

Sistema integrado com microalgas e *wetland* construído de fluxo vertical no tratamento de efluentes urbanos

Integrated system with microalgae and constructed wetland in vertical flow for urban wastewater treatment

Elizandro Oliveira Silveira¹ , Matheus Wink¹ , Ana Leticia Zappe¹ ,
Lourdes Teresinha Kist¹ , Ênio Leandro Machado^{1*} 

RESUMO

O sistema integrado com microalgas (MA) e *wetland* construído de fluxo vertical (*wetland* construído pós-microalgas – WCPMA) foi aplicado para a realização de ensaios de tratamento de efluentes no *campus* da Universidade de Santa Cruz do Sul, no Rio Grande do Sul (UNISC-RS). Águas negras e amarelas foram alimentadas para esse sistema em regime de batelada a partir de um tanque equalizador da estação de tratamento de efluentes da universidade, considerando tempo de detenção hidráulica (TDH) de três dias para cada unidade do sistema integrado. O comparativo de desempenho foi feito com unidades também envolvendo a sequência de tanque de armazenamento de efluentes (TAE) + sistema de controle (C), somente com suporte de areia e brita, em triplo estágio, bem como *wetlands* construídos de fluxo vertical, também em triplo estágio. O abastecimento utilizou fatores de carga em termos de demanda química de oxigênio (DQO) de $2,4 \pm 0,9$ g m⁻³ dia⁻¹ para o TAE e de $26,7 \pm 11,2$ g m⁻³ dia⁻¹ para as unidades de *wetlands* construídos, de MA+WCPMA e de C (sem o cultivo da *Hymenachne grumosa*). Em relação à unidade TAE+MA+WCPMA, as reduções dos parâmetros de cargas poluentes foram mais significativas em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) (58%), fósforo total (63%) e, principalmente, nitrogênio amoniacal no sistema integrado, com redução de 100%. Em termos de toxicidade aguda com *Daphnia magna*, a detoxificação foi efetiva, com variações de valores de EC₅₀ de 58 a 100%. O estudo obteve resultados expressivos que indicam que o sistema MA+WCPMA é uma alternativa promissora no tratamento de águas residuárias para unidades geradoras descentralizadas, possibilitando maior redução da ação eutrofizante.

Palavras-chave: microalgas; *wetlands* construídos; sistema integrado; efluentes urbanos.

ABSTRACT

The application of integrated systems with microalgae (MA) and Vertical Flow Constructed Wetland Post Microalgae (CWPMA) was performed for campus wastewater treatment assays located in Santa Cruz do Sul (UNISC-RS). Black and yellow waters were fed to systems in batch regime from equalizer university wastewater treatment plant tank, considering hydraulic detention time (HDT) of three days for each unity of the integrated system (MA+CWPMA). The comparison of performances was also made with units involving storage tank wastewater (STW)+Control System (C), only supported with sand and gravel in triple stage, as well as CWs, also triple stage. The supply used load factors in terms of COD 2.4 ± 0.9 g m⁻³ day⁻¹ (for STW) and 26.7 ± 11.2 COD m⁻³ day⁻¹ for the units of CWs; MA+CWPMA and Control (without the cultivation of *Hymenachne grumosa*). Reductions of the parameters of pollution loads were more significant in terms of BOD₅ (58%), total phosphorous (63%) and especially in terms of ammonia nitrogen in integrated STW+MA+CWPMA, with a reduction of 100%. In terms of acute toxicity with *Daphnia magna*, detoxification was effective, with EC₅₀ values ranging from 58 to 100%. The study developed obtained significant results that indicate this is a promising alternative in the treatment of wastewater for decentralized generating units, allowing greater reduction in eutrophic action.

Keywords: microalgae; constructed wetlands; integrated system; urban effluent.

¹Universidade de Santa Cruz do Sul - Santa Cruz do Sul (RS), Brasil.

*Autor correspondente: elm300@yahoo.com.br

Recebido: 29/03/2016 - Aceito: 30/11/2017 - Reg. ABES: 161655

INTRODUÇÃO

A integração de procedimentos e métodos é rotina na maioria dos processos de tratamento de efluentes, tanto industriais quanto agrícolas e urbanos, entre outros (WEBER *et al.*, 2010). A associação de tais operações complementa ou prepara o melhor desempenho da etapa seguinte do processo, potencializando as tendências de reúso das águas do tratamento, da recuperação de energia nas estações de tratamento de esgoto (ETEs) e dos nutrientes, especialmente aqueles com tendência de escassez de reservas (MO & ZHANG, 2013; VALVERDE-PÉREZ *et al.*, 2015).

Em ETEs, métodos investigados — e com alguma aplicação há mais de 20 anos nos Estados Unidos — incluem processos anaeróbios com uso do biogás para geração de calor e energia elétrica; combustão de biossólidos em leitos fluidizados; sistemas bioeletroquímicos (células microbianas de combustível e células microbianas eletroquímicas); e produção de microalgas com efluentes urbanos, que possibilita a recuperação de energia e nutrientes (HUANG *et al.*, 2015).

O processo com microalgas vem merecendo muitos estudos, considerando aspectos da remediação de águas residuárias e da viabilidade econômica para recuperar nutrientes, permitindo a aeração em processos consorciados com lodos ativados, a redução da emissão de CO₂ e a recuperação de energia (PACHECO *et al.*, 2015; CHEN *et al.*, 2015). Huang *et al.* (2015) destacam a simbiose entre algas e bactérias testada em lagoas e fotobiorreatores tubulares para o tratamento de dejetos de suínos. Nesse caso, as remoções de nitrogênio total, fósforo total e demanda química de oxigênio (DQO) atingiram 100, 90 e 75%, respectivamente, sem nenhuma fonte externa de aeração.

A constante busca por estruturas de saneamento de baixo custo e mais sustentáveis, do ponto de vista da eficiência, indica como uma das opções o sistema por zona de raízes ou *wetlands* construídos (WCs), que utiliza plantas no tratamento de águas residuais (PHILIPPI JUNIOR & SEZERINO, 2004; WUA, 2014).

Os WCs surgem como alternativa para a fitorremediação de efluentes urbanos, acompanhados por processos de pré-tratamento anaeróbio, apresentando grande potencial de recuperação de energia e nutrientes com baixo custo e diminuindo os índices de pressão ambiental nos processos de recuperação de águas residuárias (VYMAZAL, 1998; PHILIPPI JUNIOR & SEZERINO, 2004).

Lu *et al.* (2015) apontam diferentes processos integrados com WCs para o tratamento de efluentes: reatores anaeróbios+WCs; reator anaeróbio+tanque de aeração+WCs; e filtro anaeróbio+WCs. Esses processos, combinados, vêm obtendo resultados promissores quando comparados aos sistemas convencionais de tratamento de efluentes urbanos.

Apesar dos ganhos ambientais dos WCs, os fatores de carga poluente para nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total têm requisitos de área de superfície que podem limitar a utilização desses sistemas. Para contornar o problema, existem processos que podem reduzir os fatores de carga por meio de pré-tratamento (HORN *et al.*, 2014).

Nesse contexto, há necessidade da implantação de tecnologias combinadas com WCs para aperfeiçoar e aumentar sua eficiência no processo de remoção dos agentes eutrofizantes, bem como da integração de processos biológicos como reatores anaeróbios para pré-tratamento. Isso inclui também os processos oxidativos avançados (POAs) para a etapa terciária (TSYDENNOVA, 2015).

As ações de polimento de tratamento anaeróbio vêm sendo pesquisadas para adequação aos agentes eutrofizantes de corpos hídricos de superfície. Gschlöbl *et al.* (1998) pesquisaram a primeira tendência de complemento de processos com potencial eutrofizante residual. No caso, as lagoas de estabilização necessitavam de polimento para o descarte dos efluentes tratados em corpos receptores sensíveis; para isso, o uso de WCs na remoção de microalgas foi investigado. Em períodos de verão na Alemanha, considerando a temperatura média de 15,4°C, foi possível remover 54,2% de microalgas (associadas às medidas dos percentuais de clorofila) aplicando carga hidráulica de superfície de 20 cm dia⁻¹. Konnerup *et al.* (2011) aplicaram os mesmos princípios da pesquisa para o tratamento de águas residuárias na piscicultura, obtendo valores semelhantes aos de Gschlöbl *et al.* (1998).

Com a tendência recente de recuperação de energia e nutrientes, além do reúso dos efluentes, pesquisas aplicam as microalgas como estratégia de biorremediação, o que proporciona as ações anteriormente citadas. Pesquisas conduzidas por Aslan e Kapdan (2006) demonstraram coeficientes de remoção de 1,5 mg de N-NH₄⁺ e 0,5 mg PO₄⁻³ por mg de clorofila por dia.

A proposição de um sistema que integre as tecnologias descritas anteriormente poderá contribuir significativamente para minimizar os custos operacionais, reduzir a área dos WCs, ampliar a eficiência do sistema de tratamento e recuperar energia por meio da biomassa gerada durante o processo de remoção dos agentes eutrofizantes do efluente a ser tratado.

Assim, neste trabalho objetivou-se desenvolver, construir e operar um sistema integrado combinando microalgas (especialmente *Desmodesmus* e *Scenedesmus*) com pós-tratamento com *wetland* construído de fluxo vertical a fim de reduzir a ação eutrofizante de efluentes urbanos.

METODOLOGIA

O projeto-piloto foi desenvolvido na ETE do *campus* da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC-RS), e o efluente drenado para tratamento foi proveniente de mictórios e sanitários.

A ETE, em escala real, possui sete etapas de tratamento: gradeamento; desarenador; tanque equalizador; reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB); biofiltro aerado; decantador; e leito de secagem de lodo. A vazão média de operação da estação foi

estimada em $103,2 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$. Após o tratamento, o efluente foi descartado por galerias e canal pluvial municipal no Arroio Lajeado, que apresenta vazão média de $588,2 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ (DUPONT, 2010).

A Figura 1 representa uma ilustração do funcionamento da ETE UNISC e dos experimentos com os WCs em sistemas integrados.

Para os WCs, foram utilizadas caixas de 200 L de volume útil, onde foram plantadas as macrófitas emergentes, neste caso, a *Hymenachne grumosa*. O substrato foi constituído por uma camada de aproximadamente 10 cm de brita nº 4 (64 a 100 mm) colocada no fundo das caixas, sobre a qual foi depositada outra camada de aproximadamente 5 cm de brita nº 1 (20 a 40 mm). A composição final foi preenchida com areia de diâmetro que variou entre 0,13 e 3,2 mm (areia média: 0,42–1,2 mm; areia grossa: 1,2–4,8 mm). O diâmetro efetivo (d10) da areia utilizada foi de 0,298 mm e o d60, de 0,596 mm, apresentando, portanto, coeficiente de uniformidade (U) de 2 (adimensional, sendo $U=d60/d10$). Ambas as pedras britadas são de origem basáltica. Na parte da entrada do efluente das caixas foi montada uma espécie de camada vertical de britas nº 1 e nº 4.

Os compartimentos dos WCs foram constituídos por caixas plásticas de polietileno de alta densidade (PEAD) com formato retangular (92 cm de comprimento; 55 cm de largura; 58,5 cm de altura). Entre as caixas de cada uma das configurações foi estabelecida distância de aproximadamente 5 cm, e um cano de PVC de 0,5 polegada e uma mangueira plástica flexível foram instalados para a manutenção do fluxo sub-superficial das caixas, o qual foi mantido a 37 cm de altura.

Para a configuração e implantação do projeto-piloto, bem como o desenvolvimento do sistema integrado microalgas+*wetland* construído de fluxo vertical (MA+WCPMA), foram utilizados como comparação de desempenho dois sistemas adicionais: um com WCs (três estágios) e outro contendo areia e brita, conhecido por “filtro testemunha”, denominado neste estudo de controle (C).

O sistema integrado MA+WCPMA foi formado por uma caixa para proliferação de microalgas (MA) com capacidade de 200 L (50 cm de profundidade), de cor escura, e um cone de acrílico de 20 L de volume útil. O cone foi disposto de forma invertida no interior da caixa de microalgas para a recirculação de filme do efluente, com taxa de 400 L h^{-1} , a partir de uma bomba submersa.

O sistema foi operado em regime de batelada considerando o tempo de detenção hidráulica (TDH) de três dias para cada unidade. Os WCs foram alimentados durante 1 hora com 90 L do efluente proveniente do tanque equalizador. O sistema MA também foi alimentado com 90 L a cada 3 dias, sendo que o *wetland* construído pós-microalgas de fluxo vertical (WCPMA) recebeu efluente do pré-tratamento com as microalgas após 3 dias de recirculação (também com abastecimento de 90 L). Os compartimentos dos WCs têm $0,560 \text{ m}^2$. Um resumo das variáveis operacionais dos WCs e dos demais sistemas integrados é apresentado na Tabela 1.

Os parâmetros analisados para a caracterização do efluente bruto e pós-tratado foram demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), nitrogênio amoniacal, NTK, nitrato, fósforo total, DQO, condutividade, pH,

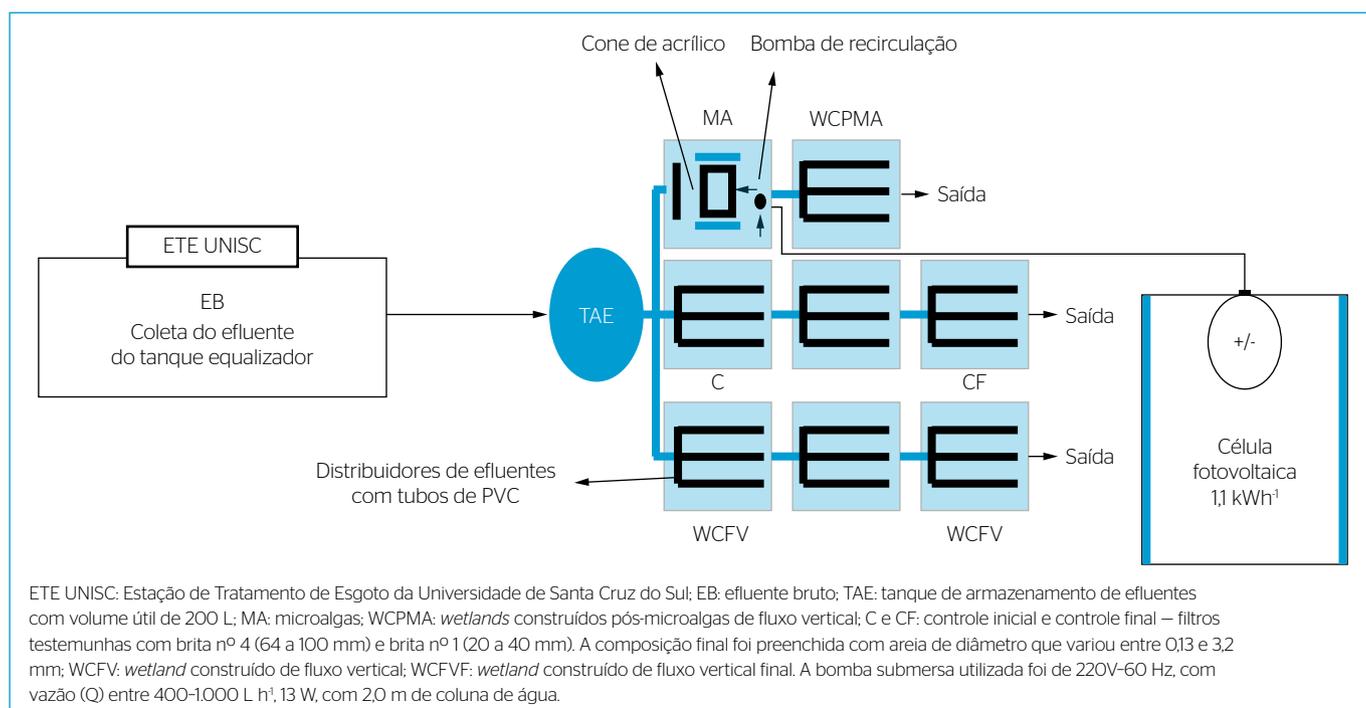


Figura 1 - Fluxograma ilustrativo dos sistemas integrados com *wetlands* construídos desenvolvidos.

cor absorciométrica (420 nm) e turbidez. A referência de controle das microalgas foi baseada na absorbância em 686 nm, conforme Lananan et al. (2014). Com exceção do controle de cores absorciométricas, todos os parâmetros foram referenciados com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). Todos os dados obtidos consideraram os valores de média e desvio padrão para diferentes amostragens contabilizadas ao longo dos 12 meses de experimentos.

A identificação das microalgas foi realizada por microscopia óptica nas resoluções de 100 e 1.000 vezes no Laboratório de Limnologia da UNISC, com amostras retiradas do sistema integrado MA+WCPMA após o período de aproximadamente dois meses de funcionamento. Após a observação por microscopia, os gêneros foram identificados por chaves de identificação de microalgas da classe *Chlorophyceae* (BICUDO, 2006).

A espécie *Hymenachne grumosa* foi a macrófita escolhida para ser utilizada nos WCs, sendo uma planta forrageira muito comum nos campos sulinos e usada como alimento animal. A escolha dessa espécie deve-se à sua produção de biomassa e seu histórico de bons resultados na redução dos parâmetros físico-químicos (SILVEIRA, 2010).

Os procedimentos da rotina de cultivo e testes para *Daphnia magna* seguiram a norma ABNT 12713 (ABNT, 2009). O cultivo foi realizado em 10 lotes, utilizando copos de Becker de 2 L, cada um contendo 1,5 L de meio de cultura (meio M4), que foi preparado com água destilada/deionizada e nutriente. O meio ficou sob aeração pelo período de 12 horas, e o pH foi ajustado posteriormente entre 7,0 e 8,0. Cada lote comporta aproximadamente 30 indivíduos, e as fêmeas reproduzem-se por partenogênese, o que garante a uniformidade de resposta dos ensaios. Os organismos foram mantidos em germinadora de cultivo, em fotoperíodo de 16 horas-luz, à temperatura de 20±2°C. A partir dos resultados das determinações da CE (I)50 48 h, foi utilizada uma escala de toxicidade relativa (LOBO et al., 2006).

Tabela 1 - Variáveis operacionais dos sistemas integrados com wetlands construídos desenvolvidos.

Variáveis	TAE	WC	C	MA+WCPMA
Q (Lh ⁻¹)	90	90	90	90
TDH (d)	3	3	3	3
*TC _{DQO} (g m ⁻² dia ⁻¹)	2,4**±0,9	26,7±11,2	26,7±11,2	26,7±11,2
*TC _{N-NH₃} (kg m ⁻² dia ⁻¹)	0,20±0,07	2,78±1,05	2,78±1,05	2,78±1,05
*TC _p (g m ⁻² dia ⁻¹)	0,05±0,02	0,43±0,16	0,43±0,16	0,43±0,16

TAE: tanque de armazenamento de efluentes; WC: wetland construído; C: controle; MA+WCPMA: sistema integrado com microalgas e wetland construído de fluxo vertical; Q: vazão afluente; TDH: tempo de detenção hidráulica; *TC_{DQO}, TC_{N-NH₃} e TC_p: taxas de carregamento com base na área superficial. **Resultados para número de amostras de n=9 durante a realização dos trabalhos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ETE da UNISC foi configurada para atender às demandas do efluente produzido por aproximadamente 18 mil pessoas, entre funcionários, estudantes e visitantes, e a média de frequentadores gira em torno de 12 mil, dispostos nos três turnos de funcionamento da instituição, com maior fluxo no período noturno, desde 2006. A ETE trabalha, desde o início do seu funcionamento, com vazão média de 103 m³ d⁻¹, com registros de variação entre 129,6 m³ d⁻¹ e 57,6 m³ d⁻¹. Os picos de vazão geralmente ocorrem entre 12 e 17 h.

Os efluentes estudados são classificados como efluentes urbanos domésticos por serem gerados nos sanitários do campus universitário, podendo ser considerados águas negras e amarelas (PACHECO et al., 2015). Os resultados representados para o afluente utilizado nos experimentos (Tabela 2) demonstram alta carga eutrofizante, principalmente pelo elevado nível de fósforo e nitrogênio amoniacal, quando comparados aos estudos anteriores (HORN, 2011; DUPONT, 2010).

A alta carga eutrofizante pode ser explicada pelo tipo de água residuária produzida, já que se trata de uma instituição de ensino cujas dependências apresentam grande variação no número de frequentadores durante os três turnos. Por ser um local de passagem, o afluente produzido é quase inteiramente composto de urina e resíduos de limpeza, como desinfetantes, detergentes, sabão em pó etc.

Tabela 2 - Caracterização do efluente bruto; comparativo com as resoluções do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA-RS).

Parâmetros	Efluente bruto	Resoluções CONSEMA/RS nº 128/06 e nº 129/06 100 ≤ Q < 200 m ³ d ⁻¹
Fósforo total (mg L ⁻¹)	11,52±4,91	-
DQO (mg L ⁻¹)	576,90±238,1	≤330
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	351,57±208,17	≤120
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	49,32±19,22	≤20
Turbidez (UT)	165,54±78,12	-
pH	7,72±0,37	Entre 6,0 e 9,0
Condutividade mScm ⁻¹	996,47±260	-
Cor absorciométrica (l=420 nm)	0,58±0,22	Não conferir mudança ao corpo receptor
EC ₅₀ 48 h	58%	FT=1 para toxicidade aguda* CE(I)50=100%
*Coliformes totais (UFC/100 mL)	1,92 × 10 ⁶ ± 1,58 × 10 ⁶	-
* <i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	1,35 × 10 ⁶ ± 1,10 × 10 ⁶	-

Q: vazão afluente; DQO: demanda química de oxigênio; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; FT: fator de toxicidade. *Não há limites básicos estabelecidos pela legislação estadual para vazão máxima de lançamento de até 200 m³ dia⁻¹. Resultados para número de amostras de n=9 durante a realização dos trabalhos.

Outra indicação importante do potencial eutrofizante do afluente estudado são os valores encontrados para dois parâmetros essenciais: DQO e DBO_5 . Comparando os resultados obtidos com dados de outros trabalhos referentes à ETE em questão, foi possível observar o crescimento relativo desses valores, superiores aos descritos em estudos anteriores. Dupont (2010) e Horn (2011) registraram valores abaixo do encontrado para os parâmetros discutidos. Em média, os valores descritos foram de 176,6 e 224,3 $mg L^{-1}$ para DBO_5 e 561,4 e 264,5 $mg L^{-1}$ para DQO.

Durante o período de desenvolvimento do sistema integrado e do monitoramento dos resultados amostrais, as temperaturas médias registradas retrataram as condições climáticas da região de Santa Cruz do Sul (RS). As estações são bem distintas entre si, com temperaturas mais altas no verão, chegando a 37,2°C em janeiro, e mais baixas no inverno, com mínima registrada em junho de 2,8°C.

Mesmo que os índices médios apresentados indiquem uma condição considerada normal para a região, a variação na temperatura e também nos índices de precipitação (acima de 1.200 mm anuais) está diretamente relacionada ao desempenho dos WCs e ao desenvolvimento das microalgas, uma vez que plantas e organismos fotossintetizantes têm seu desenvolvimento limitado ou acelerado por tais fatores climáticos.

Além disso, como a obtenção das amostras e o abastecimento dos sistemas foram realizados a cada três dias, altas temperaturas registradas no dia anterior acabavam por proporcionar altas taxas de evaporação e evapotranspiração, no caso dos WCs, fazendo com que não houvesse amostras para coleta. Da mesma forma, os índices de precipitação podem ter influência sobre os resultados das amostras obtidas após taxas representativas de chuva um dia antes ou no dia da coleta.

Caracterização das microalgas na partida do sistema integrado com microalgas

Os gêneros de microalgas identificados foram *Desmodesmus*, *Scenedesmus* e *Chlorella*, produzidas a partir do crescimento espontâneo de espécies autóctones em efluente urbano da UNISC. Durante o desenvolvimento do projeto-piloto, as microalgas identificadas mantiveram-se as mesmas, sua concentração variando de acordo com o período das estações do ano. Na maior parte do tempo, contudo, o gênero mais abundante foi *Scenedesmus*. Essa constatação foi baseada em observações de microscopia.

Os resultados para o crescimento das microalgas no tanque MA podem ser observados na Figura 2.

O crescimento das microalgas no período em que as alterações foram realizadas seguiu linha próxima ao tipo de desenvolvimento encontrado na literatura, demonstrando similaridade às fases de desenvolvimento descritas por Pacheco *et al.* (2015).

O maior pico de crescimento coincidiu com as primeiras duas semanas de aumento da taxa de recirculação sobre o cone de acrílico

de 100 para 400 $L h^{-1}$. O comportamento da curva indica desempenho muito semelhante aos encontrados em pesquisas nas quais as microalgas foram cultivadas em sistemas de fotobiorreatores fechados ou em bancada de laboratório com todas as condições controladas para se desenvolverem (SAEED; SUN, 2013; PARK *et al.*, 2012; LEITE *et al.*, 2015).

Com os resultados obtidos, observou-se que os WCs podem reter as células de microalgas diluídas no efluente, reduzindo sua quantidade no final do tratamento, o que reforça a ideia de integração citada por Gschlöbl *et al.* (1998) no polimento das lagoas.

As avaliações da redução da carga poluente nos sistemas integrados estudados podem ser visualizadas nas Figuras 3 a 8.

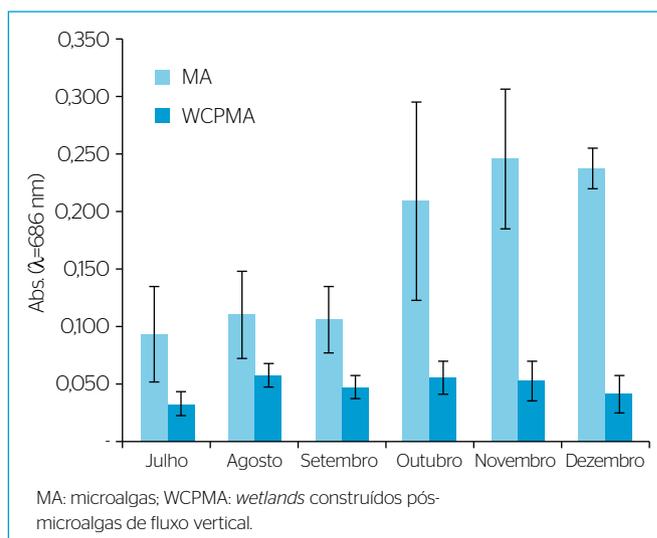


Figura 2 - Comportamento do crescimento das microalgas durante o período de 12 meses de monitoramento (amostras com n=4 para cada mês). Medição em unidades absorciométricas. Gráfico comparativo demonstrando a remoção realizada pelos *wetlands* pós-microalgas.

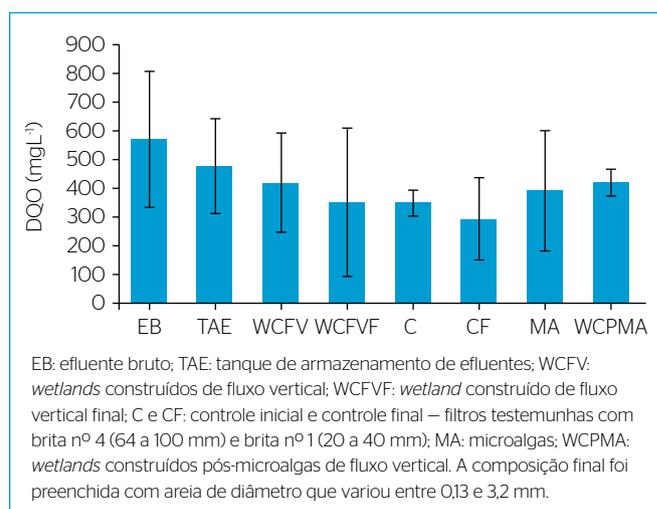


Figura 3 - Resultados para os valores médios de demanda química de oxigênio durante os ensaios de tratamento dos efluentes (amostras com n=24 no período de operação de 12 meses).

O desempenho registrado durante o monitoramento das análises de DQO demonstrou aumento esperado para a etapa MA, devido à produção de algas ao longo dos três dias de tempo de detenção hidráulico, agregando biomassa e aumentando o pH (entre 8–9) e a alcalinidade (entre 100–120 mg CaCO₃ eq L⁻¹). No entanto, não seria esperada a não redução da DQO no tratamento com WCPMA. Com o sistema tanque de armazenamento de efluentes (TAE)+MA+WCPMA, a redução de DQO foi de 28%, sendo o resultado da unidade TAE+controle final (CF) de 49%. Sahu (2014), no entanto, desenvolveu estudos com remoção de 72 e 74% de DQO e DBO₅, considerando a remoção das microalgas por microfiltração após 21 dias de TDH, o que diminui a

interferência analítica nas determinações de DQO e DBO₅. Sahu (2014) também apontou a eficiência de remoção de DQO e DBO₅ com a transmitância da luz visível dos meios de cultivo, que tendem a diminuir caso a biomassa das algas não seja retirada, reduzindo, por consequência, a eficiência de remoção de DQO e DBO₅.

Por isso, é fundamental melhorar a unidade de WCPMA com a diminuição da altura da coluna de efluente, potencializando também os efeitos filtrantes/adsorventes do sistema e favorecendo maior redução de DQO/DBO₅, bem como dos macronutrientes.

Em relação à DBO₅, entretanto, os resultados demonstram maior redução na combinação MA+WCPMA (Figura 4).

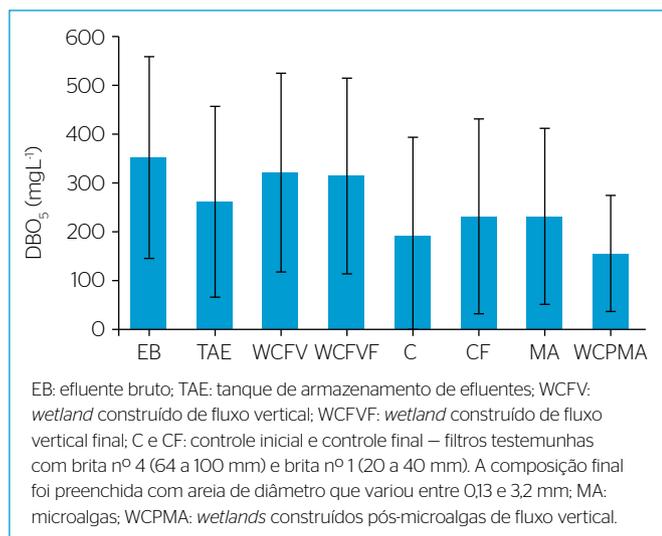


Figura 4 - Resultados para os valores médios da demanda bioquímica de oxigênio durante os ensaios de tratamento dos efluentes (amostras com n=24 no período de operação de 12 meses).

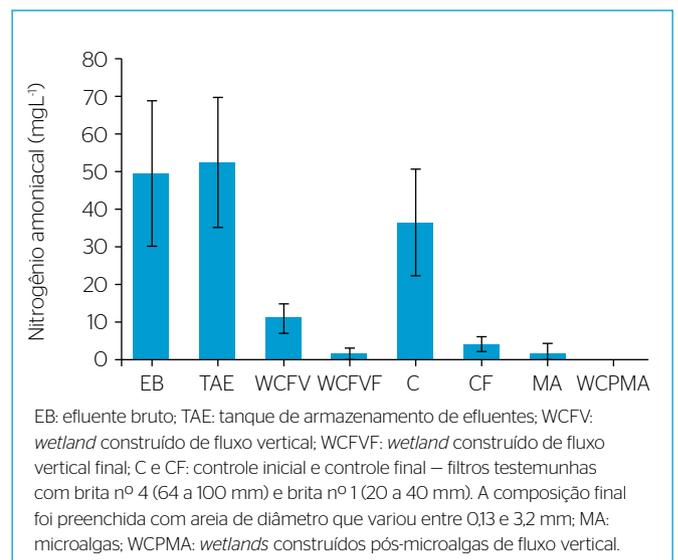


Figura 6 - Dados referentes ao desempenho dos sistemas na remoção de N-NH₃ (amostras com n=24 no período de operação de 12 meses).

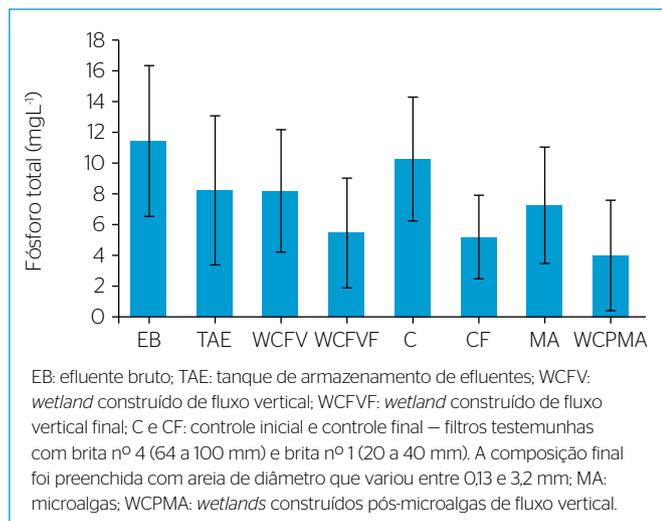


Figura 5 - Média e desvio padrão do desempenho dos sistemas na remoção de fósforo total (amostras com n=24 no período de operação de 12 meses).

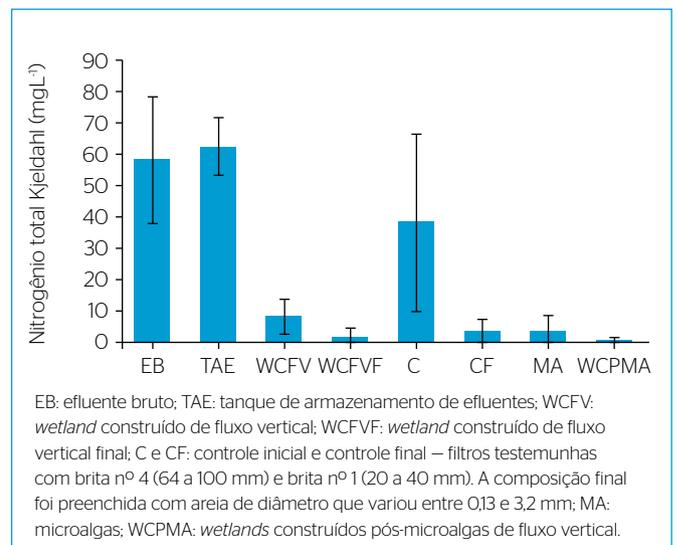


Figura 7 - Resultados para o parâmetro nitrogênio total Kjeldahl (amostras com n=24 no período de operação de 12 meses).

De acordo com os resultados descritos na Figura 4, o sistema integrado MA+WCPMA obteve melhor desempenho em comparação aos dois sistemas de tratamento de WCs e ao Controle (C e CF), fator positivo que pode ser atribuído à interação entre as MA e os WCs como meio filtrante. Dados referentes ao desempenho dos sistemas na remoção de fósforo total podem ser visualizados na Figura 5.

Os resultados para o desempenho na remoção de fósforo total devem considerar os achados de Norström *et al.* (2003), segundo os quais TDHs de até cinco dias foram considerados mais satisfatórios, com remoção de até 98% desse nutriente.

De acordo com os estudos de Larsdotter (2006), a remoção de fósforo total é mais favorável para o TRH de dois dias, com taxas de até 3 mg P L⁻¹ dia⁻¹, sendo que 60% estão associados com a precipitação e o restante, com a assimilação das algas. Com TDH de cinco dias, a precipitação é reduzida drasticamente (80%), enquanto a fração assimilada continua com 1 mg P L⁻¹ dia⁻¹.

Nesse caso, o sistema aqui investigado deve considerar dois estágios com microalgas: o primeiro com até cinco dias de TDH e o segundo com nove dias para a remoção de nitrogênio, especialmente o amoniacal. Entre os tanques com microalgas seria recomendável a aplicação de *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) para biofiltração.

As Figuras 6 a 8 mostram os resultados significativos para remoção, especialmente de N-NH₃, N- NTK e N-NO₃.

O sistema integrado demonstrou maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal. É importante ressaltar que estudos utilizando WCs como principais agentes de fitorremediação, de forma geral, têm apresentado dificuldade na remoção de nitrogênio amoniacal, necessitando aumentar a área construída para remediar esse agente eutrofizante de acordo com a legislação vigente.

Segundo Norström *et al.* (2003), a forma de nitrogênio mais assimilada por algas é a amoniacal, embora seja verificada toxicidade para algas em pH maiores que 9. No caso dos efluentes tratados, os valores

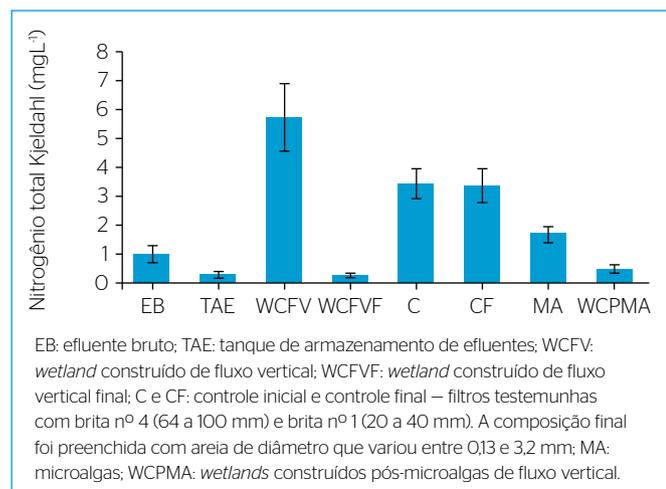


Figura 8 - Resultados para o parâmetro nitrito.

ficaram entre 8–9, não associando toxicidade à atividade das algas mesmo em valores de N-NH₃ maiores que 60 mg L⁻¹.

Diante desse cenário, o sistema integrando as tecnologias de tratamento MA+WCPMA demonstrou-se muito eficiente no controle desse agente eutrofizante, tornando seu uso uma possibilidade acessível e promissora.

Os resultados para os níveis de NTK (Figura 7) revelam maior eficiência de remoção do sistema MA+WCPMA em comparação aos demais sistemas observados.

Na Figura 8 é possível visualizar os resultados para os índices de nitrito nos efluentes estudados.

Com os dados expostos na Figura 8, é possível observar que o sistema integrado apresentou índice de concentração um pouco maior do que o *wetland* construído de fluxo vertical final (WCFVF). Isso provavelmente está relacionado às vias metabólicas de assimilação das microalgas ou pode ser um subproduto do desenvolvimento/morte das células das microalgas, seguindo o mesmo caminho discutido no item correspondente aos níveis de fósforo total.

Com relação aos índices de nitritos presentes nas amostras, todos os resultados apontaram concentração <0,1 mg L⁻¹.

De acordo com os resultados exibidos na Tabela 3, o afluente TAE apresenta toxicidade média, enquanto os sistemas de tratamento finais

Tabela 3 - Caracterização do efluente (*wetland* construído pós-microalgas de fluxo vertical), concentração média dos parâmetros de qualidade e quadro comparativo com as resoluções do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA-RS).

Parâmetros	Efluente	Resoluções CONSEMA/RS nº 128/06 e nº 129/06 100 ≤ Q < 200 m ³ d ⁻¹
Fósforo total (mg L ⁻¹)	4,1 ± 3,58	-
DQO (mg L ⁻¹)	427,20 ± 46,9	≤ 330
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	154,23 ± 119,45	≤ 120
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	0,0 (<LD)	≤ 20
Turbidez (UT)	18,42 ± 9,15	-
pH	6,22 ± 0,56	Entre 6,0 e 9,0
Condutividade mScm ⁻¹	591,0 ± 178,5	-
Cor absorciométrica (l=420 nm)	0,05 ± 0,01	Não conferir mudança ao corpo receptor
EC ₅₀ 48h	100%	FT=1 para toxicidade aguda* CE(I)50=100%
*Coliformes totais (UFC/100 mL)	2,87 × 10 ² ± 3,53 × 10 ²	-
* <i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	1,46 × 10 ² ± 1,46 × 10 ²	-

Q: vazão afluente; DQO: demanda química de oxigênio; DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio; LD: limite de determinação; FT: fator de toxicidade. *Não há limites básicos estabelecidos pela legislação estadual para vazão máxima de lançamento de até 200 m³d⁻¹.

(terciários) — CF (filtro testemunha), WCF e WCPMA —, aos quais o afluente foi submetido, apresentam detoxificação total. Os resultados, portanto, indicam que o sistema integrado utilizando o organismo-teste *Daphnia magna* foi eficiente na detoxificação do afluente avaliado.

Como observado em estudos anteriores, os WCs, combinados com pré-tratamento, obtiveram rendimento de detoxificação total dos efluentes urbanos. Os resultados sugerem, novamente, que a utilização da macrófita *Hymenachne grumosa* como componente principal dos WCs apresenta potencial de detoxificação dos efluentes urbanos.

Esses dados podem ser associados, principalmente, com a redução da concentração de nitrogênio amoniacal, que fica abaixo do limite de determinação do método recomendado no APHA/AWWA/WEF *Standard Methods* de 2012. Essas observações são reforçadas pelo trabalho de Dupont (2010) no efluente secundário da ETE da UNISC, no qual a principal razão de ecotoxicidade foi associada aos valores elevados de nitrogênio amoniacal ($>70 \text{ mg L}^{-1}$).

Quanto às características finais, processo MA+WCPMA demonstrou melhor desempenho para a maioria dos parâmetros analisados (Tabela 3).

As adequações para os parâmetros DQO e DBO_5 devem considerar as resoluções do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA-RS), segundo as quais a redução dos fatores de carga ou o aumento dos TDHs podem ser feitos para o ajuste. Quanto à carga microbiana, deve ser incluído pós-tratamento para adequar ainda mais os efluentes para reúso. Os ganhos de detoxificação são significativos, permitindo o atendimento da Resolução nº 126/06 do CONSEMA-RS.

CONCLUSÕES

O sistema MA+WCPMA reduz uma unidade de WC, proporcionando benefícios na diminuição do potencial eutrofizante, tanto em termos de fósforo total quanto de nitrogênio amoniacal, NTK e nitrato.

Os valores para remoção de fósforo nesse sistema podem ser mais maiores do que os dos demais sistemas analisados, pois, embora tenha ocorrido redução na caixa do WCPMA, esta poderá ser ainda maior com redução do TDH em compartimento exclusivo para remoção de fósforo.

O que parece uma deficiência é um dos pontos positivos do sistema integrado, pois, ao comparar os resultados entre o sistema integrado MA+WCPMA e o sistema de WCs (WC-WCF), é preciso considerar que o sistema de WCs é composto de três caixas, totalizando TDH de nove dias, enquanto o sistema integrado apresenta TDH de seis dias.

Melhorias no desempenho do sistema podem envolver redução no TDH para a diminuição dos níveis de fósforo total (até dois dias). Já para a configuração com sistema óxico/algas e, novamente, WCFV+filtro, seria necessário TDH de nove dias, visando reduzir ainda mais os níveis de nitrogênio total dos efluentes.

FONTE DE FINANCIAMENTO

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.
- ASLAN, S. & KAPDAN, I.K. (2006) Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. *Ecological Engineering*, v. 28, n. 1, p. 64-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.04.003>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). (2009) *NBR 12713 - Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. (Cladóceras, Crustácea)*. 3. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- BICUDO, C.E.M. (2006) *Gêneros de microalgas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)*. 2. ed. São Carlos: RiMa. 502 p.
- CHEN, G.; ZHAO, L.; QI, Y. (2015) Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review. *Applied Energy*, v. 137, p. 282-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.10.032>
- DUPONT, A. (2010) *Avaliação da eficiência da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil*. 159 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul.
- GSCHLÖBL, T.; STEINMANN, C.; SCHLEYPEN, P.; MELZER, A. (1998) Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Water Research*, v. 32, n. 9, p. 2639-2645.
- HORN, T.B. (2011) *Integração de sistemas wetlands construídos + fotoozonização catalítica no tratamento de efluentes de campus universitário*. 157 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul.
- HORN, T.B.; ZERWES, F.V.; KIST, L.T.; MACHADO, Ê.L. (2014) Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment. *Ecological Engineering*, v. 63, p. 134-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.012>

- HUANG, W.; LI, B.; ZHANG, C.; ZHANG, Z.; LEI, Z.; LU, B.; ZHOU, B. (2015) Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors *Bioresource Technology*, v. 179, p. 187-192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.024>
- KONNERUP, D.; TRANG, N.T.D.; BRIX, H. (2011) Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. *Aquaculture*, v. 313, n. 1-4, p. 57-64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.12.026>
- LANANAN, F.; HAMID, S.H.A.; DIN, W.N.S.; ALI, N.; KHATOON, H.; JUSOH, A.; ENDUT, A. (2014) Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 95, p. 127-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.06.013>
- LARSDOTTER, K. (2006) *Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate*. Tese (Doutorado) – School of Biotechnology, Royal Institute of Technology, Estocolmo.
- LEITE, G.B.; PARANJAPÉ, K.; ABDELAZIZ, A.E.M.; HALLENBECK, P.C. (2015) Utilization of biodiesel-derived glycerol or xylose for increased growth and lipid production by indigenous microalgae. *Bioresource Technology*, v. 184, p. 123-130. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.117>
- LOBO, E.A.; RATHKE, F.S.; BRENTANO, D.M. (2006) Ecotoxicologia aplicada: o caso dos produtores de tabaco na bacia hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil. In: ETGES, V.E.; FERREIRA, M.A.F. (Orgs). *A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul, RS*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. p. 41-68.
- LU, S.; PEI, L.; BAI, X. (2015) Study on method of domestic wastewater treatment through new-type multi-layer artificial wetland. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 40, n. 34, p. 11207-11214. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.05.165>
- MO, W. & ZHANG, Q. (2013) Energy-nutrients-water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, v. 127C, p. 255-267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.007>
- NORSTRÖM, A.; LARSDOTTER, K.; GUMAELIUS, L.; LA COUR JANSEN, J.; DALHAMMAR, G. (2003) A small scale hydroponics wastewater treatment system under Swedish conditions. *Water Science & Technology*, v. 48, n. 11-12, p. 161-167. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2004.0830>
- PACHECO, M.M.; HOELTZ M.; MORAES M.S.; SCHNEIDER R.C. (2015) Microalgae: cultivation techniques and wastewater phycoremediation. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 50, n. 6, p. 585-601.
- PARK, K. C.; WHITNEY, C.; MCNICHOL, J. C.; DICKINSON, K. E.; MACQUARRIE, S.; SKRUPSKI, B. P.; ZOU, J.; WILSON, K. E.; O'LEARY, S.J.B.; MCGINN, P.J. (2012) Mixotrophic and photoautotrophic cultivation of 14 microalgae isolates from Saskatchewan, Canada: Potential applications for wastewater remediation for biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, v. 24, n. 3, p. 339-348. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-011-9772-2>
- PHILIPPI JUNIOR, L.S.; SEZERINO, P.H. (2004) *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Florianópolis: Ed. do Autor.
- SAEED, T.; SUN, G. (2013) A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresource Technology*, v. 128, p. 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.052>
- SAHU, O. (2014) Reduction of Organic and Inorganic Pollutant from Waste Water by Algae *International Letters of Natural Sciences*, v. 13, p. 1-8. <https://doi.org/10.18052/www.scipress.com/ILNS.131>
- SILVEIRA, D. (2010) *Estudos Fenológicos da macrófita Hymenachne grumosa (Magnoliophyta- Poaceae) na aplicação de Wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário*. 103 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul.
- TSYDENOVA, O.; BATOEVA, V.; BATOEVA, A. (2015) Solar-Enhanced Advanced Oxidation Processes for Water Treatment: Simultaneous Removal of Pathogens and Chemical Pollutants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, n. 8, p. 9542-9561. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809542>
- VALVERDE-PÉREZ, B.; RAMIN, E.; SMETS, B.F.; PLÓSZ, B.G. (2015) EBP2R and An innovative enhanced biological nutrient recovery activated sludge system to produce growth medium for green microalgae cultivation. *Water Research*, v. 68, p. 821-830. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.027>
- VYMAZAL, J. (1998) Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6. *Anais...* p. 150-166.
- WEBER, C.; CYBIS, L.F.; BEAL, L.L. (2010) Reúso da água como ferramenta de revitalização de uma estação de tratamento de efluentes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 2, p. 119-128. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000200004>
- WUA, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. (2014) Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, v. 57, p. 40-55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>