

LEITOS HÚMIDOS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS CONVENCIONAIS – REVISÃO

Constructed wetlands as an alternative to conventional wastewater treatment systems – A Review

Miguel Macário

Escola Superior Agrária de Santarém, Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

140336004@esa.ipsantarem.pt

Artur Saraiva

Escola Superior Agrária de Santarém, Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

artur.saraiva@esa.ipsantarem.pt

Ericka Ferreira

Escola Superior Agrária de Santarém, Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

erickagois@gmail.com

Luís Filipe Ferreira

Escola Superior Agrária de Santarém, Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

luis.ferreira@esa.ipsantarem.pt

Margarida Oliveira

Escola Superior Agrária de Santarém, Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

margarida.oliveira@esa.ipsantarem.pt

RESUMO

As águas residuais apresentam um elevado teor de nutrientes, como fósforo, azoto, e matéria orgânica que podem causar problemas ambientais nas massas de água, se não forem tratadas de forma eficiente. A utilização de leitos húmidos construídos (LHC) como método de tratamento de águas residuais tem vindo a expandir-se, dada a necessidade de diminuição dos custos operacionais e utilização de métodos de tratamento mais sustentáveis. Os leitos húmidos construídos além do tratamento das águas residuais, também promovem outras funções, como a conservação da biodiversidade e dos seus habitats, a regulação do clima do ciclo hidrológico e o uso público. Os leitos híbridos nasceram da necessidade de melhorar a eficiência de tratamento e consistem na conjugação de vários tipos de tratamento individuais num só sistema. Os LHC permitem

reduzir os impactos da atividade humana relacionados com as águas residuais. Este artigo apresenta uma revisão da diversidade de LHC's existentes.

Palavras-chave: Leito de Macrófitas, eficiência, sustentabilidade, tratamento, água residual

ABSTRACT

Wastewater has a high content of nutrients, such as phosphorus, nitrogen, and organic matter can cause environmental problems in water bodies, if not treated efficiently. The use of Constructed Wetlands (CW's) as a wastewater treatment method has been expanding, given the need to reduce operating costs and use more sustainable treatment methods. CW's in addition to wastewater treatment also promote other functions, such as the conservation of biodiversity and its habitats, the regulation of the climate, the hydrological cycle and public use. Hybrid beds were born out of the need to improve treatment efficiency and consist in the conjugation of several individual treatment types into one system. CW's reduce the impact of human activity on wastewater. This paper presents a review of the diversity of existing wetted beds.

Keywords: Macrophytes bed, efficiency, sustainability, treatment, wastewater

1 INTRODUÇÃO

As águas residuais apresentam uma composição variável em termos de matéria orgânica, fósforo, azoto, microrganismos, pH, cheiro, cor, sólidos suspensos, bem como de poluentes prioritários e emergentes. É de realçar que alterações destas características são as principais causadoras de problemas de saúde pública e problemas ambientais nas massas de água, podendo-se citar como exemplo a eutrofização, causada principalmente pelo aumento da quantidade de nutrientes, como fósforo e azoto, ocasionando o crescimento excessivo de plantas aquáticas, impedindo a passagem de luz e trocas gasosas, e conseqüentemente, provocando a morte de espécies existentes. Para se alcançar o bom estado das massas de água, como previsto na Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE) e cumprir as normas de qualidade ambiental é necessário implementar medidas destinadas a controlar as emissões de águas residuais.

No século XIX, a disseminação da cólera e os avanços científicos que levaram à descoberta do agente infeccioso, constituíram a força motriz para o desenvolvimento dos sistemas de tratamento de águas residuais, que se conhecem atualmente. Nas últimas décadas, foram construídos sistemas de tratamento de águas residuais que visaram melhorar a qualidade da água descarregada ou, mais recentemente, fornecer água com a qualidade adequada ao fim a que se destina. Porém, na maioria dos casos, estes sistemas de tratamento são de custo elevado, tanto a nível de instalação, como de manutenção. Por essa razão, têm-se desenvolvido outros sistemas alternativos de tratamento com tecnologia inovadora, mas com baixo custo de investimento, manutenção e energeticamente eficientes. Um dos métodos consiste na utilização de macrófitas no seu ambiente natural ou em zonas húmidas construídas (Tchobanoglous, 1987). As zonas húmidas construídas são projetadas de modo a obter um sistema de tratamento de águas residuais natural, consolidado por solo, substrato, vegetação macrófita e microrganismos onde se estabelece um processo simbiótico (Saeed & Sun, 2013; Vymazal, 2011). O sucesso do tratamento de águas residuais utilizando este sistema de tratamento não deriva apenas do baixo custo, existem muitas possibilidades de reutilização da biomassa produzida, nomeadamente como fertilizante, ração animal, produção de energia (biogás) e extração de substâncias quimicamente ativas das raízes para uso como estimulante de crescimento de plantas (Dinardi *et al.*, 2003).

Vários estudos foram desenvolvidos na Europa, EUA e Austrália desde os anos 70 e revelaram que este tipo de tratamento só é eficaz se as lagoas apresentarem a configuração certa e se forem utilizados mecanismos eficientes de remoção de poluentes (Fisher, 1988). As plantas aquáticas, como as macrófitas providas de rizomas, têm sido utilizadas visando a melhoria da qualidade de águas residuais, principalmente no que diz respeito à redução das concentrações de azoto e fósforo.

Este tipo de sistemas tem um elevado potencial de tratamento numa gama de diferentes composições, especialmente em regiões com clima quente (Zhang et al., 2015). Hoje em dia já é utilizado por todo o mundo para tratamento de águas residuais domésticas, águas residuais urbanas, quer unitárias quer separativas, águas residuais agrícolas, e também águas residuais industriais (Ávila, Salas, Martín, Aragón, & García, 2013; Vymazal, 2005; Wallace & Kadlec, 2005).

A plantação de macrófitas é feita em pequenas lagoas que se designam por leitos de macrófitas, com o fundo impermeável, parcialmente cheias de um leito artificial, em material permeável (solo arenoso, areia grossa, gravilha fina, ou areão), podendo levar em toda a superfície uma estreita camada de solo arável, na qual são plantadas espécies macrófitas emergentes (Baptista, 1981; Dinardi et al., 2003).

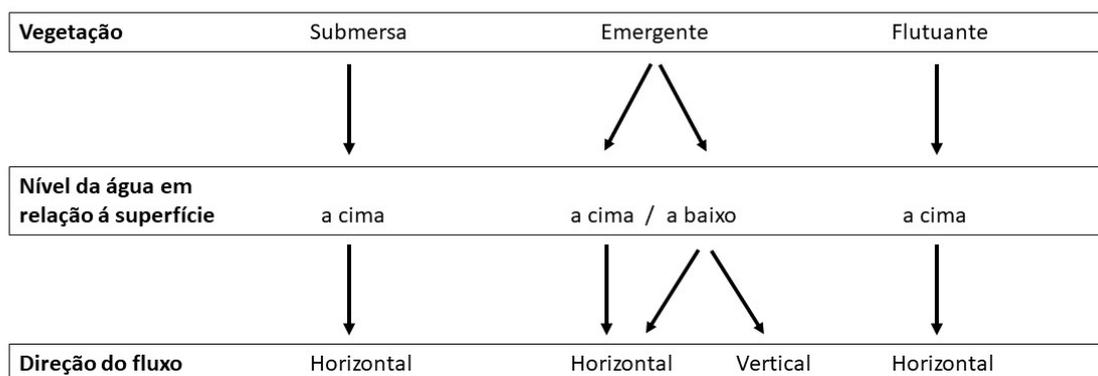


Figura 1 – Esquema das diferentes características dos leitos húmidos contruídos. (Adaptado de Vymazal, 2010)

Os leitos de macrófitas, ou zonas húmidas construídas, são sistemas biológicos de tratamento de águas residuais em que são utilizadas culturas de plantas que interatuam diretamente com as águas residuais e servem de suporte a microrganismos. O tratamento de águas residuais que utiliza plantas aquáticas baseia-se no crescimento cooperativo entre as plantas e os microrganismos associados às plantas. A degradação da matéria orgânica é atribuída aos microrganismos que proliferam na rizosfera e no rizoplano. Uma vez estabelecidos nas raízes das plantas, os microrganismos estabelecem uma relação simbiótica com a planta aquática. Esta relação normalmente produz um efeito sinérgico que resulta num aumento da taxa de degradação de águas residuais junto às raízes das plantas. A matéria orgânica degradada pelos microrganismos origina produtos de fácil absorção, que as plantas utilizam como fonte de alimento. Por sua vez, os microrganismos também absorvem os metabolitos libertados pelas raízes das plantas. Os sólidos em suspensão também são removidos devido às cargas elétricas que estão associadas às raízes das plantas. As raízes atraem a matéria coloidal que fica adsorvida e é posteriormente utilizada, quer pelas plantas quer pelos microrganismos. A zona radicular é uma zona oxigenada, pois as plantas têm a capacidade de deslocar o oxigénio existente nas folhas para as raízes permitindo a formação de zonas aeróbias (Wolverton, 1987). O ensombramento provocado pelas plantas limita a penetração solar evitando o crescimento explosivo de algas na lagoa (Hosetti et al., 1998). Estes factos permitem um tratamento bastante eficiente das águas residuais. Durante a passagem da água residual, através do meio poroso (leito artificial), e pelo meio das raízes e rizomas das macrófitas, ocorrem também fenómenos de filtração, de oxidação-redução, de absorção e de precipitação, de que resulta uma remoção de nutrientes, parcialmente de azoto e fósforo, conjuntamente com uma redução dos microrganismos patogénicos (Dinardi et al., 2003).

O azoto encontrado nas águas residuais pode estar na forma de azoto orgânico, amoniacal ($N-NH_4^+$), nitroso ($N-NO_2^-$), nítrico ($N-NO_3^-$) e o gasoso ($N-N_2O$ e N_2). Quando se trata da remoção de azoto em leitos de macrófitas, os mecanismos de remoção são a amonificação, nitrificação e desnitrificação, volatilização e captação por parte da planta e adsorção. Na perspectiva ambiental, há quatro formas de azoto no meio ambiente: o azoto orgânico, que é formado por proteínas, aminoácidos e ureia; o azoto amoniacal, que é forma de sais do ião amónia (NH_4^+), podendo ser $(NH_4)_2CO_3$ ou de amoníaco livre; nitritos (NO_2^-) que consiste no azoto numa fase intermediária de

oxidação e os nitratos (NO_3^-) que consiste no produto final da oxidação (Sousa, 2001; Oliveira, 2008).

2. MACRÓFITAS

2.1 Macrófitas aquáticas flutuantes

As macrófitas flutuantes são plantas com raízes longas livres ou enraizadas, dependendo da profundidade do meio a ser tratado.

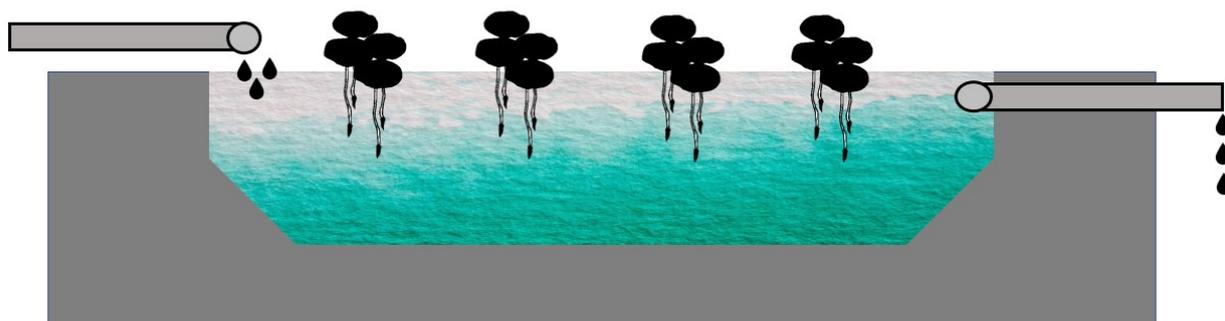


Figura 2 – Representação de uma zona húmida contruída implementando um leito de macrófitas flutuantes.

As plantas utilizadas neste tipo de tratamento pertencem aos géneros *Eichhornia*, *Lemna*, *Hydrocotyle*, *Pistia* e *Azolla*. Nos sistemas com superfície líquida livre poderá haver diferenciação na sua atuação degradativa, de acordo com as plantas que são usadas serem flutuantes ou terem raiz no solo. Relativamente às plantas flutuantes, a ação principal deve-se à absorção de nutrientes da água residual pelas raízes das plantas (Dias, 1998; Prajapati *et al*, 2017).

Todas as macrófitas exercem um papel importante na remoção de substâncias dissolvidas, assimilando-as e incorporando-as na biomassa. Porém, a espécie *Eichhornia crassipes*, comumente designada por jacinto-aquático, tem sido a hidrófita mais estudada para o tratamento de água. Contudo, o jacinto-aquático é frequentemente considerado uma infestante aquática (Wolverton, 1987; Aguiar *et al.*, 2004). Quando as populações desta espécie são geridas de forma correta do ponto de vista técnico-científico ela pode ser um agente de despoluição. No entanto, quando crescem de forma descontrolada pode-se transformar num problema ambiental, como aconteceu no Egito e no Sudão e, em menor escala, em Portugal. Citam-se os casos da Reserva do Paúl de Boquilobo, na região da Golegã, e dos canais e valas de regadios das bacias do Tejo e do Sado, locais onde o jacinto-aquático assumiu características de infestante aquática (Moreira *et al.*, 1997). Para entender a problemática do jacinto-aquático é necessário considerar que esta é uma planta flutuante, que se desenvolve muito bem nas regiões de clima quente. O seu desenvolvimento é acelerado quando não existem limitações nutricionais, como é o caso das águas de lagoas e represas que são poluídas por águas residuais urbanas e alguns tipos de águas residuais industriais. De acordo com Brooks (1998), a biomassa de uma plantação de jacinto-aquático pode variar bastante (média para o Brasil da ordem de 250 a 300 ton ha⁻¹). A taxa de crescimento também é variável, mas, em condições ótimas, a produção pode ser da ordem das 15 ton d⁻¹ ha⁻¹ de biomassa fresca (Dinardi *et al.*, 2003). O sistema radicular do jacinto-aquático funciona como um filtro mecânico e adsorve material particulado (orgânico e mineral) existente na água, criando um ambiente rico em atividades de fungos e bactérias, passando a ser um agente de tratamento, reduzindo o CBO₅, a taxa de coliformes e a turvação das águas. Para além da diminuição da carga orgânica, o jacinto-aquático remove nutrientes da água, especialmente azoto e fósforo, diminuindo as suas concentrações no meio aquático. Os mecanismos de remoção podem ser físicos, químicos e biológicos. A sedimentação que ocorre na lagoa é mais eficiente pela proteção ao movimento das águas oferecida pela cobertura compacta de jacinto-aquático. Já a filtração dos sólidos suspensos pelas raízes desta planta é um dos processos mais importantes para o funcionamento da lagoa e a profundidade deve ser suficiente para que as raízes não se

agarrem ao fundo, de tal forma que o fluxo da lagoa seja filtrado através da zona radicular. O jacinto-aquático é capaz de retirar quantidades consideráveis de fenóis, metais pesados e outras substâncias. A espécie *E. azurea*, não assinalada em Portugal, absorve ortofosfatos na ordem de 1,4 a 8,0 mg g_{m.s.}⁻¹ e cerca de 13,3 a 33,3 mg g_{m.s.}⁻¹ de azoto e a espécie *E. crassipes* apresentava cerca de 16,0 a 67,0 mg g_{m.s.}⁻¹ de potássio presente na biomassa (Brooks, 1998). Wolverton (1987) refere que lagoas terciárias com jacinto-aquático podem promover a redução de cerca de 90 % do azoto existente e 38 % do fósforo. No entanto, o autor menciona que as elevadas taxas de evapotranspiração e evaporação da água conduziram a uma concentração da água residual final, não permitindo atingir as remoções desejadas. O jacinto-aquático também foi utilizado no tratamento secundário das águas residuais, tendo-se atingido remoções da ordem de 87% de CBO₅ e 75% de SST, para um tempo de retenção hidráulico de 5 dias (Wolverton, 1987). Estes resultados estão de acordo com os obtidos por DeBusk *et al.* (1989) que referem remoção de CBO₅ (82%) e de SST (80%) para um tempo de retenção hidráulica de 3 dias. No entanto, quando o tempo de retenção hidráulico foi aumentado para 24 dias observou-se um ligeiro aumento da remoção de CBO₅ (90%) e uma diminuição da remoção de SST (80%), não explicada pelos autores. Relativamente aos nutrientes, foram verificadas remoções da ordem dos 54 % para o azoto e 39 % para o fósforo. Estes valores são sensivelmente inferiores aos obtidos em lagoas terciárias e referidos por Wolverton (1987).

As macrófitas *Lemna* spp. têm uma aplicação mais abrangente em tratamento de águas residuais do que o jacinto-aquático, pois têm a capacidade de sobreviver a temperaturas mais baixas, da ordem de 1-3°C. As plantas formam um manto superficial que evita a proliferação de algas; no entanto, também limitam as trocas gasosas com a atmosfera podendo provocar condições anaeróbicas no sistema, pelo que a lagoa deve ter uma profundidade baixa. Este sistema de tratamento previne a proliferação de mosquitos que muitas vezes ocorre com o jacinto-aquático. A utilização de *Lemna* como tratamento terciário numa estação de tratamento no Mississipi originou remoções de CBO₅ (50%) e de SST (80%) (Wolverton, 1987). Contudo, as lagoas terciárias têm por objetivo remover nutrientes, nomeadamente azoto e fósforo. Oron (1990) utilizou *Lemna* num sistema de tratamento terciário com o objetivo de remover azoto amoniacal de uma água residual doméstica, proveniente de uma lagoa facultativa. O autor verificou que as taxas de remoção de NH₄⁺ dependiam do tempo de retenção hidráulico (T_{RH}), obtendo-se 40% e 90% de remoção para T_{RH} de 3 dias e 10 dias, respetivamente. De qualquer forma esta lagoa efetuou ainda a remoção de 57% do CBO₅ remanescente. Ensaio realizados em Portugal, com água residual de uma suinicultura diluída a 4%, revelaram uma assimilação de nutrientes de 140 mg N m⁻² dia⁻¹ e 3,47 mg P m⁻² dia⁻¹. Nestes mesmos ensaios a remoção de CQO foi de 58,9 ± 2,0% para T_{RH} de 10 dias (Pena *et al.*, 2017).

A utilização de *Lemna* para remover outro tipo de poluentes, nomeadamente fluoretos, foi estudada por Allinson *et al.* (2000) em água residual industrial alcalino e constataram que, em condições laboratoriais, a planta se desenvolvia bem até pH de 9,5 e que efetuava a remoção de fluoretos. No entanto, em ensaios de campo, as plantas apresentaram dificuldades de adaptação devido ao crescimento de algas. Zimmo (2003) estudou o efeito do pH na remoção de azoto em lagoas de estabilização com *Lemna* e com algas e concluiu que para pH entre 5,0 e 7,0 a lagoa contendo a planta efetuava uma remoção mais eficiente de azoto (26 – 33%) do que a lagoa contendo apenas algas (14 - 24%), devido à incorporação de azoto na biomassa. Contudo, quando o pH foi alterado para o intervalo de 7,0 a 9,0 o autor verificou uma inversão do comportamento das lagoas: a lagoa contendo *Lemna* removeu 38 – 41%, enquanto a lagoa contendo algas removeu 45 – 60 % do azoto existente. Tal ficou a dever-se a processos de sedimentação da biomassa e nitrificação/desnitrificação do azoto (Zimmo, 2003). O crescimento de *Lemna*, em água residual proveniente de uma exploração agropecuária para produção de biomassa, foi estudado por Landesman *et al.* (2005). Os estudos permitiram verificar que as plantas só se adaptaram em água residual diluída, devido ao elevado teor de azoto amoniacal (265 mg L⁻¹), apresentando uma produtividade de cerca de 12 g m⁻² dia⁻¹, como biomassa fresca. Os autores concluíram que esta planta podia ser utilizada em tratamento de águas residuais tendo como objetivo final a produção de proteína, uma vez que a sua produtividade foi cerca de seis a dez vezes superior à de um campo de soja.

A aplicabilidade de macrófitas ao tratamento de águas residuais depende do clima da região, mas também da época do ano, uma vez que existe variação de temperatura e de intensidade luminosa ao longo do ano. Reddy & Debusk (1985) efetuaram um estudo sobre o efeito da sazonalidade e da densidade inicial no crescimento de macrófitas flutuantes e concluíram que os quatro géneros de macrófitas em estudo (*Azolla*, *Lemna*, *Spirodela* e *Salvinia*) apresentavam taxas de crescimento no período de Inverno inferiores às de Verão, e que *Salvinia* era muito sensível a temperaturas baixas sofrendo uma fase de latência no crescimento. Estes resultados são consonantes com os obtidos por Kitoh *et al.* (1993) que referem que *Azolla* é sensível ao fotoperíodo. Awuah *et al.* (2004) realizaram um estudo comparativo entre *Spirodela*, *Pistia* e algas na remoção de matéria orgânica e nutrientes de uma água residual doméstica e verificaram que a lagoa de estabilização que apresentava melhores resultados em termos de remoção de CBO₅, CQO e nitratos era a que continha *Spirodela*. No entanto, a remoção de fósforo, azoto amoniacal e sólidos dissolvidos foi mais eficiente na lagoa contendo *Pistia*. Reddy & Debusk (1985) avaliaram a influência da densidade inicial nas taxas específicas de crescimento de plantas de *Azolla* e verificaram que o aumento da densidade inicial provocava uma diminuição da respectiva taxa de crescimento. Por outro lado, a produção de biomassa destas plantas foi bastante inferior à obtida para outras plantas aquáticas, como por exemplo o jacinto-aquático. De acordo com estes resultados, os autores sugerem a utilização destas plantas de pequena dimensão em sistemas de policultura com outras macrófitas flutuantes. No entanto, outros autores defendem a utilização de sistemas de policultura, mas com recurso a diferentes tipos de macrófitas, nomeadamente flutuantes com submersas (Forchhammer, 1999). Neste estudo, Forchhammer (1999) verificou que a elevada densidade de plantas de *Azolla* afetou o crescimento da macrófita submersa (*Elodea*) devido ao ensombramento, enquanto que as plantas *Elodea* não afetaram a produtividade de *Azolla*. Hernandez & Mitsch (2003) realizaram um estudo sobre a evolução da concentração de oxigénio e da condutividade em lagoas artificiais contendo diferentes tipos de macrófitas e verificaram que a concentração de oxigénio aumentava ao longo do dia, devido à elevada produtividade das plantas submersas e que a condutividade diminuía entre o fluxo de entrada e o de saída.

Com o objetivo de estudar o crescimento e a fixação de azoto por *Azolla filiculoides* em águas residuais domésticas, Kitoh *et al.* (1993) efetuaram o crescimento descontínuo desta planta e verificaram que a planta só apresentava crescimento em água residual secundária diluída, sendo o tempo de duplicação na diluição de 1:10 menor do que na diluição 1:2. Em relação à fixação de azoto, verificou-se um comportamento semelhante, quanto maior o fator de diluição, maior a atividade da nitrogenase. De acordo com os resultados obtidos, os autores concluíram que os iões amónio inibem a fixação de azoto e não alteram o crescimento da planta de forma significativa, e que os nitritos têm um efeito mortal em *Azolla*.

Costa *et al.* (1996) realizaram ensaios de crescimento, em contínuo, com *A. filiculoides* em águas residuais domésticas pré-tratadas, com a finalidade de avaliar a remoção de nutrientes nesse meio de cultura. Estes autores obtiveram 36% de remoção de fósforo total. Posteriormente, Costa *et al.* (2001) realizaram novos ensaios, em contínuo, tendo obtido cerca de 40 a 60% de remoção de fósforo total. Os autores afirmaram ainda ter ocorrido remoção de azoto por parte de *Azolla*. De acordo com Vermaat & Hanif (1998), a remoção de azoto nos ensaios realizados, em regime descontínuo durante 12 dias, deveu-se essencialmente à ação de bactérias desnitrificantes, no entanto, verificaram que as plantas *Azolla* contribuíam para a remoção de fósforo (18%). Forni *et al.* (2001) realizaram ensaios de campo, durante 15 dias, com água residual proveniente de aquacultura de peixes, e verificaram que estas macrófitas tinham a capacidade de remover quase todo o nitrato e nitrito existentes na água residual (78 – 100%). Relativamente ao fósforo, não puderam tirar conclusões pois o teor de fósforo na água residual analisada era muito baixo. No presente estudo foi ainda avaliado a variação da condutividade do meio de cultura e foi verificada uma diminuição de condutividade de cerca de 15 a 24%.

2.2. MACRÓFITAS AQUATICAS SUBMERSAS

As macrófitas submersas são plantas com os tecidos fotossintéticos completamente imersos. As principais espécies que integram este tipo são: *Elodea canadensis*, *Elodea nuttalli*, *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton* spp.

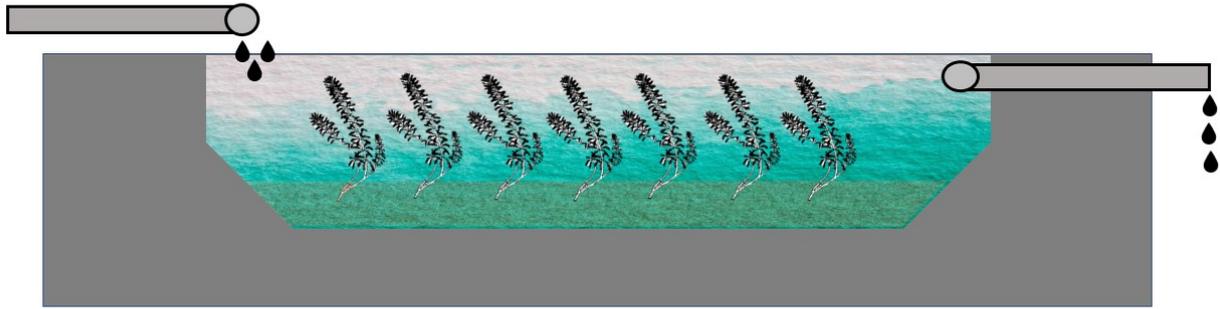


Figura 3 – Representação de uma zona húmida contruída implementando um leito de macrófitas submersas

Bishop & Eighmy (1989) estudaram a possibilidade de utilizar *E. nuttallii* no tratamento de águas residuais provenientes de tratamento primário convencional e concluíram que esta planta se adaptava bem ao tratamento secundário ou terciário de água residual doméstica. Este sistema apresentou remoções de matéria orgânica de 90 %, expressa como CBO₅, 47% do azoto total e 75% de azoto amoniacal. Os níveis de remoção de fósforo foram da ordem dos 38%. A quantidade de nutrientes removida efetivamente pela planta macrófita submersa foi de 23% para o CBO₅, 43% e 53% para o azoto total e amoniacal, respetivamente, e 18% de remoção para o fósforo. Os tempos de retenção hidráulica verificados foram de 2,5 a 3,5 dias. *Elodea nuttallii* mantém-se em crescimento durante todo o ano em regiões de clima temperado, suportando um biofilme ativo, remove grandes quantidades de nutrientes da água residual e permite a obtenção de uma água residual de elevada qualidade com um tempo de retenção hidráulico reduzido. Outros estudos efetuados com esta planta foram realizados por Redding *et al.* (1997), que obtiveram resultados semelhantes. De salientar que *E. nuttallii* não existe em Portugal (Ana Monteiro, comunicação pessoal).

O estudo do tratamento de águas residuais domésticas, utilizando *Nelumbo nucifera* foi efetuado por Kanabkaew & Puetpaiboon (2004). Verificou-se que valores de T_{RH} elevados conduziam a uma remoção mais eficiente de SST e CBO₅, mas em termos de nutrientes, não foram detetadas diferenças significativas. Desta forma, o sistema efetuou a remoção de 53% de SST, 45% de CBO₅, 63% de azoto total, 87% de azoto amoniacal e 37% de fósforo. No entanto, a planta foi apenas responsável por 24% da remoção de CBO₅, 14% e 8% da remoção de azoto total e de fósforo, respetivamente. Os autores concluíram que, apesar do sistema apresentar possibilidades de aplicação, existem outras macrófitas, tal como as emergentes, que podem efetuar este tratamento de forma mais eficiente.

A seleção da ou das macrófitas a utilizar num sistema de tratamento de águas residuais deverá ser criteriosa. Devem ser tidos em consideração não só o clima, mas também a caracterização da água residual para tratamento, uma vez que existem substâncias que podem inibir o crescimento de algumas plantas. Por outro lado, determinados nutrientes podem ser limitantes ao crescimento da maioria das macrófitas, nomeadamente o azoto, e serem dispensáveis ao crescimento de outras, como é o caso de *Azolla*, que estabelece uma relação de simbiose com a cianobactéria *Anabaena azollae*, fixadora de azoto atmosférico. A utilização conjunta de diferentes plantas deverá ter em consideração as interações benéficas ou prejudiciais que se possam estabelecer.

2.3. Macrófitas aquáticas emergentes

As macrófitas aquáticas emergentes são plantas enraizadas no solo geralmente abaixo da superfície da água, mas as suas folhas, hastes e aparelho reprodutor estão situados á superfície. Existem também plantas enraizadas no solo onde apenas o solo está saturado, não existindo assim água á superfície. As plantas estão adaptadas morfológicamente para crescer em substratos encharcados ou submersos por possuírem aerênquima que possibilitam o transporte de oxigénio para a rizosfera, criando condições aeróbias em ambiente anóxico e estimulando a decomposição de matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificantes. (Brix & Schierup, 1989)

2.3.1. Superfície líquida livre

A construção de um leito de macrófitas de sistema superfície líquida livre (SLL) com macrófitas emergentes, consiste numa bacia contruída geralmente com 20-30 cm de solo onde as macrófitas enraízam, e uma altura de água com cerca de 20-40 cm. A vegetação emergente cobre mais de 50% da superfície aquática, onde se pode encontrar não só as macrófitas escolhidas para o tratamento, mas também outra vegetação que se propague no mesmo ambiente controlado.

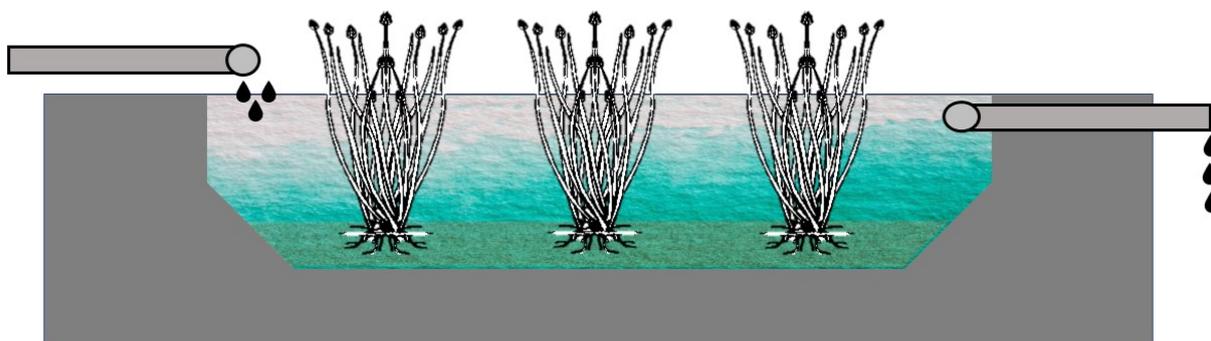


Figura 4 – Representação de macrófitas emergentes num leito SLL.

Não é comum proceder ao corte das macrófitas, pois a biomassa produzida fornece o carbono orgânico necessário para a desnitrificação que ocorre em bolsas anaeróbicas constituídas pela biomassa. Este tipo de leitos é bastante eficiente na remoção de compostos orgânicos através da degradação microbiana e do depósito das partículas coloidais no fundo do leito. O tratamento de sólidos suspensos através da filtração realizada pela vegetação e a remoção de azoto primeiramente pela nitrificação e de seguida pela desnitrificação, têm taxas de remoção bastante elevadas. A remoção de fósforo, por outro lado, é bastante baixa devido ao contacto limitado entre a água e as partículas de solo, (Vymazal, 2010). De acordo com (Vymazal, 2013), são utilizadas cerca de 150 géneros de macrófitas emergentes, sendo as mais utilizadas *Typha*, *Scirpus* (*Schoenoplectus*), *Phragmites*, *Juncus* and *Eleocharis*. Cada planta está adaptada a um diferente clima pelo que existirão diversas distribuições geográficas pelos continentes. A *Phragmites australis* é a macrófita de utilização mais frequente na Europa e Ásia. A *Typha latifolia* na América do Norte, *Cyperus papyrus* em África, *P. australis* e *Typha domingensis* na América Central e América do Sul, e por fim *Scirpus validus* na Oceânia. Não existe nenhum padrão para o tratamento de água residual, apenas se utilizam as espécies que melhor se adaptam, (Vymazal, 2013). Este tipo de leito de macrófitas consegue obter um intervalo de eficiência de remoção, desde 26-96% AT (Kjeldahl), 8-92% PT e 26-99% SST, dependendo sempre do tempo de retenção hidráulica aplicado e das condições meteorológicas, (Sultana, Akrotos, Vayenas, & Pavlou, 2015).

2.3.2. Fluxo sub-superficial

As zonas húmidas contruídas com o sistema de fluxo sub-superficial (FSS) aplicado são o sistema de tratamento mais utilizado por todo o mundo (García et al., 2010). Em comparação com as tecnologias convencionais de tratamento de águas residuais, os leitos húmidos são mecanicamente simples e têm requisitos de operação e manutenção relativamente baixos. Leitos húmidos contruídos de FSS consistem numa população de macrófitas emergentes, plantadas num meio poroso (normalmente cascalho ou areia), através da qual as águas residuais são passadas para efetuar o tratamento. Nas zonas húmidas de caudal SSF, a orientação do fluxo pode ser: fluxo sub-superficial horizontal (FSSH) ou fluxo sub-superficial vertical (FSSV) (Nivala et al, 2012).

Seja qual for a zona húmida contruída a remoção dos componentes orgânicos é sempre elevada, mas cada tipo de sistema prevalece mais eficiente em determinado parâmetro de tratamento (Vymazal, 2010).

Dentro dos sistemas FSS existem dois subsistemas onde a principal diferença é a direção do fluxo da água residual, ou seja, fluxo horizontal e fluxo vertical. O sistema FSSH é caracterizado por um

leito de gravilha onde estão enraizadas as macrófitas e a água residual situa-se abaixo da superfície do leito desde a entrada até à saída seguindo sempre um fluxo horizontal. Por outro lado, no sistema FSSV, a água residual é distribuída pela superfície do leito, infiltrando-se assim na gravilha onde estão localizadas as raízes das macrófitas procedendo-se assim ao tratamento.

2.3.2.1. Fluxo sub-superficial horizontal

O sistema FSSH é o modelo mais utilizado na Europa para tratamento de água residual por leitos de macrófitas construídos. É composto por um leito retangular normalmente plantado com *Phragmites australis*, onde é previamente efetuado um pré-tratamento mecânico da água residual. Após o pré-tratamento, a água residual entra no leito passando lentamente pelo meio filtrante abaixo da superfície do solo, tendo contacto com zonas de ambiente aeróbio, anóxico e anaeróbio, onde ocorre o processo de tratamento. A água residual percorre um caminho aproximadamente horizontal até chegar ao local de saída do leito, onde é recolhido antes de ser descarregado. A saída da água residual já tratada é controlada através de um sistema de controlo de nível (Vymazal, 2005). Um fator de bastante importância nestes sistemas é o tempo de retenção hidráulico (TRH), uma vez que um TRH demasiado baixo pode levar a um tratamento insuficiente, enquanto que um TRH elevado obriga à necessidade de leitos de grande dimensão (Sultana *et al.*, 2015).

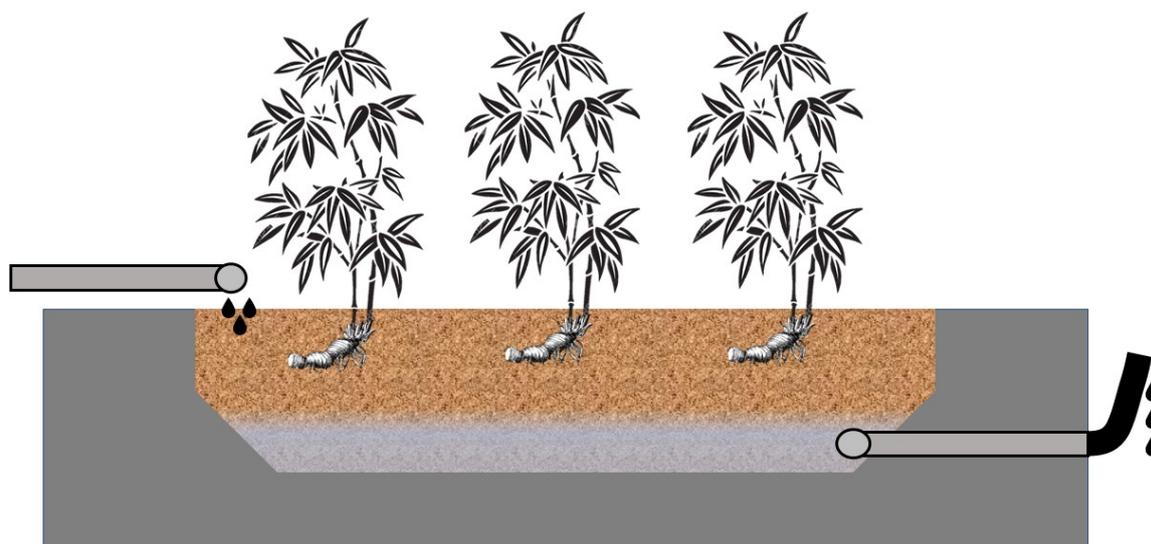


Figura 5 – Representação de macrófitas emergentes num leito de escoamento FSSH.

2.3.2.2 Fluxo sub-superficial vertical

Apesar da construção do sistema FSSV ser idêntico ao sistema de FSSH, existem características que tornam este tipo de tratamento diferenciado. Uma característica deste tipo de tratamento são os ciclos de substrato saturado e não saturado, à medida que as águas residuais são doseadas no sistema (Nivala *et al.*, 2012). Na fase em que o sistema fica liberto de água residual, cria-se um ambiente aeróbio fornecendo uma alta eficiência no processo de nitrificação, enquanto no ciclo de saturação, quando a água residual é introduzida no sistema, reúnem-se as condições adequadas para o processo de desnitrificação devido ao ambiente anóxico formado (Vymazal & Kröpfelová, 2015).

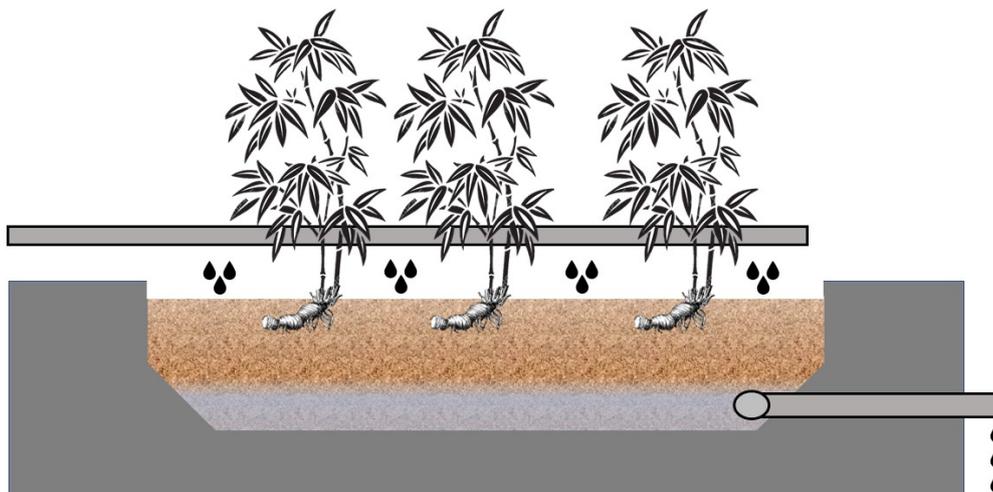


Figura 6 – Representação de macrófitas emergentes num leito FSSV.

2.3.3. Eficiência de remoção

Avaliando um conjunto de eficiências de remoção de diversificados sistemas de tratamento, quer FSSH quer FSSV, e também SLL, é notável a diferença de resultados de sistema para sistema. Esta diferença está relacionada com fatores que determinam o bom funcionamento de cada sistema. Isto é, cada sistema é projetado para uma determinada temperatura média, uma água residual com determinadas características e também a utilização das macrófitas que mais se adequam. Considerando o ensaio referente à remoção de azoto de águas residuais com a utilização de leito de macrófitas com *Phragmites australis*, pode verificar-se que estas plantas são eficientes na remoção deste nutriente. A concentração média de azoto amoniacal no início deste ensaio foi de 8,5 mg L⁻¹ e ao final foi de 3,8 mg L⁻¹, constituindo uma redução percentual de 44,7%. Quando se trata da remoção de azoto em leitos de macrófitas, a nitrificação do amoníaco é predominante, além disso, o amoníaco pode existir na água residual desde o início ou pode ser formado a partir da amonificação do azoto orgânico, (Abrantes, 2009).

Tendo em conta os dados supracitados pode concluir-se que a utilização de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais são alternativas viáveis do ponto de vista económico e ambiental, além de promover um efeito paisagístico comparativamente aos tratamentos convencionais. Olhando para o sistema FSSH, os dois primeiros parâmetros (CQO e CBO₅) têm uma eficiência de remoção maior relativamente ao último parâmetro (NH₄-N), enquanto nos leitos de FSSV a remoção deste parâmetro analítico é consideravelmente mais elevada. Este resultado é devido aos diferentes ambientes criados em cada tipo de sistema como referido anteriormente.

Quadro 1 – Eficiência de tratamento em % de vários leitos húmidos construídos. Adaptado de (Sultana *et al.*, 2015; Vymazal, 2010; Vymazal *et al.*, 2015)

Eficiência de Remoção em %							
Tipo de Leito	CQO	CBO ₅	SST	PT	AT	NH ₄ -N	Autor
SLL		72-74	68-77	34-50	41-58	39-53	Vymazal, 2010
FSSH	75	85	83	41	42	48	Vymazal, 2005
		75	75	50	33-43	30-39	Vymazal, 2010

	63,8-69,7	76,1-86,9	4,7-50			26,3-42,1	Vymazal <i>et al.</i> , 2015
	69		50	55	12		Sultana <i>et al.</i> , 2015
FSSV		90	89	56	43	73	Vymazal, 2010
	65,7	72,7		60,7		44,7	Abrantes, 2009
	62,5-70,6	74,3-79,2	25-34,3			59,1-66,4	Vymazal <i>et al.</i> , 2015

3. LEITOS HÍBRIDOS

Os sistemas híbridos mais comuns combinam leitos de FSSH com FSSV. No entanto, outros tipos de leitos húmidos construídos, tais como SLL, também são utilizados, (Vymazal, 2005). O objetivo de combinar vários leitos é obter uma maior eficiência de tratamento, especialmente no tratamento de azoto. Os sistemas híbridos combinam leitos FSSV com leitos FSSH, organizados por fases, (Vymazal, 2005).

Para comprovar a eficácia deste tipo de tratamentos foi estudada a utilização de dois leitos FSSV com ciclos alternados ligados em série a um leito FSSH finalizando num tratamento de SLL, estando em funcionamento durante um ano. Este sistema obteve taxas de remoção de 78% CQO, 91% CBO₅, 94% NH₄-N, 46% AT e 97% SST. Foi verificado que estes sistema em série consegue obter um tratamento eficaz da água residual para pequenas comunidades com climas quentes (Ávila, Garfí, & García, 2013).

Outro exemplo que demonstra o quão eficiente são estes tratamentos foi a utilização de um sistema de múltiplas etapas (três etapas), no tratamento de água residual municipal. Este sistema consiste na utilização de leito FSSV, um leito SLL e por fim um leito FSSH todos ligados em série. Após 19 meses de estudo foi possível observar eficiências de remoção 92,5% CBO₅, 83,8% CQO, 96,0% SST, 88,8% NH₄-N e 79,9% AT. (Ávila *et al.*, 2013).

Realçando as vantagens dos sistemas individuais, os sistemas híbridos que incluem vários tipos de CS alcançaram maiores efeitos de tratamento e foram mais eficientes para a remoção de SST (93,82%), CQO (85,65%), NH₄-N (80,11%) e AT (66,88%), em comparação com outros tipos de leitos. Os sistemas FSSV apresentaram a melhor remoção de CBO (89,29%) em comparação a outros tipos de leitos. Uma comparação entre leitos FSSV e FSSH mostrou que os leitos FSSV apresentam uma maior taxa de remoção de NH₄-N (61,20%) em comparação com o leito FSSH (53,52%), uma vez que os leitos FSSV foram intermitentemente carregados e tiveram fluxo insaturado resultando numa maior transferência de oxigénio para o meio filtrante comparado a FSSH, (Zhang *et al.*, 2014).

4. OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Sendo as zonas húmidas construídas um processo de tratamento de água residual de baixo custo, em comparação com os sistemas convencionais, é possível implementar a sua construção em países menos desenvolvidos de modo a diminuir a descarga de resíduos nas linhas de água utilizadas por todos. Assim, é possível diminuir o risco de proliferação de doenças, dando deste modo resposta ao objetivo sustentável número 3 – Saúde de Qualidade. De certa forma ao aplicar este objetivo irá ao encontro de outro objetivo sustentável, o objetivo número 6 – Água potável e saneamento. Também é possível enquadrar o objetivo número 12 – Produção e consumo sustentáveis – pois, ao implementar os sistemas de tratamento onde ainda não existem, é possível alcançar a gestão sustentável de um recurso tão importante que é a água. O objetivo número 14 – Proteger a vida marinha – também é considerado, pois, ao tratar as águas residuais descarregadas

nos rios indiretamente estamos a tratar as águas residuais que mais tarde ou mais cedo chegariam ao mar.

Sendo os leitos de macrófitas algo já existente na natureza, pode-se considerar que é um tratamento mais sustentável do que os métodos convencionais. É notável que ainda não existe a possibilidade de substituição por completo dos sistemas convencionais por zonas húmidas construídas, mas em pequenas populações já o é realizável. Assim, essa mesma população está a diminuir de forma significativa o impacte ambiental, enquadrando-se no objetivo sustentável número 11 – Cidades e comunidades sustentáveis.

Nada mais certo do que a aplicação do que já é natural para tratamento dos resíduos humanos. Proteger a vida terrestre é o objetivo número 15 em que se enquadra muito corretamente este tipo de tratamento.

5. CONCLUSÃO

Os leitos húmidos construídos têm vindo a evoluir consideravelmente com a evolução da tecnologia. É notável a necessidade de cada vez mais proporcionar tipos de tratamento mais eficientes, de menor custo operacional e de construção, e com menor impacte ambiental. Considerando que um leito de macrófitas provém de algo já existente na natureza, não só se está a utilizar algo já existente como também, ao longo do tempo, será possível substituir os sistemas de tratamento convencionais por leitos húmidos construídos, promovendo também a paisagem.

6. REFERÊNCIAS

Abrantes, L. (2009). Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites Australis*. UFG, Goiás.

Aguiar, F., Costa, J.C., Lousã, M., Moreira, I. (2004). Vegetação aquática ribeirinha da bacia do Sado. In I. Moreira, M.G. Saraiva, F. N. Correia (eds). Gestão ambiental de sistemas fluviais – aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado. ISA Press. Lisboa, 227-246.

Allinson, G., Stagnitti, F., Colville, S., Hill, J., Coates, M. (2000). Growth of floating aquatic macrophytes in alkaline: Industrial wastewaters. *Journal of Environmental Engineering* 126: 1103-1107.

Ávila, C., Garfí, M., & García, J. (2013). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecological Engineering*, 61, 43–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.048>

Ávila, C., Salas, J. J., Martín, I., Aragón, C., & García, J. (2013). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecological Engineering*, 50, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.009>

Awuah, E., Oppong-Peprah, M., Lubberding, H.J., Gijzen, H.J. (2004). Comparative performance studies of water lettuce, duckweed, and algal-based stabilization ponds using low-strength sewage. *Journal of Toxicology Environmental Health* 67:1727-1739.

Baptista, J.M. (1981). Aplicação da lagunagem na reutilização de águas residuais. Tratamento de águas residuais por lagunagem. LNEC, Lisboa.

Bishop, P.L., Eighmy, T.T. (1989). Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttallii*. *Journal-Water Pollution Control Federation* 61: 641-648.

Brix, H., & Schierup, H.-H. (1989). The use of aquatic macrophytes in water-pollution control

Brooks, R.R. (1998). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International.

- Wallingford. 289. In Dinardi, A.L., Formagi, V.M., Coneglian, C. M. R., Brito, N.N., Sobrinho, G. D., Tonso, S., Pelegrini, R. (2003). Fitorremediação. 3º Fórum de Estudos Contábeis UNICAMP, Brasil.
- Costa, M.L., Santos, M.C., Carrapiço, F. (1996). Contribuição para o estudo da utilização de *Azolla* no tratamento de águas residuais domésticas. Actas da 5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente 2: 1945-1954, Aveiro.
- Costa, M.L., Santos, M.C., Carrapiço, F. (2001). Remoção de nutrientes em águas residuais utilizando *Azolla filiculoides*. Actas da Conferência Ibérica sobre Protecção Ambiental, 149-156. Instituto Piaget, Viseu.
- DeBusk, T.A., Reddy, K.R., Hayes, T.D., Schwegler, B.R., (1989). Performance of a pilot-scale water hyacinth-based secondary-treatment system. *Journal-Water Pollution Control Federation* 61: 1217-1224.
- Dias, S.M. (1998). Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas. *Biotecnologia Ambiental BNet* 60.
- Dinardi, A.L., Formagi, V.M., Coneglian, C. M. R., Brito, N.N., Sobrinho, G. D., Tonso, S., Pelegrini, R. (2003). Fitorremediação. 3º Fórum de Estudos Contábeis. UNICAMP, Brasil.
- Fisher, P.J. (1988). Wastewater treatment using aquatic plants. In R. Bhamidimarri (ed.) *Alternative water treatment systems*. Elsevier Applied Science. New Zealand, 34-44.
- Forchhammer, N.C., (1999). Production potential of aquatic plants in systems mixing floating and submerged macrophytes. *Freshwater Biology* 41: 183-191.
- Forni, C., Chen, J., Tancioni, L., Caiola, M.G. (2001). Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater. *Water Research* 35: 1592-1598.
- García, J., Rousseau, D. P. L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561–661. <https://doi.org/10.1080/10643380802471076>
- Hernandez, M.E., Mitsch, W.J. (2003). Deepwater macrophytes and water quality in two experimental constructed wetlands at Olentangy River Wetland Research Park. *Deepwater Vegetation and Water Quality* 45-50.
- Hosetti, B., Frost, S. (1998). A review of the control of biological treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 28: 193-219.
- Hernandez, M.E., Mitsch, W.J. (2003). Deepwater macrophytes and water quality in two experimental constructed wetlands at Olentangy River Wetland Research Park. *Deepwater Vegetation and Water Quality* 45-50.
- Hosetti, B., Frost, S. (1998). A review of the control of biological treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 28: 193-219.
- Nivala, J., Knowles, P., Dotro, G., García, J., & Wallace, S. (2012). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research*, 46(6), 1625–1640. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.051>
- Oliveira, M. (2008). Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa.

- Oron, G. (1990). Economic-considerations in waste-water treatment with duckweed for effluent and nitrogen renovation. *Journal-Water Pollution Control Federation* 62: 692-696.
- Prajapati, M., van Bruggen, J. J. A., Dalu, T., & Malla, R. (2017). Assessing the effectiveness of pollutant removal by macrophytes in a floating wetland for wastewater treatment. *Applied Water Science*, 7(8), 4801–4809. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0625-2>
- Pena L., Oliveira M., Fragoso R., Duarte E. 2017. Potential of Duckweed for swine wastewater nutrient removal and biomass valorisation through anaerobic co-digestion. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 5 (2), pp. 127-138.
- Redding, T., Todd, S., Midlen, A. (1997). The treatment of aquaculture wastewaters - A botanical approach. *Journal Environmental Management* 50: 283-299.
- Reddy, K.R., DeBusk, W.F. (1985). Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: II. Azolla, Duckweed and Salvinia. *Economic Botany* 39: 200-208.
- 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*, 128, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.052>
- Sousa, E. (2001). Noções sobre qualidade da água. Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Sultana, M.-Y., Akrotos, C., Vayenas, D., & Pavlou, S. (2015). Constructed wetlands in the treatment of agro-industrial wastewater: A review. *Hemijaska Industrija*, 69(2), 127–142. <https://doi.org/10.2298/HEMIND150121018S>
- Tchobanoglous, G. (1987). Aquatic plant systems for wastewater treatment: Engineering and considerations. In *Aquatic plants for wastewater treatment and resource recovery*. Reddy e Smith (eds). Magnolia Publishing Inc. Florida. 27-48.
- Vermaat, J.E., Hanif, M.K. (1998). Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filiculoides* on different types of waste water. *Water Research* 32: 2569-2576.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133–156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Vymazal, J. (2013). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 61, 582–592. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, 84, 202–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.017>

- Vymazal, J., Kröpfelová, L., J, 1. Vymazal, Vymazal, J., Ávila, C., Salas, J. J., ... Bayona, J. M. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Ecological Engineering*, 61(1), 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Wallace, S., & Kadlec, R. (2005). BTEX degradation in a cold-climate wetland system. *Water Science and Technology*, 51(9), 165–171. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0311>
- Wolverton, B.C. (1987). Aquatic plants for wastewater treatment: An overview. In *Aquatic plants for wastewater treatment and resource recovery*. Reddy e Smith (eds). Magnolia Publishing Inc. Florida. 3-15.
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Tan, S. K., & Ng, W. J. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). *Journal of Environmental Sciences (China)*, 30, 30–46. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.013>
- Zimmo, O. (2003). Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilisation ponds. Tese submetida para obtenção do grau de doutor, Universidade de Delft, Holanda.