

8 - 3 | 2020

O bambu como alternativa aos sistemas de tratamento de águas residuais convencionais

Bamboo as an alternative to conventional wastewater treatment systems

El bambú como alternativa a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales

Miguel Macário | Artur Saraiva | Ericka Ferreira | Luís Filipe Ferreira | Margarida Oliveira |

Electronic version

URL: <https://revistas.rcaap.pt/uiips/> ISSN: 2182-9608

Publisher

Revista UI_IPSantarém

Printed version

Date of publication: 31st October 2020 Number of pages: 170-184

ISSN: : 2182-9608

Electronic reference

Macário, M., Saraiva, A., Ferreira, E., Ferreira, L. & Oliveira, M. (2020). *O bambu como alternativa aos sistemas de tratamento de águas residuais convencionais*. Revista da UI_IPSantarém. *Edição Temática: Ciências Naturais e do Ambiente*. 8(3), 170-184. <https://revistas.rcaap.pt/uiips/>

O BAMBU COMO ALTERNATIVA AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS CONVENCIONAIS

Bamboo as an alternative to conventional wastewater treatment systems

**El bambú como alternativa a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas
residuales**

Miguel Macário

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

mduraomacario@gmail.pt

Artur Saraiva

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

Unidade de Investigação do Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade de Lisboa, Portugal

artur.saraiva@esa.ipsantarem.pt | ORCID 0000-0001-5039-5686 | Ciência 4D1F-DDA4-9D16

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

Unidade de Investigação do Instituto Politécnico de Santarém, Portugal

Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade de Lisboa, Portugal

Centro de Investigação em Qualidade de Vida, Portugal

RESUMO

O bambu é uma planta de crescimento rápido, com várias utilizações no quotidiano de países no hemisfério sul, desde construções urbanas, a utensílios do dia-a-dia, permitindo a sua valorização. Não obstante, a sua aplicação em sistemas de tratamentos de águas residuais por zonas húmidas construídas é ainda pouco estudada. O principal objetivo do estudo foi conceber um sistema de tratamento de águas residuais de baixo custo, à escala piloto. Para tal, foram construídos 5 leitos com 1m², colocados numa estufa em condições de temperatura e humidade controlada, utilizando duas espécies de plantas: *Bambusa tuldooides* e *Phragmites australis*. A alimentação dos leitos foi realizada com água residual sintética, 0,32m³/dia, utilizando um sistema de descarga para controlo da lâmina líquida no leito. A eficiência de tratamento foi avaliada com base nos parâmetros referentes na legislação atual, revelando o desempenho positivo de *Bambusa tuldooides* no tratamento do azoto e fósforo.

Palavras-chave: Água residual urbana, bambu, CQO, eficiência tratamento, zonas húmidas construídas.

ABSTRACT

Bamboo is a fast-growing plant, with several uses in the daily lives of countries in the southern hemisphere, from urban buildings to everyday utensils, allowing its valorisation. However, its use in constructed wetlands to treat urban wastewater is still poorly studied. The main objective of the study was to design a low-cost wastewater treatment system, on a pilot scale. For this purpose, 5 beds with 1m² were built, placed in a greenhouse under controlled temperature and humidity conditions, using two species of plants: *Bambusa tuldooides* and *Phragmites australis*. The beds were fed with synthetic wastewater, 0.32m³ / day, using a discharge system to control the liquid sheet in the bed. The treatment efficiency was evaluated based on the parameters referred to in the current legislation, revealing the positive performance of *Bambusa tuldooides* in the treatment of nitrogen and phosphorus.

Keywords: Bamboo, COD, constructed wetlands, treatment efficiency, urban wastewater.

1 INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas, foram desenvolvidos sistemas de tratamento de águas residuais utilizando os princípios de fitorremediação. A maioria destes sistemas são zonas húmidas construídas (ZHC), as quais utilizam plantas aquáticas, (Vymazal, 2011). As zonas húmidas construídas compreendem um conjunto de tecnologias ecológicas reconhecidas, que são projetadas para mimetizar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em zonas húmidas naturais, mas para o tratamento de águas residuais (Saeed & Sun, 2013). Para além da função de melhoria da qualidade da água, as ZHC também disponibilizam outras funções, tais como biodiversidade, habitat, funções climáticas, hidrológicas e de uso público, (Wu et al., 2018). O conhecimento holístico adquirido ao longo do tempo transformou gradualmente a compreensão das ZHCs como um modelo de "caixa negra" para um modelo de "caixa cinzenta" (Wu et al., 2018). Contudo, o esforço dedicado à compreensão do ciclo dos nutrientes e as suas interações parece ficar aquém do ritmo das aplicações de engenharia (Poach et al., 2002; Kadlec, 2016; Wu et al., 2018).

Existem mais de 150 géneros de macrófitas emergentes descritas em ZHC, sendo as mais utilizadas *Typha*, *Scirpus* (*Schoenoplectus*), *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis*. A distribuição geográfica está fortemente dependente do clima e das condições de adaptação. Na Europa e na Ásia a macrófita de utilização mais frequente é *Phragmites australis*. Na América do Norte utiliza-se *Typha latifolia*,

Cyperus papyrus em África, *P. australis* e *Typha domingensis* na América Central e América do Sul e *Scirpus validus* na Oceânia (Vymazal, 2013). 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 (Vymazal, 2010).

Apesar da sua utilização estar pouco estudada, enquanto planta para o tratamento de águas residuais, o bambu é interessante em muitos aspetos: produção de biomassa, taxas de evapotranspiração elevadas em clima tropical (Kleinhenz & Midmore, 2002) e denso sistema radicular que favorece a degradação da matéria orgânica contida nas águas residuais (McCutcheon & Schnoor 2003). No que respeita à remoção de azoto e fósforo, a informação é escassa pelo que se torna essencial avaliar a sua taxa de remoção para evitar a libertação de nutrientes e assim contribuir para a eutrofização dos recursos hídricos (Smith et al., 1999; Smith 2009; Piouceau et al., 2014).

As zonas húmidas de fluxo sub-superficial estão largamente disseminadas no tratamento de águas residuais. Em comparação com as tecnologias convencionais de tratamento de águas residuais, as ZHC são mecanicamente simples e têm custos de operação e manutenção baixos (Nivala et al., 2012). Esta tipologia de ZHC apresenta uma população de macrófitas emergentes, plantadas num meio poroso (normalmente cascalho ou areia), através da qual as águas residuais percolam. Dentro dos sistemas sub-superficiais existem dois subsistemas onde a principal diferença é a direção do fluxo da água residual, ou seja, fluxo horizontal e fluxo vertical (Nivala et al., 2012; Zhang et al. 2012).

Este estudo integrou uma parceria com Moçambique, no qual se pretendeu avaliar o potencial de implementação de zonas húmidas construídas na cidade de Maputo, para complementar o tratamento de águas residuais da ETAR local. Neste estudo é apresentado o projeto de uma ZHC, desde a sua conceção, dimensionamento, construção e implementação, à escala piloto, para avaliar o desempenho de *Bambusa tuldooides* no tratamento de águas residuais domésticas. A construção destes leitos foi realizada a partir de materiais comuns e de fácil acesso.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Dimensionamento

O ensaio para testar a aplicação de bambu como sistema de tratamento de águas residuais por ZHC, fluxo horizontal, foi dimensionado para 2-4 habitantes (EPA, 2000) utilizando *Bambusa tuldooides* Munro, bambu, caniço, *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Stend., e um ensaio em branco, sem plantas (controlo). Os principais parâmetros relativos ao dimensionamento do sistema encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1.

Critérios de dimensionamento dos leitos de macrófitas

Parâmetros	Critérios de dimensionamento
População	2-4 habitantes
Área superficial total	5m ²
Área superficial por leito	1m ²
Profundidade do leito	40cm
Volume do leito total	0,40m ³
Caudal médio	0,32m ³ /dia
Tempo de retenção hidráulica	3 dias
Porosidade do meio (primeira camada areia)	0,1 – 0,2cm
Porosidade do meio (segunda camada calhau)	2 – 3cm

2.2 Lay-out dos tanques

A disposição dos tanques foi realizada de modo a que todos os leitos recebam a mesma quantidade de radiação solar e tempos de sombra semelhantes. Todos os tanques foram colocados sobre uma superfície nivelada e posteriormente colocados, com uma inclinação de 1% de modo a que o fluxo de efluente no seu interior se efetuasse de igual forma (Figura 1).

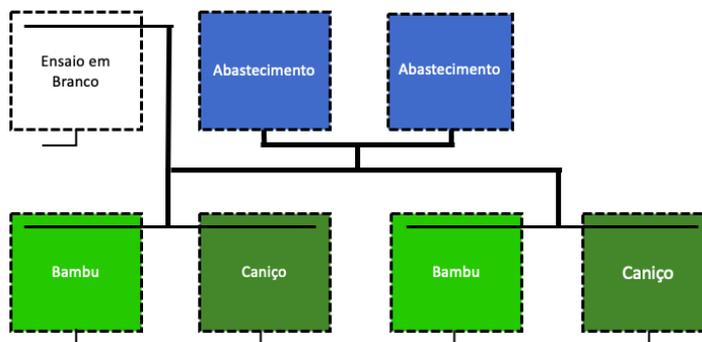


Figura 1: Esquema da organização dos tanques dentro da estufa.

2.3 Macrófitas

Foram selecionadas duas espécies de macrófitas: o bambu *Bambusa tuldoides* e o caniço *Phragmites australis*, devido à facilidade de obtenção do bambu e aos estudos já efetuados desta espécie de caniço. As espécies utilizadas foram recolhidas do seu meio natural de forma a obter plantas bem-adaptadas e desenvolvidas. Estas foram transplantadas do meio natural para vasos, utilizando um substrato homogêneo, para não existir diferenças de nutrição entre as espécies. Todos os vasos foram regados de forma semelhante, durante o período de aclimatização de cerca de um mês.

Após aclimatização, as plantas foram transplantadas para os leitos. A disposição das plantas nos leitos foi realizada de igual modo nas duas espécies, de forma a todos terem a mesma disposição solar, quantidade de água e fluxos de ar idênticos. O transplante foi realizado de igual modo em todos os casos utilizando um molde para abrir os vários buracos nos leitos, para que todas as plantas obtivessem a mesma quantidade de substrato fértil. Os vasos eram todos da mesma dimensão e quando colocados nos leitos o restante espaço foi preenchido com o solo utilizado na aclimatização das plantas em vaso. A densidade de plantas testada foi de seis plantas/m², em ambas as espécies.

2.4 Condições de crescimento

Para conseguir obter um estudo preciso e coerente, os leitos foram colocados dentro de uma estufa em ambiente controlado, numa sala fechada para não haver interferência de outras variáveis. A sala utilizada estava equipada com dois ar condicionados (AC), com temporizadores para controlar as temperaturas diurna e noturna. As temperaturas de ensaio foram definidas de acordo com o clima subtropical húmido, que caracteriza Moçambique ($T_{\text{diurna}} = 26^{\circ}\text{C}$ e $T_{\text{noturna}} = 17^{\circ}\text{C}$).

2.5 Composição da água residual

A escolha da água residual a utilizar foi bastante complexa, pois a mesmo requer condições especiais de armazenamento e manuseamento. As águas residuais domésticas emitem odores desagradáveis e podem conter microrganismos patogénicos, dificultando a sua gestão. Por esta razão optou-se por uma água residual sintética, preparada em laboratório, sendo esta isenta de odores fortes e evitando-se possíveis contaminações por microrganismos patogénicos. A composição da água residual sintética é apresentada na Tabela 2 (Nopens et al., 2001).

Tendo em conta a dificuldade em encontrar alguns reagentes foi necessário reformular a composição da água residual de modo a que estivesse dentro dos parâmetros indicados para uma água residual doméstica. Todos os reagentes foram pesados numa balança analítica *Mettler Toledo AB204-S* (Greifensee, Suíça) e colocados dentro de um balão volumétrico de 1L, com tampa, onde já se encontrava água ultrapura com o intuito de dissolver e misturar os reagentes. No final, a solução preparada, foi conservada a baixa temperatura até à sua utilização. Após todo o processo concluído obteve-se 1L de concentrado para adicionar a 1m³ de água da rede.

Tabela 2
Composição da água residual sintética (Nopens et al., 2001)

Composição da água residual (Nopens et al., 2001)	Composição da água residual adaptada	mg/L
Ureia (CH ₄ N ₂ O)	Ureia (CH ₄ N ₂ O)	91,74
Cloreto de amónia (NH ₄ Cl)	Cloreto de amónia (NH ₄ Cl)	12,75
Acetato de sódio (C ₂ H ₃ NaO ₂)	Acetato de sódio (C ₂ H ₃ NaO ₂)	200,0
Peptona	Peptona	17,41
Dihidrogenofosfato de potássio (KH ₂ PO ₄)	Dihidrogenofosfato de potássio (KH ₂ PO ₄)	23,40
Hidrogenofosfato de magnésio (MgHPO ₄ .3H ₂ O)	Hidrogenofosfato de sódio (K ₂ HPO ₄ .2H ₂ O)	47,89
	Sulfato de magnésio	32,96
Sulfato de ferro (FeSO ₄ .7H ₂ O)	Sulfato de ferro (FeSO ₄ .7H ₂ O)	5,800
Cloreto de cobre dihidratado (CuCl ₂ .2H ₂ O)	Sulfato de cobre II pentahidrato (CUSO ₄ .5H ₂ O)	0,7858
Sulfato de manganês (MnSO ₄)	Cloreto de manganês (MnCl ₂)	0,1031
Sulfato de níquel (NiSO ₄ .6H ₂ O)	Sulfato de níquel (NiSO ₄ .6H ₂ O)	5,790

2.6 Recolha e Monitorização das amostras

A recolha das amostras foi realizada na tubagem de saída de cada leito, utilizando para tal um engenho composto por uma seringa de 250mL acoplada a um tubo de silicone transparente. Assim foi possível retirar 1L de amostra de cada vez e controlar através do tubo de silicone a passagem de areia do interior do leito.

A eficiência dos tratamentos foi avaliada com base na monitorização do pH, condutividade, carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), azoto Kjeldahl, fósforo total e sólidos suspensos totais (SST), de acordo com o *Standard Methods* (2006).

A monitorização foi efetuada durante um período de 36 dias, onde se realizavam entre uma a duas recolhas por semana, para posterior análise.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Europa o sistema sub-superficial horizontal é o modelo mais utilizado para tratamento de água residual por zonas húmidas construídas. Este sistema é composto por um leito retangular

habitualmente plantado com *Phragmites australis*. Após um 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 (Vymazal, 2005). Um dos fatores a ter em consideração nestes sistemas de tratamento é o tempo de retenção hidráulico, pois valores demasiado baixos podem levar a um tratamento incompleto, enquanto que valores elevados podem implicar leitos de grande dimensão (Sultana et al., 2015).

3.1 Construção dos leitos

Os leitos foram construídos a partir de tanques de 1000L, normalmente utilizados para transporte e armazenamento de água. Foram adquiridos 4 tanques para ser possível construir 5 leitos mais 2 tanques para abastecimento. Após a aquisição dos mesmos, foram lavados e desinfetados com uma solução de hipoclorito de sódio a 5%, de modo a que não houvesse interferência no desenvolvimento das espécies de plantas utilizadas.

Os tanques foram cortados ao meio para obter metades com 50cm de altura e uma área de 1m² (Figura 2).



Figura 2: Construção dos leitos a partir de tanque de 1m³

3.2 Montagem dos leitos

Para obter o meio necessário ao enraizamento das plantas, os leitos foram cheios de igual modo com dois tipos de substrato, calhau rolado e areia do rio, ambos calibrados de modo a obter um sistema homogéneo.

Cada leito tem uma altura de 50 cm onde 10 cm são calhau rolado e 30 cm de areia do rio, perfazendo uma altura total de 40 cm com um bordo livre de 10 cm. Na saída do leito foram colocadas pedras de maior dimensão com a função de filtro, para o calhau rolado não entupir a mesma (Figura 3).



Figura 3: Enchimento dos tanques com diferentes substratos.

Em todos os tanques foram inseridos tubos de PVC (Figura 4), perfurados na base, a fim de possibilitar a recolha e análise do efluente existente no interior do leito, podendo também ser utilizado para controlo da altura do mesmo.



Figura 4: Tubo com função de "caixa de visita".

A altura do efluente nos leitos foi controlada através de um sistema de rotação acoplado no fundo do tanque, sendo possível definir a altura pretendida consoante a altura das raízes dentro do substrato.

3.3 Sistema de abastecimento

O sistema de abastecimento foi constituído por canalização de rega, com todos os acessórios (T's, curvas 90°, torneiras e adaptadores), com a medida de uma polegada (Figura 5).



Figura 5: Tubagens e acessórios de rega do sistema de abastecimento.

O abastecimento foi realizado através de dois tanques construídos a partir de um dos depósitos, estando elevados de modo a realizar o abastecimento por gravidade. O facto de o abastecimento ser realizado por gravidade foi um dos maiores problemas, pois a pressão na canalização não é estável e varia consoante a altura do efluente no interior dos tanques. A distribuição em cada tanque foi realizada através de microaspersores de rega para uma afinação mais precisa do caudal (Figura 6).



Figura 6: Torneiras de segurança e regulação de caudal.

3.4 Condições de crescimento das macrófitas

No estudo avaliou-se o desempenho do bambu, uma planta de crescimento rápido e com larga aplicação no quotidiano das populações do hemisfério Sul, e *Phragmites australis*, uma planta que já é utilizada no tratamento de águas residuais, existindo valores reportados da sua eficiência (Vymazal, 2013). As duas espécies utilizadas foram recolhidas do seu meio natural de forma a obter plantas bem constituídas e desenvolvidas (Figura 7).

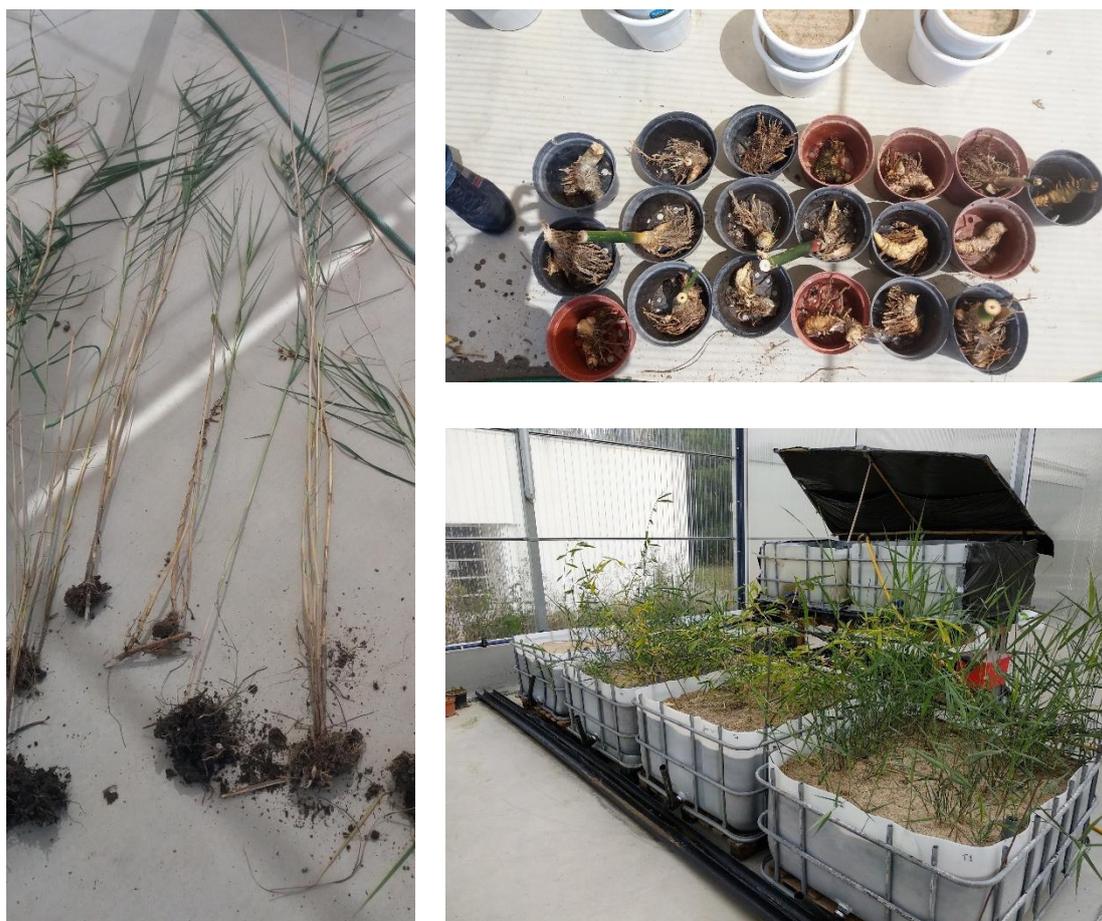


Figura 7: Macrófitas utilizadas no projeto e sua disposição nos tanques.

Os ensaios, inicialmente, foram colocados numa estufa climatizada com temperatura diurna de 26°C e temperatura noturna de 17°C. Após algumas semanas de afinação chegou-se à conclusão que não se poderia realizar o ensaio nesse local devido a quebras de corrente ocasionais que desligavam os equipamentos de AC, obtendo-se picos de temperatura de aproximadamente 70°C, no período mais quente do dia. Sendo a sala estanque para a não existência de propagação de pragas, a entrada e saída de ar exterior era praticamente nula, impossibilitando o crescimento normal das espécies. Pelas razões apresentadas, foi necessário transferir o ensaio para outro local da mesma estufa, onde a ventilação e o controlo de temperatura foram efetuados por outro sistema de refrigeração, denominados de "coolers". A estufa principal é composta por painéis de arrefecimento e consequentemente extratores de ar para efetuar a sua ventilação. Nesta estufa também existe um sistema automático para abertura e fecho da parte superior da mesma para um controlo de temperatura e humidade de menor intensidade.



Figura

Figura 8 - Montagem dos tanques na parte principal da estufa

A temperatura média diurna durante o ensaio foi de 26°C, a média noturna de 17°C e o valor médio de humidade relativa foi de 59%.

3.5 Monitorização da água residual

Ao longo do período de monitorização, de 36 dias, recolheram-se semanalmente amostras para avaliação do processo de tratamento. No entanto, neste período, a elevada evapotranspiração observada nem sempre permitiu a recolha de amostras, por falta de efluente à saída do leito.

De acordo com os resultados obtidos, constatou-se que o sistema de tratamento por ZHC atingiu o estado estacionário ao fim de 14 dias de alimentação (Figuras 9 a 12). No que respeita ao pH, verificou-se que este se manteve entre os valores 7 e 8, ao longo do ensaio (Figura 9). Não se verificaram diferenças entre modalidades, ao longo do período de monitorização. O mesmo

comportamento foi observado para a condutividade, cujo valores se mantiveram entre 650-850 μ S/cm, não havendo variações entre modalidades.

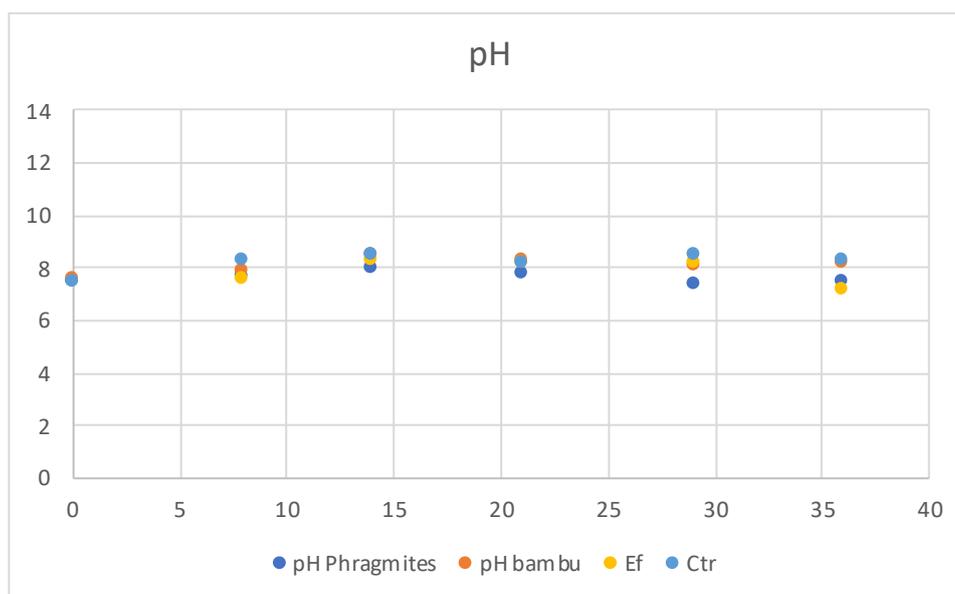


Figura 9 –Variação do pH ao longo do período de monitorização. EF – Análises realizadas ao tanque do efluente para abastecimento, Ctr – análises realizadas ao tanque de controlo.

No que respeita à matéria orgânica, avaliada com base no CQO, verificou-se que a concentração de entrada variou entre (200 – 220 mg/L). A concentração à saída dos leitos cumpriu sempre o limite de descarga para o meio receptor natural (125 mgO₂/L), apesar de não ter sido possível a sua quantificação em todos os momentos de amostragem, dado o valor obtido se encontrar abaixo do limite de deteção do método (100 mgO₂/L). Os resultados obtidos são indicadores de uma remoção de CQO superior a 50-55%. Estes valores são expectáveis em leitos com uma boa drenagem, por existir disponibilidade de oxigénio para os processos de respiração e de oxidação química (Vymazal, 2011).

As ZHC podem ser bastante eficientes no tratamento de águas residuais domésticas. Durante a passagem da água residual, através do meio poroso (leito artificial), e pelo meio das raízes e rizomas das macrófitas, ocorrem 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 sólidos suspensos e dos microrganismos patogénicos (Dinardi et al., 2003).

Durante todo o processo de monitorização verificou-se que a modalidade com maior taxa de remoção de fósforo total foi o leito plantado com bambu, seguido do leito plantado com *Phragmites australis* (Tabela 3). O controlo também registou alterações ao longo do tempo, ainda que não fosse de forma tão acentuada (Figura 10). Estes resultados estão em linha com os obtidos por Zhang et al. (2012), que evidencia que os leitos sem planta também apresentam taxas de remoção de fósforo, ainda que seja inferior ao das modalidades em estudo. Sendo o tempo de monitorização curto, estes resultados são de cariz preliminar, mas indicadores do desempenho favorável destas duas espécies de macrófitas.

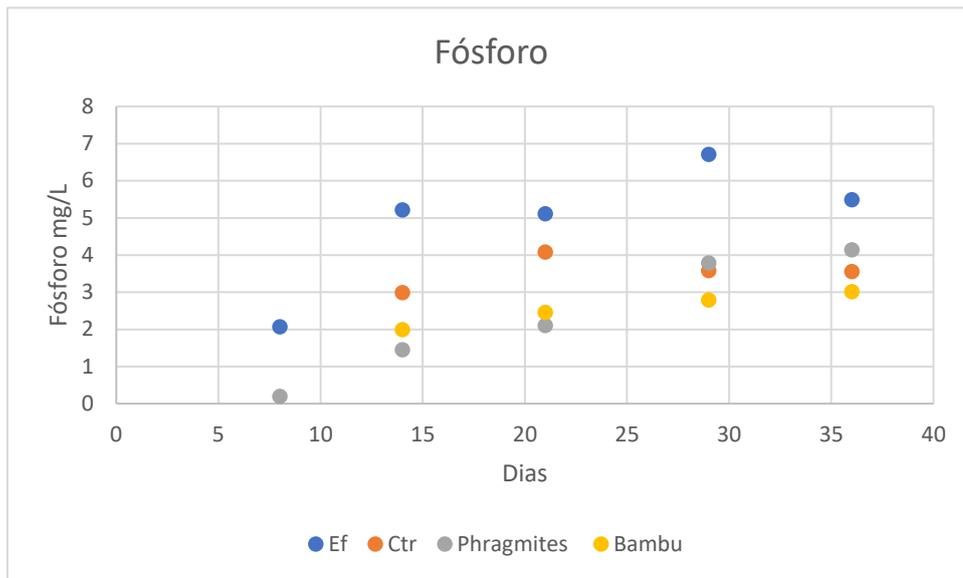


Figura 10: Variação do fósforo total ao longo do período de monitorização. EF – Análises realizadas ao tanque do efluente para abastecimento, Ctr – análises realizadas ao tanque de controle.

No que respeita à remoção de azoto, os valores obtidos revelam uma redução na concentração de azoto, mas não se observaram diferenças entre as modalidades e o controlo (Tabela 3). Neste caso, a remoção de azoto poderá ter ocorrido, não pela absorção de azoto pela planta, mas devido à volatilização do azoto amoniacal ou atividade microbiana que se estabelece no leito, propiciando a ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação (Figura 12) (Poach et al., 2002).

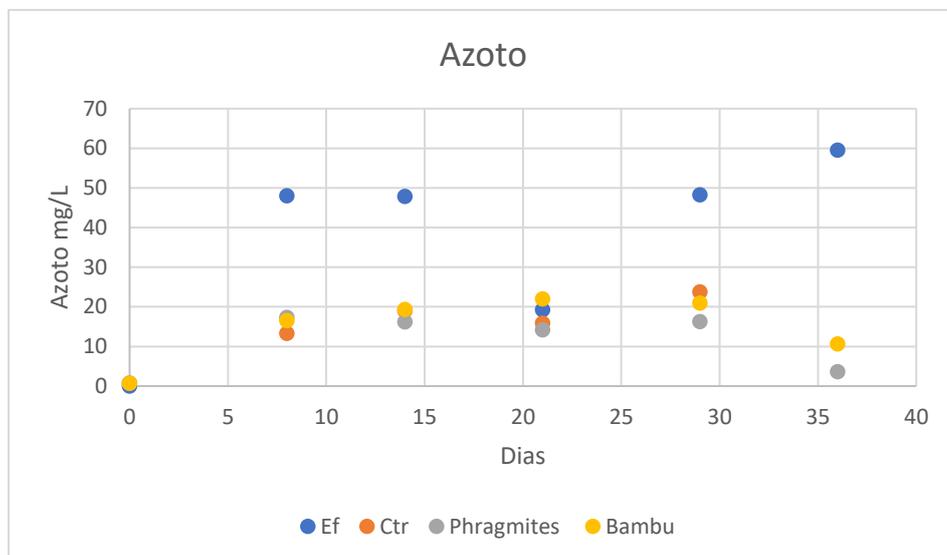


Figura 12: Variação do azoto ao longo do período de monitorização. EF – Análises realizadas ao tanque do efluente para abastecimento, Ctr – análises realizadas ao tanque de controle.

Da análise da Figura 12 é visível que o controlo (sem presença de plantas) apresenta sempre valores semelhantes de azoto, comparativamente com as modalidades com plantas. Este resultado é consistente com o observado por Newman et al., (2000) que indicou que apenas 3% do azoto removido era da responsabilidade das plantas. Estes resultados estão ainda em linha com os obtidos por Zhang et al., (2012) que descrevem taxas de remoção de azoto de 45-80% e de fósforo de 30-47%. Estes autores sugerem que o processo de nitrificação do amoníaco é o fator

predominante na remoção do azoto em leitos de macrófitas, o que é consistente com a Figura 11, onde se verifica uma tendência para uma menor remoção de azoto nas modalidades com plantas. Já o processo de remoção do fósforo deve-se essencialmente à respiração dos micro-organismos existentes no leito e à absorção realizada pelas plantas. A remoção de fósforo tem por isso tendência a ser maior em períodos de maior crescimento de biomassa (Kadlec, 2016)

Tabela 3

Eficiência de tratamento dos parâmetros azoto e fósforo

Parâmetros	<i>Phragmites australis</i>	Bambu
	Média (%) ± s	Média (%) ± s
Azoto	74±12	63±11
Fósforo	42±14	52±5

s-desvio padrão

A remoção dos sólidos suspensos totais ocorre não só pela filtração dos sólidos devido à percolação da água residual ao longo do substrato de granulometria reduzida, por camadas, mas também pela ação de cargas elétricas que estão associadas às raízes das plantas. As raízes atraem a matéria coloidal que fica adsorvida sendo posteriormente digerida, quer pelos microrganismos quer pelas plantas (Wolverton, 1987). Neste estudo verificou-se uma remoção de cerca de 75%, sendo tendencialmente maior na modalidade com *Phragmites australis* (Figura 13).

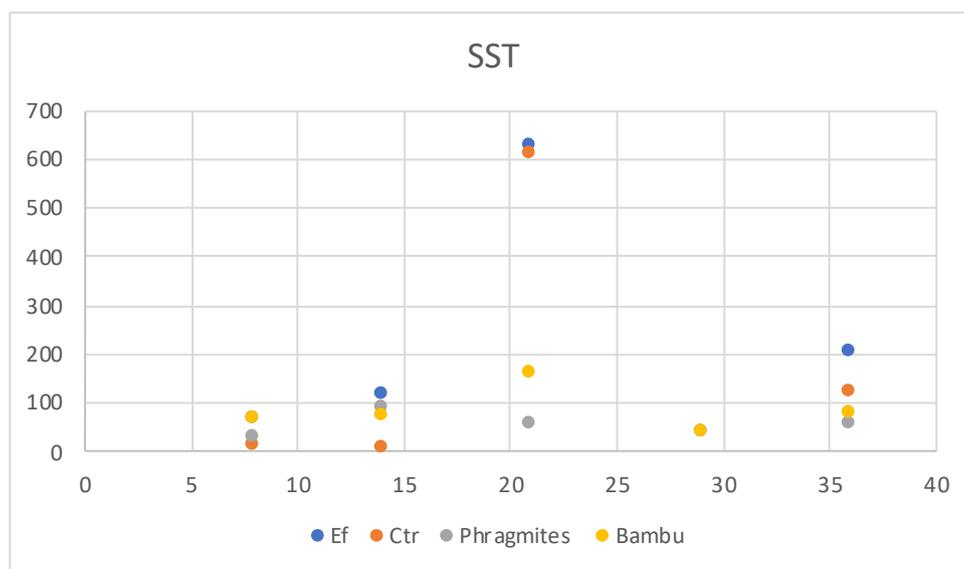


Figura 13: Variação dos sólidos suspensos totais ao longo do período de monitorização. EF – Análises realizadas ao tanque do efluente para abastecimento, Ctr – análises realizadas ao tanque de controlo.

4 CONCLUSÃO

Neste estudo dimensionou-se e implementou-se um sistema de tratamento de águas residuais de zonas húmidas construídas, à escala piloto, utilizando-se duas espécies de macrófitas para tratar águas residuais domésticas. Com o objetivo de avaliar o comportamento do sistema nas condições climáticas de Moçambique, desenvolveu-se este trabalho numa estufa com ambiente controlado. Verificou-se que a elevada temperatura ocorrida durante o período primavera-verão teve um efeito negativo na monitorização deste sistema de tratamento, face às elevadas taxas de evaporação e evapotranspiração nos leitos, as quais não permitiram a recolha de efluente durante parte do período em análise. O desempenho dos leitos foi monitorizado através do pH, condutividade, SST,

azoto e fósforo. Os resultados obtidos revelaram que a eficiência de remoção de N e P foi semelhante nos dois tipos de leitos: *Bambusa tuldoides* e *Phragmites australis*, revelando a pertinência e aptidão do bambu para a depuração de águas residuais domésticas. No futuro, será necessário validar os resultados, preferencialmente, em Moçambique e através de um melhor controlo e automatização dos leitos de macrófitas implementados.

5 REFERÊNCIAS

- APHA. American Public Health Association. (2006). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. Washington.
- 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.
- EPA- Environmental Protection Agency. (2000). Constructed wetlands treatments of Municipal Wastewaters - National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268.
- Kadlec, R. (2016) Large Constructed Wetlands for Phosphorus Control: A Review. *Water*, 8, 243. doi:10.3390/w8060243
- Kleinhenz, V., & Midmore, D. J. (2002). Improved Management Practices for Culinary Bamboo Shoots. Local and Export Markets, (02), 1115–1123.
- Newman, J., Clausen J., Neafsey, J. (2000). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut, *Ecological Engineering*. 14, 181–198.
- 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>
- Nopens, I., Capalozza, C., Vanrolleghem, P.A. (2001). Stability analysis of a synthelc municipal wastewater. Gent, Belgium, Universiteit Gent, pp.23.
- Piouceau, J., Bois, G., Panfili, F., Anastase, M., Dufossé, L., & Arfi, V. (2014). Effects of High Nutrient Supply on the Growth of Seven Bamboo Species. *International Journal of Phytoremediation*, 16(10), 1042–1057. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.810583>
- Poach, M. E., Hunt, P. G., Sadler, E. J., Matheny, T. A., Johnson, M. H., Stone, K. C., Humenik, F. J., & Rice, J. M. (2002). Ammonia volatilization from constructed wetlands that treat swine wastewater. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 45(3), 619–627. <https://doi.org/10.13031/2013.8825>
- 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>
- 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>
- 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 (Switzerland)*, 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>
- Wolverton, B.C. & Mccaleb, R.C. (1987). Pennywort and duckweed marsh system for upgrading wastewater effluent from a mechanical package plant. *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource*

Recovery ed. Reddy, K.R. & Smith, W.H. Jr. pp.289-294. Orlando: Magnolia.

- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Wu, S., Lyu, T., Zhao, Y., Vymazal, J., Arias, C. A., & Brix, H. (2018). Rethinking Intensification of Constructed Wetlands as a Green Eco-Technology for Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, 52(4), 1693–1694. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00010>
- Zhang, D.Q., Tan, S.K., Gersberg, R.M., Zhu, J., Sadreddini, S., Li Y. (2012.) Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *J. Environ. Manage.*, 96, 1-6.