, J. L.; BURR, B. D.; PARKER, A. E.; STEIN, O. T.; CAMPER, A. K. Influence of season and plant species on the abundance and diversity of sulfate reducing bacteria and ammonia oxidizing bacteria in constructed wetland microcosms. *Microbial Ecology*. 2012.
13. FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*. v. 35, p. 987-1004, 2009.
14. FIA, F. R. L. Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 160 p, 2009.
15. INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas do Brasil. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acessado em 26 de agosto de 2018.
16. IWA Task Group - referenciado como: DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M. Treatment wetlands. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands. IWA Publishing. 2017. 154 p. Disponível para download em: <http://www.iwapublishing.com/open-access-ebooks/3567>.
17. KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. Treatment Wetlands, Segunda edição. Boca Raton, Florida: CRC Press. 2009.
18. KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. Treatment Wetlands, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, USA. 2009.
19. KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. *Desalination*, v.185, p.383–389, 2005.
20. LAI, W. L.; ZHANG, Y.; CHEN, Z. H. Radial oxygen loss, photosynthesis and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering*. v. 39, p. 24-30, 2012.
21. LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.48 n.5, p.25–34, 2003.
22. LANGERGRABER, G.; ŠIMŮNEK, J. Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS wetland module. *Vadose Zone Journal*. V.11, n. 2, 2012.
23. LEE, C.Y., LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v.92, p.173–179, 2004.
24. MATOS, M. P. Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas. Tese de Doutorado em Saneamento pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 336p. 2015.
25. MENON R., JACKSON C.R., HOLLAND M.M. The Influence of Vegetation on Microbial Enzyme Activity and Bacterial Community Structure in Freshwater Constructed Wetland Sediments. *Wetlands*. 33, 365, 2013.
26. MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, diário executivo Minas Gerais de 05 de maio de 2008. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.
27. PAOLI, A.C. Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 144 p., 2012.
28. TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, v. 27, n. 2, p. 448-458, 1998.
29. TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R.; ZABINKSI, C.A. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*, v.37, n.5, p.703–710, 2011.
30. TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v.43, p.1851-1858, 2009.

31. VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro de 2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>.
32. VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? *Chemical Engineering Journal*, 331, 663–674. 2018b.
33. VYMAZAL, J. Is wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands a sustainable technology? In: *Proceedings of the 16th IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 30 september - 4 october, 2018. IWA: Valencia, Spain. pp. 469–472, 2018a.
34. WALLACE, S. D. Reducing wetland area requirements by using intensification strategies. In: *Proceedings of the 14th IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 4–8 October 2010. IWA, Shanghai, China, p. 54–68, 2014.
35. ZHANG J., WU H.M., HU Z., LIANG S., FAN J.L. Examination of oxygen release from plants in constructed wetlands in different stages of wetland plant life cycle. *Environmental Science and Pollution Research*. 21, 9709, 2014.