



FACULDADE DE ENGENHARIA
Departamento de Engenharia Química
Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente

Avaliação da Eficiência de *Wetland* Construído de Fluxo
Vertical para o Tratamento de Águas Residuais
Domésticas em Moçambique

Autor: Kotilde Neema Lendford Aissa

Supervisor:

Prof. Doutor Clemêncio Nhantumbo

Co-Supervisores:

Prof. Doutor Elias Sete Manjate

Prof. Doutor Paulino Vicente Muteto

Maputo, Março de 2022

UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE

FACULDADE DE ENGENHARIA

Departamento de Engenharia Química

Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente

Avaliação da Eficiência de *Wetland* Construído de Fluxo
Vertical para o Tratamento de Águas Residuais
Domésticas em Moçambique

Autor: Kotilde Neema Lendford Aissa

Supervisor:

Prof. Doutor Clemêncio Nhantumbo

Co-Supervisores:

Prof. Doutor Elias Sete Manjate

Prof. Doutor Paulino Vicente Muteto

Maputo, Março de 2022

Declaração de Honra

Declaro que este trabalho é da minha autoria e resulta da minha investigação.
Esta é a primeira vez que o submeto para obter um grau académico numa
instituição educacional.

Maputo, 24 de Janeiro de 2022

Kotilde Neema Lendford Aissa

(Kotilde Neema Lendford Aissa)

Dedicatória

À família Aissa

Aos meus pais Jorge Pedro Aissa e Zélia Matilde Jasse Aissa. Aos meus irmãos Inês Isabel da Consolação Rimbane Aissa, Crispo Jorge Lendford Aissa e Sheila Cláudia Magaia Aissa.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço a Deus Pai Todo-Poderoso, por me ter iluminado e guiado durante o percurso de vida estudantil.

Agradeço aos meus progenitores pelo sacrifício, dedicação e esforço que fizeram para a minha educação.

Agradeço aos meus supervisores, Prof. Doutor Clemêncio Nhantumbo, Prof. Doutor Elias Sete Manjate (Coordenador do Projecto *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical para o Tratamento de Águas Residuais em Moçambique) e o Prof. Doutor Paulino Vicente Muteto pela orientação, disponibilidade, incentivo e inspiração para a realização deste trabalho. Sou grata a Dona Maria das Dores, Técnica do Laboratório de Hidráulica Sanitária do Departamento de Engenharia Civil – FEUEM, dra Nelda Comé Calbe, Técnica do Laboratório no Departamento de Química – Campus UEM pela disponibilidade e apoio na realização das análises laboratoriais. Agradeço também ao colega Michaque Dosse pela disponibilidade, assistência e passagem de conhecimento das técnicas dos ensaios laboratoriais. O meu agradecimento é extensivo a todos os meus colegas da turma de 2016, ao pequeno círculo de amigos, pelos momentos de descontração, apoio e suporte durante estes cinco anos da minha formação e as minhas colegas de *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical: Adriana, Eulália e Dilma.

Não podia deixar de apreciar o apoio dos meus irmãos, Inês Isabel da Consolação Rimbane Aissa, Crispo Jorge Lendford Aissa e Sheila Cláudia Magaia Aissa, que foi determinante para que eu não desistisse do meu sonho de me tornar engenheira.

Por fim, agradeço, ao meu namorado, Igor Leonel de Sousa Pumule, por me ter acompanhado em todos os momentos (bons e maus) e por me ter apoiado quando mais precisei.

Resumo

Moçambique é um país em vias de desenvolvimento que apresenta tecnologias de tratamento de água residual na sua maioria descentralizadas caracterizadas por fossas sépticas, latrinas melhoradas e latrinas a seco. Apenas uma parte da população das zonas urbanas acede a rede de esgoto o que significa que o serviço de saneamento básico do meio não abrange a maior parte da população moçambicana tornando-a exposta a doenças. Assim sendo, o presente trabalho teve como objectivo principal avaliar a eficiência de um *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento de água residual doméstica. Este é um sistema de baixo custo de operação e manutenção, simplicidade operacional, com elevada robustez e adequado a diferentes realidades de regiões tropicais.

Um Sistema de Tratamento de Água Residual do tipo *wetland* vertical foi construído para o tratamento de água residual doméstica proveniente das fossas sépticas na Estação de Tratamento de Água Residual de Infulene. Este sistema tinha a capacidade máxima de 13 m³ (uma área de 29,1 m² e 0,7 m de profundidade), e três camadas dispostas de baixo para cima (camada 1: 0,15 m com pedras de 19-50 mm; camada 2: 0,15 m com pedras de 4,8-25 mm; camada 3: 0,4 m com pedras de 2,4-12,5 mm; e uma borda livre de 0,3 m). Dois tipos de ensaios foram realizados (1) para determinar o tempo óptimo de descarga do *wetland* e (2) para determinar a eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes.

Do ensaio para a determinação do tempo óptimo de descarga da água residual, observou-se que até o sexto dia as taxas de remoção de DBO₅, DQO e SST eram de 79%, 79% e 98%, respectivamente, e as cargas de nutrientes também registaram taxas de remoção significativas de 94%, 85% e 65% para N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e PT, respectivamente. Nos ensaios realizados para a determinação da eficiência de remoção de poluentes observou-se que o *wetland* apresenta eficiência alta na redução de DBO₅ quando a carga de MO no afluente é baixa e a eficiência de remoção de SST é independente da carga de sólidos suspensos no afluente. As taxas de remoção médias registadas, para um tempo de retenção de seis dias do DBO₅, DQO e SST foram de 75%, 60% e 94%, respectivamente.

Constatou-se que as concentrações de DQO e SST do efluente tratado na primeira fase do projecto não atingiram os padrões de emissão de efluentes domésticos estabelecidos pela legislação o que implica que o efluente não poderia ser descartado num meio receptor mas podendo ser aproveitado para a rega de campos de cultivo e plantações. Assim sendo, o presente trabalho sugere que as próximas investigações científicas sobre o tema abordem a possibilidade da associação em série de um outro sistema de WCFV para o alcance dos padrões de emissão exigidos pela lei e na possibilidade do uso do efluente tratado para a rega de campos de cultivo e plantações em zonas rurais.

Palavras-chave: tratamento de água residual doméstica, *wetland*, avaliação de eficiência de *wetland*.

Abstract

Mozambique is a developing country with mostly decentralized wastewater treatment technologies characterized by septic tanks, improved latrines and dry latrines. Only part of the population in urban areas has access to the sewerage network, which means that the basic sanitation service does not cover most of the Mozambican population, exposing them to diseases. Therefore, the main objective of this work was to evaluate the efficiency of a vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. This is a system of low operation and maintenance cost, operational simplicity, with high robustness and suitable for different realities of tropical regions.

A vertical wetland type Wastewater Treatment System was constructed for the treatment of domestic wastewater from septic tanks at the Infulene Wastewater Treatment Plant. This system had a maximum capacity of 13 m³ (an area of 29.1 m² and 0.7 m deep), and three layers arranged from bottom to top (layer 1: 0.15 m with stones of 19-50 mm; layer 2: 0.15 m with stones of 4.8-25 mm; layer 3: 0.4 m with stones of 2.4-12.5 mm; and a free edge of 0.3 m). Two types of trials were conducted (1) to determine the optimum discharge time of the wetland and (2) to determine the removal efficiency of organic matter, suspended solids and nutrients.

From the trial for determining the optimum wastewater discharge time, it was observed that by day 6 the removal rates of BOD₅, COD and TSS were 79%, 79% and 98%, respectively, and nutrient loads also recorded significant removal rates of 94%, 85% and 65% for N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ and PT, respectively. In the tests performed to determine the pollutant removal efficiency it was observed that the wetland presents high efficiency in the reduction of BOD₅ when the MO load in the affluent is low and the TSS removal efficiency is independent of the suspended solids load in the affluent. The average removal rates recorded, for six days retention time of BOD₅, COD and TSS were 75%, 60% and 94%, respectively.

It was found that the concentrations of COD and TSS of the effluent treated in the first phase of the project did not meet the emission standards for domestic effluent established by legislation which implies that the effluent could not be discharged into a receiving environment but could be used for irrigation of crop fields and plantations. Therefore, the present work suggests that the next scientific investigations on the subject should address the possibility of the serial association of another CWVF system to reach the emission standards required by law and the possibility of using the treated effluent for the irrigation of crop fields and plantations in rural areas.

Keywords: domestic wastewater treatment, wetland, wetland efficiency evaluation.

Índice de Conteúdos

Dedicatória	I
Agradecimentos.....	II
Resumo	III
Abstract	IV
Lista de siglas e acrónimos	VI
Índice de Figuras	VII
Índice de Tabelas	VIII
1. Introdução	1
1.1. Objectivos.....	3
1.1.1. Objectivo geral.....	3
1.1.2. Objectivos específicos.....	3
1.2. Justificativa	3
2. Revisão Bibliográfica.....	4
<i>Contextualização</i>	4
<i>Wetlands Construídos</i>	5
<i>Tipos e Vantagens</i>	6
<i>Wetlands Construídos de Fluxo Vertical</i>	7
<i>Funcionamento e Mecanismos de remoção de poluentes no WCFV</i>	8
<i>Caracterização do perfil das águas residuais domésticas</i>	13
<i>Parâmetros</i>	14
Parâmetros do projecto.....	14
3. Metodologia	16
3.1. Descrição do projecto de Wetland Construído de Fluxo Vertical	16
3.2. Parâmetros analisados	18
4. Análise e Discussão dos Resultados	20
4.1. Determinação do tempo óptimo de descarga	20
4.2. Determinação da eficiência do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical.....	26
5. Conclusão	31
6. Referências Bibliográficas.....	33
Apêndices.....	I

Lista de siglas e acrónimos

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigénio aos cinco dias e a 20°C

DQO – Demanda Química de Oxigénio

EC – Electrocondutividade

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FEUEM – Faculdade de Engenharia da Universidade Eduardo Mondlane

LNHAA – Laboratório Nacional de Higiene de Águas e Alimentos

OD – Oxigénio dissolvido

m² - Metro quadrado

m³- Metro cúbico

mg – Miligrama

L – Litro

mg/L – Miligrama por litro

MISAU – Ministério da Saúde

MO – Matéria Orgânica

N-NO₃⁻ - Nitrogénio na forma de Nitratos

N-NH₄⁺ - Nitrogénio Amoniacal

N₂ - Nitrogénio Gasoso

EP – Equivalente Populacional

PT – Fósforo Total

SST – Sólidos Suspensos Totais

T^a - Temperatura

WCFH – *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal

WCFV – *Wetland* Construído de Fluxo Vertical

Índice de Figuras

Figura 1: Tipos de <i>wetlands</i> construídos, adaptado de (Kadlec & Wallace, 2009).	7
Figura 2: Esquema da secção transversal de um <i>wetland</i> construído de fluxo vertical típico na Europa (Dotro, Gabriela, et al., 2017).	9
Figura 3: Representação dos mecanismos de remoção dos poluentes num <i>wetland</i> construído de fluxo vertical (UN-HABITAT, 2008).	10
Figura 4: Representação das transformações do nitrogénio num <i>wetland</i> construído de fluxo vertical. (UN-HABITAT, 2008).....	11
Figura 5: Ilustração do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical.	17
Figura 6: Instrumento multifuncional para a medição de parâmetros no campo (a esquerda) e instrumento usado para a medição de pH - pHmetro (a direita).....	19
Figura 7: Análise dos parâmetros primários em relação ao tempo óptimo de descarga no <i>wetland</i> construído de fluxo vertical.....	21
Figura 8: Análise dos parâmetros secundários em relação ao tempo óptimo de descarga no <i>wetland</i> construído de fluxo vertical.	22
Figura 9: Análise da decomposição da MO em relação ao pH.....	23
Figura 10: Análise da decomposição da MO em relação a temperatura.	24
Figura 11: Análise da decomposição da MO em relação a electrocondutividade.....	25
Figura 12: Análise da decomposição da MO em relação ao oxigénio dissolvido.	26
Figura 13: Análise da influência das taxas de aplicação hidráulica e de DBO ₅ na eficiência de remoção de DBO ₅ , DQO e SST.....	28
Figura 14: Análise da influência da taxa de aplicação de SST na eficiência de remoção de DBO ₅ , DQO e SST.....	29
Figura 15: Análise das eficiências de remoção dos parâmetros primários em relação ao pH.....	30
Figura 16: Análise das eficiências de remoção dos parâmetros primários em relação a temperatura.	30

Índice de Tabelas

Tabela 1: Padrões de Qualidade Ambiental e de Emissão de Efluentes estabelecido pelo Decreto nº 18/2004 da legislação moçambicana.	12
Tabela 2: Resultados da taxa de aplicação hidráulica, da taxa de aplicação de SST, DBO ₅ e DQO, e das eficiências de remoção dos parâmetros primários.	21
Tabela 3: Resultados das taxas de aplicação hidráulica, de DBO ₅ , de DQO e de SST, das eficiências de remoção dos parâmetros primários e as temperaturas médias e pH médios.	27

Índice de Equações

Equação 1: Decomposição anaeróbica da matéria orgânica (Química Ambiental, 2014).	23
--	----

1. Introdução

A falta de saneamento básico do meio pode causar problemas de saúde pública e impactos para o ambiente. Em África, 340 milhões de pessoas, cerca de 70% da população da África Oriental e Austral, não tem acesso a serviços de saneamento básico (UNICEF, 2021). Devido a falta de serviços básicos de saneamento, a população fica exposta a doenças associadas a água como cólera, diarreias, febre tifóide e disenteria bacteriana. Em Moçambique, somente 50% da população tem acesso ao abastecimento de água melhorado e menos de 25% beneficia-se de saneamento melhorado (UNICEF, 2021). Para solucionar o problema de saneamento básico em meios rurais e zonas de expansão (urbanas e peri-urbanas), propõe-se a implantação de infra-estruturas de baixo custo de operação e alta eficiência em remover matéria orgânica (MO) biodegradável e não-biodegradável e sólidos suspensos (Manjate, et al., 2015).

A partir da década de 80, as configurações dos *wetlands* construídos do tipo francês ganharam notoriedade devido a capacidade de promover o tratamento de efluentes e lamas fecais sem necessidade de unidades adicionais para o tratamento primário. Esta tecnologia é capaz de promover a nitrificação completa e a mineralização da fracção total orgânica do afluente. O sistema de *wetland* construído que ganha destaque é o de fluxo vertical com leito parcialmente saturado ou submerso (Rodrigues, 2016).

A Agência de Protecção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos defende que o uso desta tecnologia como unidade de tratamento para águas residuais domésticas, adequa-se aos casos de ausência de sistemas de colecta e transporte das águas residuais até as estações de tratamento. Os sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) têm a capacidade de alcançar eficiências superiores a 80% na remoção de carga orgânica (Rodrigues, 2016).

O sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) é de baixo custo de operação e manutenção, simplicidade operacional, descentralizados, com elevada robustez e adequados a diferentes realidades de regiões tropicais. Estes sistemas tecnologicamente avançados podem ser associados aos sistemas individuais para melhorar a qualidade dos efluentes a serem lançados nos corpos de água receptores ou reutilizados na irrigação de jardins, campos e culturas. A reutilização na irrigação constitui uma importante vantagem económica para os pequenos agricultores, uma vez que os nutrientes presentes servem como fertilizantes para o crescimento das plantas (Manjate, et al., 2015; Da Silva, 2007; De Medeiros, et al., 2006).

Na França, cerca de 2.500 sistemas de WCFV são usados como sistemas de tratamento de águas residuais domésticas. Para além disso, esses sistemas recebem directamente a água residual bruta e suportam elevadas cargas orgânicas (Manjate, et al., 2015). O sistema francês de WCFV caracteriza-se pelo facto de que a alimentação é intermitente e com alternância entre os leitos. É um sistema promissor igualmente para países em desenvolvimento, desprovidos de tecnologias convencionais de tratamento de águas residuais domésticas (Manjate, et al., 2015).

Entretanto, no Brasil, estes tipos de sistemas tem demonstrado também uma boa adaptação aos mais variados cenários, apresentando-se como sistemas que se integram naturalmente ao ambiente e servem de atracção paisagística no meio rural (De Mello, 2016).

O autor desta pesquisa não encontrou nenhuma informação em relação ao uso de *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuais domésticas em Moçambique. O país dispõe de tecnologias de tratamento descentralizado de águas residuais de baixo custo. Algumas infra-estruturas das zonas urbanas têm acesso à ligação da rede esgoto, a maior parte da população usa fossas sépticas. Nas zonas suburbanas, uma parte da população faz o uso de fossas sépticas mas a maioria usa latrinas melhoradas. E, por fim, em zonas rurais o sistema mais usado são as latrinas a seco identificadas como sistemas simples que necessitam de pouca ou nenhuma água para o seu funcionamento, e em algumas regiões das zonas rurais, a população não tem acesso a nenhuma latrina (defecação a céu aberto) (Jane, 2017).

1.1. Objectivos

1.1.1. Objectivo geral

- Avaliar a eficiência de *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento de água residual doméstica usando como caso de estudo Moçambique.

1.1.2. Objectivos específicos

- Descrever o funcionamento de *wetlands* construídos de fluxo vertical;
- Identificar os parâmetros para a avaliação da eficiência do *wetland* construído de fluxo vertical;
- Determinar o tempo óptimo de descarga no *wetland* construído de fluxo vertical.

1.2. Justificativa

Este trabalho tem importância social e económica pois a implantação de sistemas de *wetlands* construídos irá beneficiar as comunidades que não dispõem de sistemas de tratamento e de gestão de águas residuais domésticas produzidas pelas mesmas. Para além de melhorar a gestão de saneamento do meio destas comunidades, a água tratada poderá ser reutilizada para a irrigação de campos agrícolas.

2. Revisão Bibliográfica

Contextualização

O elevado crescimento populacional, o aumento das suas necessidades e de seus consumos, levou o aumento de forma considerável da poluição do meio ambiente causando problemas de saúde pública (Ribeiro & Rooke, 2010). Assim, a humanidade viu-se obrigada a encontrar soluções de saneamento para a colecta e o tratamento de efluentes, para o abastecimento de água segura para o consumo, para a colecta e o tratamento de resíduos sólidos, e para a drenagem das águas das chuvas (Ribeiro & Rooke, 2010). Como exemplo deste fenómeno, a água de qualidade para o consumo humano tem-se tornado cada vez mais escassa e os problemas do saneamento básico do meio tornam-se igualmente cada vez mais difíceis de serem resolvidos e com maiores custos de implantação e manutenção das infra-estruturas de serviço (Ribeiro & Rooke, 2010).

Entre as taxas mais elevadas da África Subsaariana, Moçambique situa-se em 36% na taxa de fecalismo a céu aberto e 76% da população não dispõe ou não usa saneamento melhorado (88% nas zonas rurais e 53% nas zonas urbanas e peri-urbanas) (UNICEF, 2022). As províncias do norte de Moçambique apresentam, de uma maneira geral, serviços inadequados para o saneamento básico do meio (UNICEF, 2022). A título de exemplo, na província de Maputo (no sul) cerca de 87,1% da população tem acesso à água potável e 70,1% tem acesso e usa saneamento melhorado, comparativamente à província da Zambézia (uma das províncias mais populosas do país) onde apenas 30,6% da população tem acesso à água potável e 13,0% tem acesso ao saneamento melhorado (UNICEF, 2022).

Face aos problemas que o mundo enfrenta, a Organização das Nações Unidas (ONU) em Setembro de 2015 propôs um conjunto de 17 objectivos e 169 metas a serem alcançadas até 2030 onde os objectivos que mais se enquadram na problemática do saneamento básico são os **objectivos 6 e 14** (ONU, 2016):

- **Objectivo 6 – Água Potável e Saneamento: Garantir a disponibilidade e gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos**
 - Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acaba com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles que estão em situação de vulnerabilidade;

- Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a libertação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo para metade a proporção de águas residuais não-tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e a reutilização, a nível global;
 - Até 2030, ampliar a cooperação internacional e o apoio à capacitação para os países em desenvolvimento em actividades e programas relacionados com a água e o saneamento, incluindo extracção de água, eficiência no uso da água, tratamento de efluentes, reciclagem e tecnologia de reutilização;
 - Apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento.
- **Objectivo 14 – Proteger a Vida Marinha: Conservar e usar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável**
 - Até 2030, prevenir e reduzir significativamente a poluição marítima de todos os tipos, especialmente a que advém de actividades terrestres, incluindo detritos marinhos e a poluição por nutrientes.

Desta forma, nota-se que na concepção destes objectivos está embutida a busca por soluções sustentáveis aos problemas de saneamento básico do meio (Fengler, et al., 2017). A busca destas soluções baseia-se no baixo custo de operação e construção, no baixo impacto ambiental, na implementação destas soluções em países em desenvolvimento e na inclusão das comunidades locais (Fengler, et al., 2017). Com estas características, os sistemas de tratamento de águas residuais como **wetlands construídos** tornam-se soluções bastante atractivas (Fengler, et al., 2017).

Wetlands Construídos

Segundo (Salatti, 2003), o termo *wetlands* (do inglês) ou áreas alagáveis é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. No caso dos *wetlands* construídos ou artificiais, estes caracterizam-se por serem sistemas artificiais manejáveis que compreendem diversas estratégias para a simulação de sistemas naturais utilizando princípios básicos de modificação de qualidade da água (Salatti, 2003).

Em concordância com o autor anterior, (Dotro, Gabriela, et al., 2017) acrescenta que os *wetlands* construídos são sistemas de engenharia concebidos para otimizar os processos encontrados no ambiente natural e são, por isso, considerados opções amigas do ambiente e sustentáveis para o tratamento de águas residuais. Este tipo de sistema de tratamento tem baixos requisitos de operação e manutenção, e são robustos sendo capazes de tratar eficazmente águas residuais brutas, águas residuais após o tratamento primário, secundário ou terciário, e outros tipos de águas residuais provenientes de fonte agrícola ou industrial (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

Os sistemas de *wetlands* construídos variam de dimensionamento, configuração e escala tanto para habitações de pequenas comunidades até aos sistemas municipais (UN-HABITAT, 2008). O primeiro sistema de *wetland* construído foi implantado em 1974 na cidade de Liebenburg-Othfresen (Alemanha) época em que os sistemas de *wetlands* construídos ganharam relevância devido à alteração dos requisitos legais na Europa (especificamente na Áustria, Dinamarca e Alemanha) que exigiam a eliminação do nitrogénio amoniacal para pequenas estações de tratamento de águas residuais. Na Europa os *wetlands* construídos são sistemas de tratamento alternativos comuns em zonas rurais e mais de 95% destes *wetlands* são de fluxo subsuperficial (Castanha, 2018; Dotro, Gabriela, et al., 2017; UN-HABITAT, 2008).

Tipos e Vantagens

Os sistemas de *wetlands* construídos modernos são sistemas feitos pelo homem e concebidos para enfatizar as características específicas dos ecossistemas de *wetlands* naturais para melhorar a capacidade de tratamento (Kadlec & Wallace, 2009).

Os *wetlands* construídos podem ser feitos numa variedade de modos hidrológicos. Os tipos básicos de sistemas construídos de *wetlands* construídos são mostrados na **Figura 1**. Na fase actual de desenvolvimento tecnológico, três tipos de *wetlands* construídos estão em uso generalizado (Kadlec & Wallace, 2009):

- **Wetlands de fluxo superficial (WFS):** têm áreas de águas livres e são semelhantes em aparência aos pântanos;
- **Wetlands de fluxo horizontal subsuperficial (WFHS):** pântanos que, tipicamente, empregam um meio filtrante do tipo saibro com vegetação por cima. A água que é drenada para baixo da superfície do material filtrante, sai de forma horizontal da unidade de tratamento;

- **Wetlands de fluxo vertical subsuperficial (WFVS):** distribuem água através da superfície de um leito de areia ou saibro com vegetação. A água é tratada como tal que percola através da zona das raízes das plantas e do material filtrante, saindo de forma vertical da unidade de tratamento.

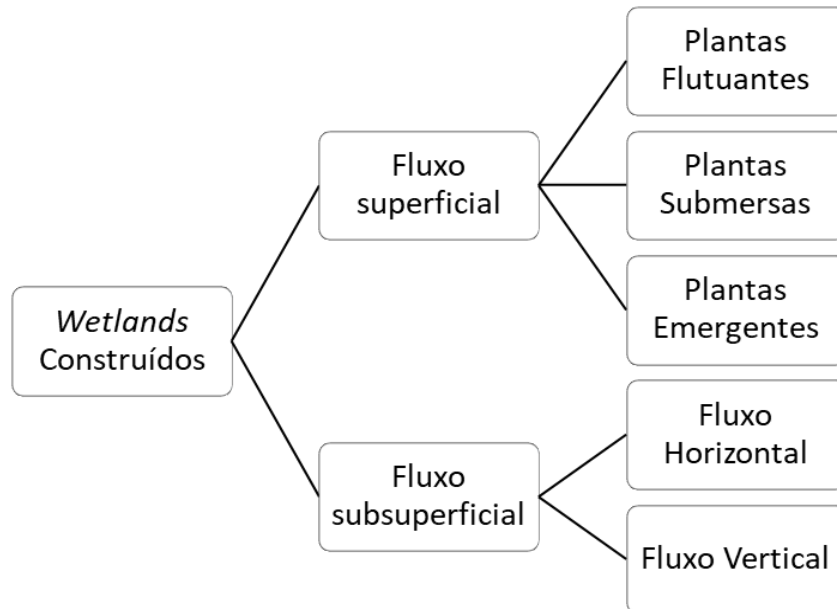


Figura 1: Tipos de *wetlands* construídos, adaptado de (Kadlec & Wallace, 2009).

Segundo UN-HABITAT (2008), as vantagens do uso de sistemas de WCFV são:

- Boa capacidade de transferência de oxigénio para o leito filtrante, resultando numa boa nitrificação;
- Consideravelmente mais pequenos do que o sistema de WCFH;
- Removem eficazmente o carbono orgânico (DBO₅ e DQO) e os agentes patogénicos.

Wetlands Construídos de Fluxo Vertical

Na França, foram introduzidas e implementadas com sucesso os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) para o tratamento de águas residuais brutas. Estes sistemas tratam lamas fecais e águas residuais numa única etapa. Os WCFV franceses são constituídos por duas fases, e cada fase contém alternadamente unidades de tratamento. Na primeira fase, realiza-se o tratamento das lamas, a remoção parcial da matéria orgânica e a nitrificação. Na segunda fase, ocorre a remoção final da matéria orgânica e a nitrificação.

Na última década, o projecto francês de WCFV foi também implementado fora da França (em territórios franceses ultramarinos tropicais, América do Sul, bem como

noutros países do continente europeu). A maior variante francesa de *wetland* construído está na Moldávia e serve para 20.000 Equivalente Populacional (EP). Na França continental, os *wetlands* construídos são, geralmente, economicamente favoráveis até uma dimensão de 5.000 EP. Para sistemas maiores do que 5.000 EP, as tecnologias convencionais de tratamento de águas residuais, tais como estações de tratamento de lamas activadas, começam a ser uma melhor escolha económica (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

Cerca de 3.500 estações de tratamento de águas residuais são usadas na França para as pequenas comunidades. A maior parte das estações de tratamento são compostas por duas fases de escoamento vertical construídas em série em *wetlands* construídos de fluxo vertical, mas existem muitas outras configurações (associação com escoamento horizontal, sistemas de lagoas ou sistemas de tratamento convencionais, uma fase de escoamento vertical com recirculação ou sistemas parcialmente saturados) (Morvannou, et al., 2015).

Os sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical têm um grande número de variantes, uma delas já mencionadas é a variante francesa de *wetland* construído de fluxo vertical. A característica especial deste sistema é que aceita águas residuais brutas directamente na primeira fase, permitindo uma gestão mais fácil das lamas em comparação com o tratamento de lamas primárias de um tanque de decantação/digestão. Dependendo do objectivo, os *wetlands* construídos podem ser híbridos onde o sistema pode ser de *wetlands* construídos de fluxo horizontal (WCFH) seguidos por um sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) ou de um WCFV seguido de um WCFH (Dotro, Gabriela, et al., 2017; Molle, et al., 2005; UN-HABITAT, 2008).

Funcionamento e Mecanismos de remoção de poluentes no WCFV

O *wetland* construído caracteriza-se por ser espécie de uma bacia pouco profunda com algum tipo de material mais superficial (substrato) que, geralmente, é constituído por areia ou cascalho e com alguma vegetação tolerante a condições de saturação (UN-HABITAT, 2008). As águas residuais são introduzidas na bacia e são lançadas sobre a superfície onde logo de seguida serão descarregadas para fora da bacia através de uma estrutura que controla a profundidade das águas residuais no *wetland* (UN-HABITAT, 2008).

No caso do *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) apresentado na **Figura 2**, este compreende um leito plano de areia/gravilha coberta com areia/gravilha e vegetação (denominadas macrófitas aquáticas segundo (Castanha, 2018)).

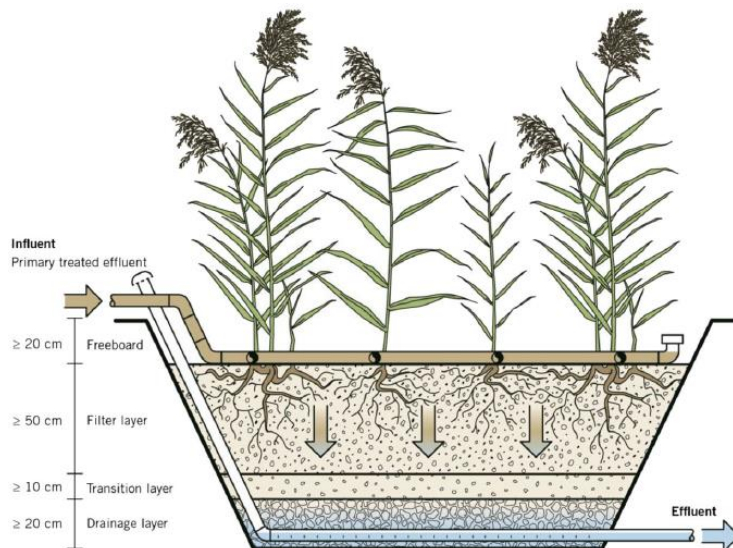


Figura 2: Esquema da secção transversal de um *wetland* construído de fluxo vertical típico na Europa (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

O sistema é alimentado por águas residuais a partir do topo provocando uma boa distribuição da água de entrada na superfície onde percolam através do substrato e depois drenam gradualmente para as camadas abaixo do meio filtrante, onde são colhidas por uma rede de drenagem na base do filtro. Entre carregamentos, o oxigénio volta a entrar no espaço poroso do meio transportando o oxigénio para o leito do filtro, a fim de sustentar os processos microbianos aeróbicos. A difusão de oxigénio do ar criada pelo sistema de dosagem intermitente contribui muito mais para a oxigenação do leito de filtração do que a transferência de oxigénio através da planta. Todo o meio filtrante é isolado do terreno circundante por uma combinação de um revestimento de plástico e uma membrana geotêxtil. Devido às condições altamente oxidantes no meio filtrante, os WCFV com carga intermitente são extremamente eficientes para a remoção de carbono orgânico (DBO_5 ou DQO). São também adequados quando são necessários processos estritamente aeróbicos, como a nitrificação (Dotro, Gabriela, et al., 2017; UN-HABITAT, 2008).

A tecnologia de WC tem potencial para a remoção de uma variedade de poluentes com mais incidência para a matéria orgânica e nutrientes como nitrogénio e fósforo, além de poder remover metais pesados e organismos patogénicos (Ramos, 2019). Assim, por imitar um ambiente natural, o WC através da interacção entre os seus elementos

(água, substrato, vegetação e microorganismos) realizam processos físicos, químicos e biológicos para a remoção de poluentes (Ramos, 2019).

O sistema de WC pode tratar o efluente tanto na área superficial do fluxo, quanto nas partes submersas (Castanha, 2018). Os mecanismos para a remoção de poluentes usados são sedimentação, filtração, degradação microbiológica (aeróbica e anaeróbica), nitrificação e desnitrificação, absorção de nutrientes pelas plantas (nitrogénio e fósforo), e a remoção de agentes patogénicos (Castanha, 2018).

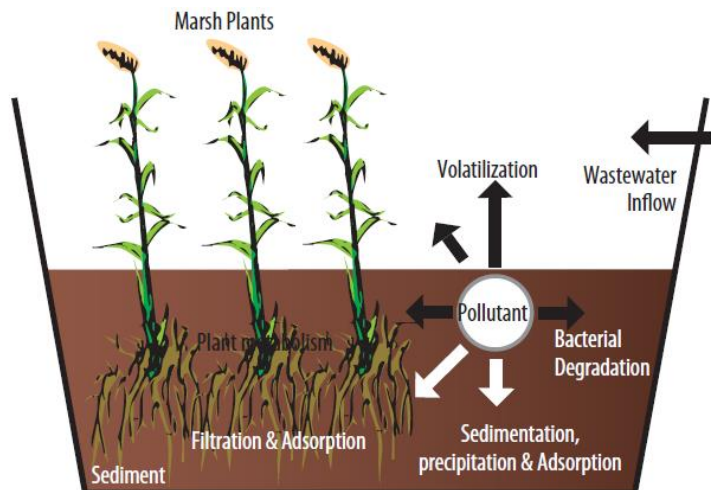


Figura 3: Representação dos mecanismos de remoção dos poluentes num *wetland* construído de fluxo vertical (UN-HABITAT, 2008).

Os mecanismos de remoção dos poluentes em *wetlands* construídos de fluxo vertical apresentados na **Figura 3** ocorrem da seguinte forma (UN-HABITAT, 2008):

- Os sólidos sedimentáveis e os suspensos que são removidos eficazmente removidos por processos de filtração e sedimentação;
- O crescimento microbiano é responsável pela remoção de compostos orgânicos solúveis. Estes compostos são degradados biologicamente de forma aeróbica (na presença de oxigénio dissolvido) ou de forma anaeróbica (na ausência de oxigénio dissolvido). O oxigénio necessário para a degradação aeróbica é fornecido directamente da atmosfera por difusão ou fuga de oxigénio das raízes da vegetação, porém, a transferência de oxigénio das raízes é insignificante;
- A remoção de fósforo em *wetlands* construídos é feita por adsorção, complexação e precipitação, armazenamento, captação e fixação pelas plantas;
- A remoção de nitrogénio em *wetlands* construídos apresentado na **Figura 4**, é feita de modo múltiplo e inclui volatilização, amonificação, nitrificação/desnitrificação e absorção pelas plantas. O principal mecanismo de remoção na maioria dos *wetlands* construídos é feito pelo catião onde se dá a

nitrificação microbiana/desnitrificação microbiana. O ião amónio é oxidado a nitrito por bactérias nitrificantes (nitrosomonas) em zonas aeróbicas. Os nitritos são oxidados a nitratos também por bactérias nitrificantes (nitrobacter) e logo a seguir, os nitratos são convertidos em gás nitrogénio (N_2) através de bactérias desnitrificantes em zonas anóxicas e anaeróbicas;

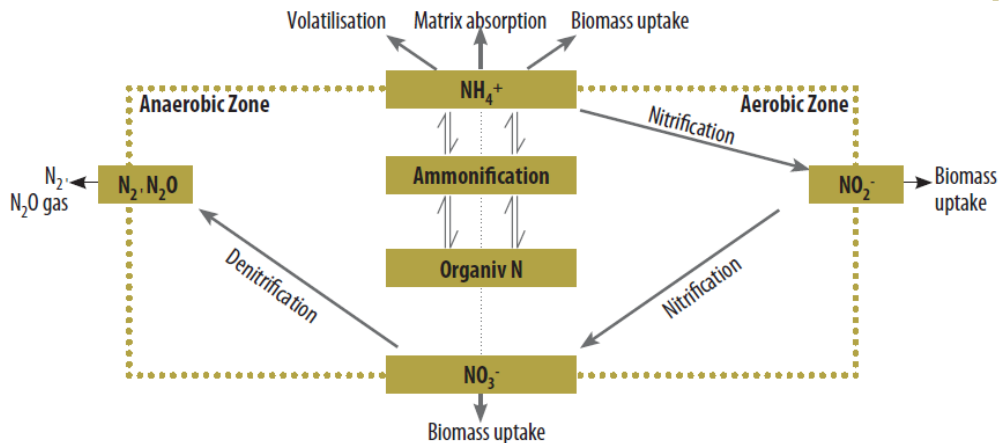


Figura 4: Representação das transformações do nitrogénio num *wetland* construído de fluxo vertical. (UN-HABITAT, 2008)

- O processo de remoção de metais em *wetlands* construídos inclui sedimentação, filtração, adsorção, complexação, precipitação, troca catiónica, absorção pelas plantas e processos microbiológicos mediada por reacções, especialmente de oxidação. A adsorção envolve a ligação de iões metálicos a superfície da planta ou a matriz, enquanto a presença de bactérias provoca a precipitação de óxidos e sulfuretos metálicos no interior do *wetland*;
- Os agentes patogénicos são removidos em *wetlands* durante a passagem de águas residuais através do sistema principalmente por sedimentação, filtração e adsorção por biomassa. Uma vez que estes organismos são presos no sistema, os seus números diminuem rapidamente, principalmente através dos processos de extinção natural e predação.

A eficiência do tratamento de um WCFV está directamente relacionada com o material filtrante utilizado. Se for utilizado material fino, o tempo de retenção das águas residuais no filtro é maior o que irá permitir maiores eficiências de remoção. A directriz dinamarquesa declara que os WCFV deverão remover 95% de DBO_5 e 90% de nitrogénio amoniacal cumprindo com os requisitos legais (por exemplo, concentrações de efluentes inferiores a 10 mg/L de DBO_5 e 5 mg/L de $N-NH_4^+$). Na legislação austríaca e alemã, a nitrificação não é exigida no Inverno, ou seja, a norma de efluentes de 10 mg/L de $N-NH_4^+$ só deve ser cumprida se a temperatura das águas

residuais for superior a 12°C (válida na Áustria para unidades de tratamento menores de 500 EP e na Alemanha para unidades de tratamento menores de 1.000 EP; para unidades de tratamento maiores aplicam-se regulamentos mais rigorosos) (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

A legislação moçambicana regida pelo Decreto nº 18/2004 sobre os Padrões de Qualidade Ambiental e de Emissão de Efluentes apresentada na **Tabela 1**, estabelece que:

Tabela 1: Padrões de Qualidade Ambiental e de Emissão de Efluentes estabelecido pelo Decreto nº 18/2004 da legislação moçambicana.

Parâmetro	Unidades	Valor máximo admissível
		Padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos
pH (25°C)	Escala de Sorensen	6,0 – 9,0
Temperatura	°C	35°
Demanda Química de Oxigénio (DQO)	mgO ₂ /L	150
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	60
Fósforo Total	mgP/L	10
Azoto Total	mgN/L	15

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical são igualmente utilizados para tratamento secundário bem como terciário de águas residuais domésticas, para tratar lixiviados de aterros e águas residuais de processamento alimentar que, frequentemente, contêm níveis elevados de nitrogénio amoniacal e/ou carbono orgânico (mais de centenas de miligramas por litro) bem como outras águas residuais agro-industriais, tais como efluentes de moinhos de azeitonas, águas residuais de explorações leiteiras e efluentes de explorações de animais (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

Em geral, os contaminantes que se degradam aerobicamente são facilmente removidos utilizando WCFV com carga intermitente. Para águas residuais domésticas e municipais, a matéria orgânica (DBO₅ ou DQO) e o nitrogénio amoniacal são removidos principalmente através de processos microbianos aeróbicos. Os sólidos (como o SST) e organismos patogénicos são removidos por filtração física (Dotro, Gabriela, et al., 2017).

Caracterização do perfil das águas residuais domésticas

As principais características das águas residuais domésticas são: matéria sólida, temperatura, odor, cor, turbidez e variação de vazão (FUNASA, 2007). A água residual contém aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de matéria sólida constituída por sólidos inorgânicos e orgânicos, suspensos e dissolvidos, assim como microorganismos (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

A temperatura é, geralmente, pouco superior a temperatura das águas de abastecimento sendo que a velocidade de decomposição da água residual é proporcional ao aumento da temperatura (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

Os odores são libertos durante o processo de decomposição causando mau cheiro (cheiro a mofo) característico de água residual fresca. Entretanto, a água residual velha tem cheiro insuportável de ovo podre característico, em virtude da presença do gás sulfídrico (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

A cor e a turbidez são indicadores imediatos da decomposição da água residual. A cor acinzentada caracteriza a água residual recente e cor preta para água residual velha (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

A variação de vazão é de acordo com os hábitos da população e é calculada em função do consumo médio diário (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

As características químicas mais importantes da água residual doméstica são a MO que constitui 70% de sólidos de origem orgânica presentes na água. Estes sólidos, geralmente, são compostos por carbono, hidrogénio e oxigénio, e por vezes por nitrogénio (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007). As substâncias orgânicas nas águas residuais são constituídos pelos seguintes compostos (FUNASA, 2007):

- **Proteínas (40 a 60%):** são produtoras de nitrogénio e contêm carbono, hidrogénio, oxigénio, algumas vezes fósforos, enxofre e ferro. As proteínas são o principal constituinte de organismo animal, mas ocorrem também em plantas. O gás sulfídrico presente nas águas residuais domésticas é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas;
- **Carboidratos (25 a 50%):** contêm carbono, hidrogénio e oxigénio. São as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com a produção de ácidos orgânicos, (por esta razão os esgotos velhos apresentam maior acidez);
- **Gordura:** é o mesmo que matéria graxa e óleos, provém geralmente da água residual doméstica graças ao uso de manteiga, óleos vegetais, da carne, etc;

- **Sulfatans:** são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento de água residual;
- **Fenóis:** são compostos orgânicos originados em despejos industriais.

A matéria inorgânica nas águas residuais domésticas é constituída, principalmente, pela presença de substâncias minerais dissolvidas e areia (Chiavelli, et al., 2019; FUNASA, 2007).

Parâmetros

Segundo (Da Silva, 2018), diversas substâncias comprometem a qualidade da água presente nos efluentes como, por exemplo, a matéria orgânica, o nitrogénio, o fósforo, os óleos e graxas, os microorganismos, os patogénicos, entre outros. Assim, para identificar a qualidade das águas residuais é necessário avaliar parâmetros físicos, químicos ou biológicos e o tratamento destas tem como objectivo reduzir ou eliminar a carga orgânica e os organismos patogénicos antes de serem lançadas em corpos hídricos.

Em *wetlands* construídos, os parâmetros de controle mais importantes são: vazão (Q), temperatura (°C), potencial de hidrogénio (pH), condutividade eléctrica (CE) ou electrocondutividade (EC), oxigénio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigénio (DBO₅), demanda química de oxigénio (DQO) e nutrientes (Nitrogénio e Fósforo) (Poças, 2015).

Parâmetros do projecto

O **potencial de hidrogénio (pH)** representa a condição de acidez ou de basicidade da água que se refere à concentração de iões de hidrogénio. Esta concentração afecta o desenvolvimento dos microorganismos contidos na água residual (Costa, et al., 2003).

A **temperatura (T^a)** influencia directamente no metabolismo dos microorganismos pois quanto maior for a temperatura maior será a capacidade metabólica acelerando o processo de degradação da MO, a assimilação de nutrientes e o consumo do oxigénio dissolvido na água (Costa, et al., 2003).

A **electrocondutividade (EC)** está relacionada com a presença de sólidos dissolvidos na forma de sais e quanto maior for a concentração dos iões destes sais maior será a condutividade eléctrica da água (Costa, et al., 2003).

O **oxigénio dissolvido (OD)** é um factor fundamental para a sobrevivência dos microorganismos dependentes da presença de oxigénio. O oxigénio é usado no processo de biodegradação e decomposição da MO pelos microorganismos aeróbicos.

A concentração do oxigénio disponível na água diminui a medida que a água percola o *wetland* construído. Em ambientes anaeróbicos (pobres em oxigénio) e ricos em MO, há maior proliferação de microorganismos anaeróbicos (Costa, et al., 2003).

A **Demanda Bioquímica de Oxigénio (DBO₅)** está relacionada indirectamente com a demanda de oxigénio exercida pelos microorganismos no processo de respiração para a degradação da MO biodegradável existente na água (SCIELOBrasil, 2000).

A **Demanda Química de Oxigénio (DQO)** está relacionada com o consumo de oxigénio para oxidar a MO biodegradável e/ou não-biodegradável em meio ácido e em condições energéticas por meio da acção de um agente oxidante forte (SCIELOBrasil, 2000).

Os **Sólidos Suspensos Totais (SST)** indicam as pequenas partículas sólidas existentes em suspensão na água. Este parâmetro é usado como indicador de qualidade de água, tipicamente para avaliação de águas residuais. A maioria dos sólidos suspensos são constituídos por MO, algas e/ou bactérias (Campbell, 2021; Lemon, 2019).

O **Nitrogénio amoniacal (N-NH₄⁺)** é um indicador de toxicidade em ambientes aquáticos quando está em excesso. Este é causador de efeitos ambientais nocivos ao promover o crescimento abundante de algas e plantas aquáticas causando déficit de oxigénio nos cursos de água. Porém, este composto está naturalmente presente em águas superficiais e residuais. Resulta da produção da amonificação do nitrogénio orgânico e pela hidrólise da ureia (De Mello, 2016; Zanelli Jr., 2018).

O **Nitrogénio na forma de nitratos (N-NO₃⁻)** é um composto que se encontra geralmente em pequenas quantidades em águas superficiais. Porém, pode atingir altas concentrações em algumas águas subterrâneas (De Medeiros, et al., 2006).

O **Fósforo total (PT)** é um indicador de excesso de fósforo na água. Este é um nutriente essencial para as plantas e animais mas, em grandes quantidades pode causar a proliferação de algas (ECOHEALTH, 2021).

3. Metodologia

A metodologia científica do presente trabalho baseou-se na **pesquisa descritiva** que, segundo (Gil, 2008), objectiva-se a descrever as características de determinada população, fenómeno ou o estabelecimento de relações entre as variáveis. A pesquisa sobre a eficiência de *wetlands* construídos de fluxo vertical para o tratamento de águas residuais domésticas teve uma **abordagem quantitativa** fundamentada em gráficos e tabelas para a ilustração dos resultados.

Em relação ao procedimento lógico, o trabalho baseou-se no **método indutivo** que observa factos ou fenómenos cujas causas se desejam conhecer e é fundamentado exclusivamente pela experiência, sem levar em considerações princípios estabelecidos (Gil, 2008). Assim sendo, para que o estudo fosse exequível e credível, o delineamento da pesquisa baseou-se nos seguintes procedimentos técnicos de colecta de dados:

- **Pesquisa bibliográfica** sobre os principais conceitos relacionados com a tecnologia de tratamento de *wetlands* construídos de fluxo vertical onde os principais autores que contribuíram para o trabalho foram (Castanha, 2018), (Dotro, Gabriela, et al., 2017), (UN-HABITAT, 2008) e (Salatti, 2003);
- **Pesquisa experimental** que consistiu na selecção de parâmetros (como pH, T^a, EC, OD, DBO₅, DQO, SST, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e PT) que seriam capazes de influenciar o objecto de estudo, assim como definir as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produz no objecto (Gil, 2008);
- **Estudo de caso** onde o objectivo foi avaliar a eficiência do objecto de estudo dentro do contexto de Moçambique.

A unidade piloto de *wetland* construído de fluxo vertical foi implantada na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Infulene devido a facilidade de aquisição de águas provenientes das redes de esgoto trazidas por camiões cisternas.

3.1. Descrição do projecto de Wetland Construído de Fluxo Vertical

O sistema de tratamento WCFV era alimentado por águas residuais brutas trazidas por camiões cisternas de volumes entre 3, 3.7 e 7.2 m³. A unidade foi construída com 3.1 m de largura, 9.4 m de comprimento e 0.7 m de profundidade, com área total de 29.1 m² e uma capacidade máxima de 13 m³ (**Figura 5. a**)). O volume total da unidade era

de 29.1 m^3 e, se admitirmos uma porosidade do leito de 25% (sendo o material filtrante constituído por britas de diferentes granulometrias), o volume efectivo do *wetland* é de $7,3 \text{ m}^3$.



Figura 5: Ilustração do *wetland* construído de fluxo vertical.

O *wetlands* era constituído por três camadas, a primeira camada (por baixo) tinha uma espessura de 0,15 m e consistia de brita 3 de granulometria 19-50 mm; a segunda camada (no meio) tinha uma espessura de 0,15 m e consistia de brita 1 de granulometria 4,8-25 mm; e a terceira camada (na superfície) tinha uma espessura de 0,4 m e consistia de brita 0 de granulometria de 2,4-12,5 mm.

Durante o estudo foram realizados dois tipos de ensaio: (1) para a determinação do tempo óptimo de descarga e, (2) para a avaliação da eficiência do sistema de tratamento.

O ensaio para a determinação do tempo óptimo de descarga consistiu no carregamento do sistema de tratamento com um volume de 7.2 m^3 . A recolha de amostras da água residual bruta foi feita antes da alimentação da estação de tratamento e da água residual tratada foi feita através da válvula de fundo ilustrada na **Figura 5. d)**. A recolha das amostras era feita num intervalo de dois em dois dias após cada descarregamento durante quatro semanas consecutivas.

Entretanto, no ensaio para a determinação da eficiência do sistema de tratamento foram realizados cinco experiências onde o *wetland* semanalmente era carregado com água residual bruta e descarregado após seis dias durante cinco semanas consecutivas aplicando o tempo de retenção óptimo demonstrado na secção 4.1. As amostras da água residual bruta eram colhidas antes da alimentação da unidade de tratamento e as amostras da água residual tratada eram colhidas seis dias depois do carregamento da estação de tratamento através da abertura da válvula de fundo.

Todas amostras eram condicionadas em frascos plásticos de 1.5 L e armazenadas no frigorífico a temperaturas abaixo de 20°C.

3.2. Parâmetros analisados

No presente trabalho, para a avaliação de eficiência do *wetland* foram analisados os seguintes parâmetros:

- **Parâmetros de campo:** pH, temperatura, electrocondutividade e oxigénio dissolvido;
- **Parâmetros primários:** demanda bioquímica de oxigénio, demanda química de oxigénio e sólidos suspensos totais;
- **Parâmetros secundários:** nitrogénio amoniacal, nitrogénio na forma de nitratos e fósforo total.

NB: A designação de parâmetros primários e secundários é por ordem de preferência (os parâmetros primários foram os primeiros a serem analisados e a seguir foram analisados os parâmetros secundários).

Os parâmetros primários foram determinados no laboratório de Hidráulica Sanitária no Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da Universidade Eduardo Mondlane (FEUEM) com base e adaptação dos métodos e materiais contidos no livro *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Greenberg, et al., 1985) e no manual de métodos do Laboratório Nacional de Higiene de Alimentos e Águas do Ministério da Saúde. E os parâmetros secundários foram determinados no Laboratório Nacional de Higiene de Águas e Alimentos do Ministério da Saúde (LNHAA) onde foram usados os seguintes métodos:

- Absorção Molecular MI C05 para N-NH₄⁺;
- Absorção Molecular MI C07 para N-NO₃⁻;
- Absorção Molecular MI C19 para PT.

NOTA: a designação MI refere-se ao método interno do laboratório.

Os parâmetros do campo foram medidos com recurso aos instrumentos ilustrados na **Figura 6**. O instrumento multifuncional de referência **HQ 40d** foi usado para a medição da temperatura, oxigénio dissolvido, electrocondutividade (**Figura 5** lado esquerdo) e, o pHmetro de referência **pH 3310** foi usado para a medição do pH (**Figura 5** lado direito).



Figura 6: Instrumento multifuncional para a medição de parâmetros no campo (a esquerda) e instrumento usado para a medição de pH - pHmetro (a direita).

4. Análise e Discussão dos Resultados

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões dos ensaios (1) para a determinação do tempo óptimo de descarga e (2) para a determinação da eficiência do *wetland* construído de fluxo vertical nas secções 4.1 e 4.2, respectivamente.

4.1. Determinação do tempo óptimo de descarga

Esta secção apresenta os resultados do ensaio para a determinação do tempo óptimo de descarga. Os gráficos representados pelas **Figuras 7, 8, 9, 10, 11 e 12**, apresentam os resultados das análises dos parâmetros primários (DBO₅, DQO e SST), dos parâmetros secundários (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e fósforo total (PT)) e dos parâmetros de campo (pH, T^a, EC e OD) em comparação com os limiares do regulamento sobre os Padrões de Qualidade Ambiental e de Emissão de Efluentes (Decreto nº 18/2004).

Este primeiro ensaio consistiu no carregamento único do *wetland* com alternância de dois dias por cada descarregamento para a colecta de amostras. O processo da colecta das amostras do efluente era feita através da abertura da válvula de descarga e deixava-se a água sair por 5 minutos para colher amostras com melhor representatividade. Passado o tempo, colhia-se a água com caudal diário de 0,9 m³/dia.

Os resultados das análises mostraram que desde o dia de carregamento até o sexto dia de descarregamento, as taxas de eficiência de remoção dos parâmetros primários e secundários apresentaram percentagens altas acima dos 50% o que corresponde que o *wetland* teve bom desempenho em remover os respectivos parâmetros com eficiência.

Para além dos resultados representados nos gráficos listados acima, foram determinadas as taxas de aplicação hidráulica, de SST, de DBO₅ e de DQO, e as eficiências de remoção durante o período de monitoramento por metro quadrado de área do *wetland*, como apresenta a **Tabela 2**.

Tabela 2: Resultados da taxa de aplicação hidráulica, da taxa de aplicação de SST, DBO₅ e DQO, e das eficiências de remoção dos parâmetros primários.

Taxa de aplicação				Parâmetros	Eficiência de remoção (dia 2)	Eficiência de remoção (dia 4)	Eficiência de remoção (dia 6)	Eficiência de remoção (dia 8)	Eficiência de remoção (dia 10)	Eficiência de remoção (dia 12)	Eficiência de remoção (dia 14)	Eficiência de remoção (dia 16)
Hidráulica (m ³ /m ² .dia)	De Sólidos Suspensos Totais (kg de SST/m ² .dia)	De DBO ₅ (kg de DDBO ₅ /m ² .dia)	De DQO (kg de DQO/m ² .dia)									
0,25	0,04	0,29	0,35	SST	92%	94%	98%	99%	99%	99%	99%	100%
				DBO ₅	44%	48%	79%	79%	81%	83%	85%	91%
				DQO	41%	52%	79%	81%	82%	84%	85%	86%

NB: A taxa de aplicação hidráulica auxilia no dimensionamento do projecto com o objectivo de determinar a quantidade de água residual máxima ou óptima para alimentar uma unidade de tratamento tendo em conta a sua área.

Na **Figura 7**, estão representados os parâmetros primários (DBO₅, DQO e SST).

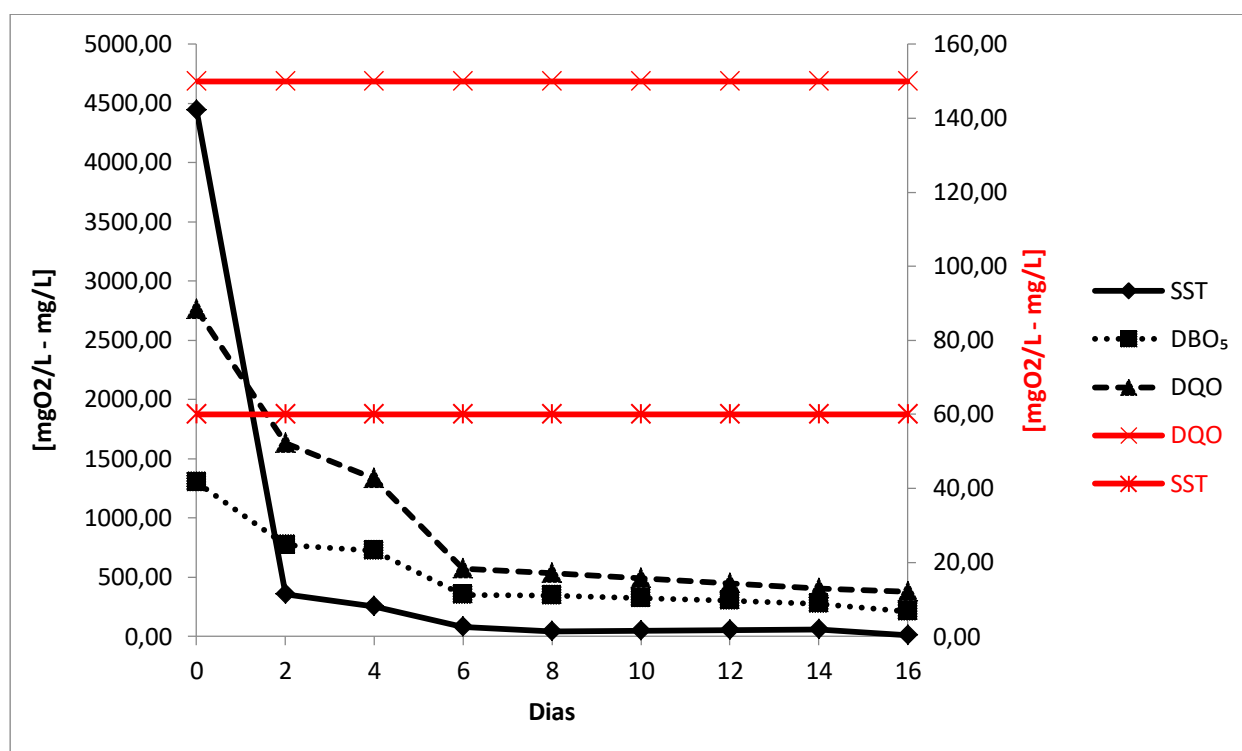


Figura 7: Análise dos parâmetros primários em relação ao tempo óptimo de descarga no *wetland* construído de fluxo vertical.

Até ao sexto dia, as taxas de remoção de DBO₅, DQO e SST são de 79%, 79% e 98%, respectivamente. Após o sexto dia, as variações das taxas de remoção dos parâmetros analisados são baixas por isso não se justifica manter a água residual no *wetland* por mais tempo.

Na **Figura 8** estão representados os parâmetros secundários (N-NH_4^+ , N-NO_3^- e PT).

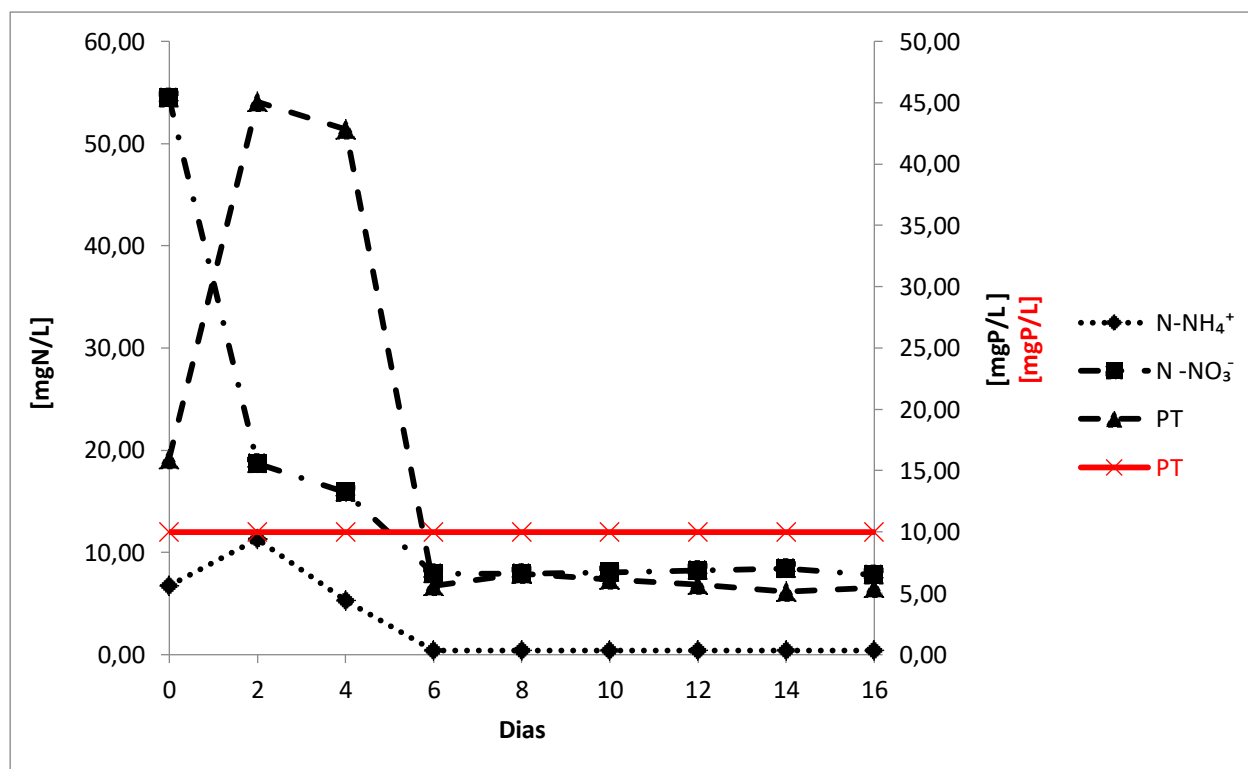


Figura 8: Análise dos parâmetros secundários em relação ao tempo óptimo de descarga no *wetland* construído de fluxo vertical.

Em sistemas de *wetlands* construídos, a forma ionizada do nitrogénio é mais predominante. No segundo dia de amostragem, observou-se que o parâmetro N-NH_4^+ aumentou ligeiramente podendo ser resultado da amonificação da MO nitrogenada onde os microorganismos actuam na mesma e liberam amoníaco (NH_3) no ambiente. Este depois é combinado com água formando hidróxido de amónio que se ioniza produzindo ião amónio (N-NH_4^+) e hidroxila (OH^-). Nos dias seguintes, a redução significativa deve-se a assimilação e fixação pelas plantas existentes no *wetland* (Ramos, 2019) (não eram macrófitas aquáticas, eram outras espécies não identificadas).

O afluente usado para este monitoramento caracterizava-se por conter elevada concentração de MO o que justifica os níveis altos de N-NO_3^- no primeiro dia de amostragem (dia 0). A remoção significativa deste parâmetro pode estar relacionada ao facto de que N-NO_3^- seja um agente oxidante usado para alimentar as reacções aeróbicas.

O fósforo presente em águas naturais provém principalmente das águas residuais domésticas (Ramos, 2019). A conversão dos fosfatos inicia-se pela sedimentação,

precipitação e principalmente pela adsorção do substrato (Ramos, 2019). Foi assim que se sucedeu no dia 2, onde a concentração de PT apresentou uma subida elevada o que pode estar relacionado a dessorção do fósforo presente nas superfícies do substrato após o descarregamento no *wetland*. Nos dias seguintes, uma parte deste parâmetro poderá ter sido removida pelo mecanismo de fixação pela biomassa das plantas existentes na unidade de tratamento.

Nas **Figuras 9, 10, 11 e 12** estão demonstrados a influência directa ou indirecta dos parâmetros de campo em relação aos parâmetros primários.

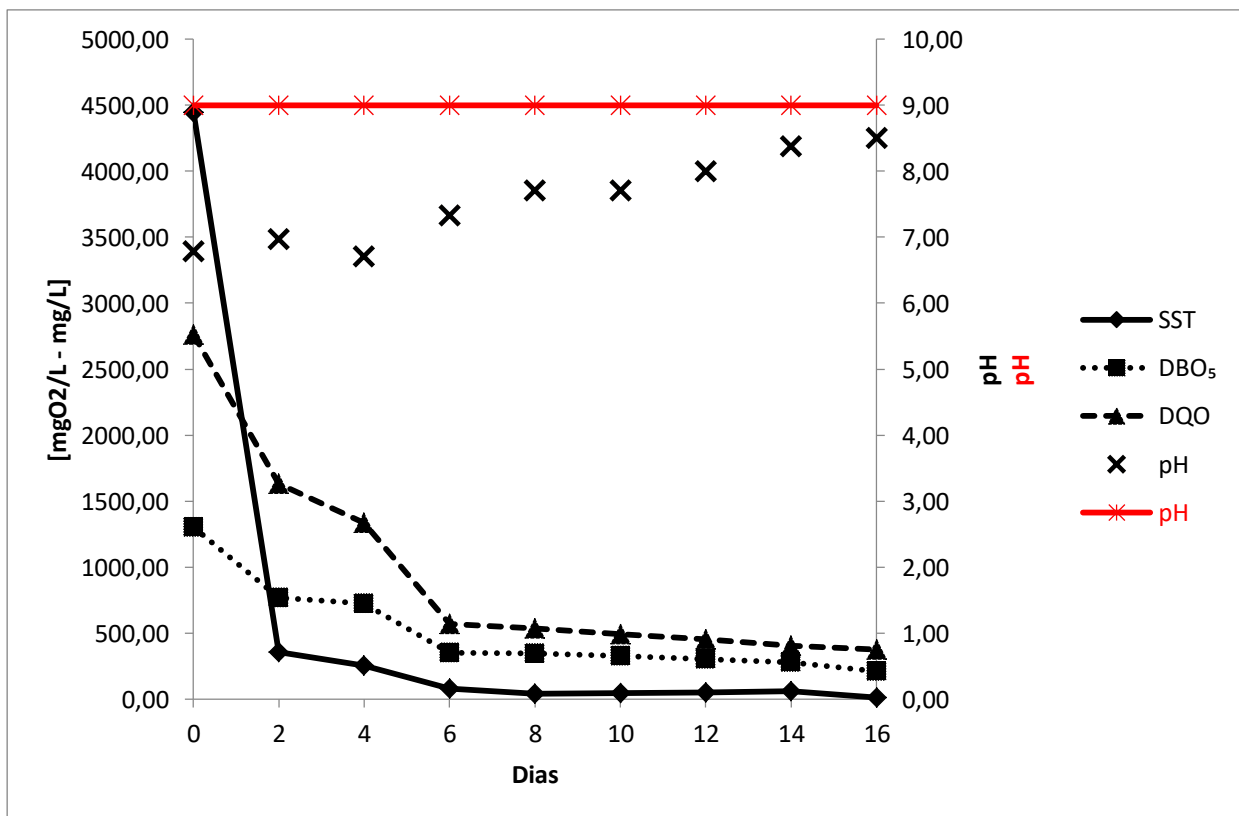
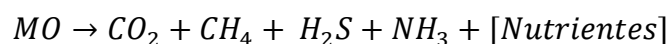


Figura 9: Análise da decomposição da MO em relação ao pH.

A decomposição inicial da MO pelos microorganismos produz compostos tais como amoníaco (NH₃), dióxido de carbono (CO₂) e sulfureto de hidrogénio (H₂S) que podem influenciar no pH. No caso específico de *wetlands* construídos de fluxo vertical, a decomposição de MO caracteriza-se por ser uma decomposição anaeróbica como demonstra a **Equação 1** (Química Ambiental, 2014):

Equação 1: Decomposição anaeróbica da matéria orgânica (Química Ambiental, 2014).



Assim, o gráfico apresentado acima demonstra que o pH tende a aumentar o que pode estar relacionado com a concentração de amoníaco produzido na decomposição

anaeróbica da MO. Os outros compostos de característica ácida poderão estar em concentrações mais baixas o que não apresentam nenhuma influência no pH.

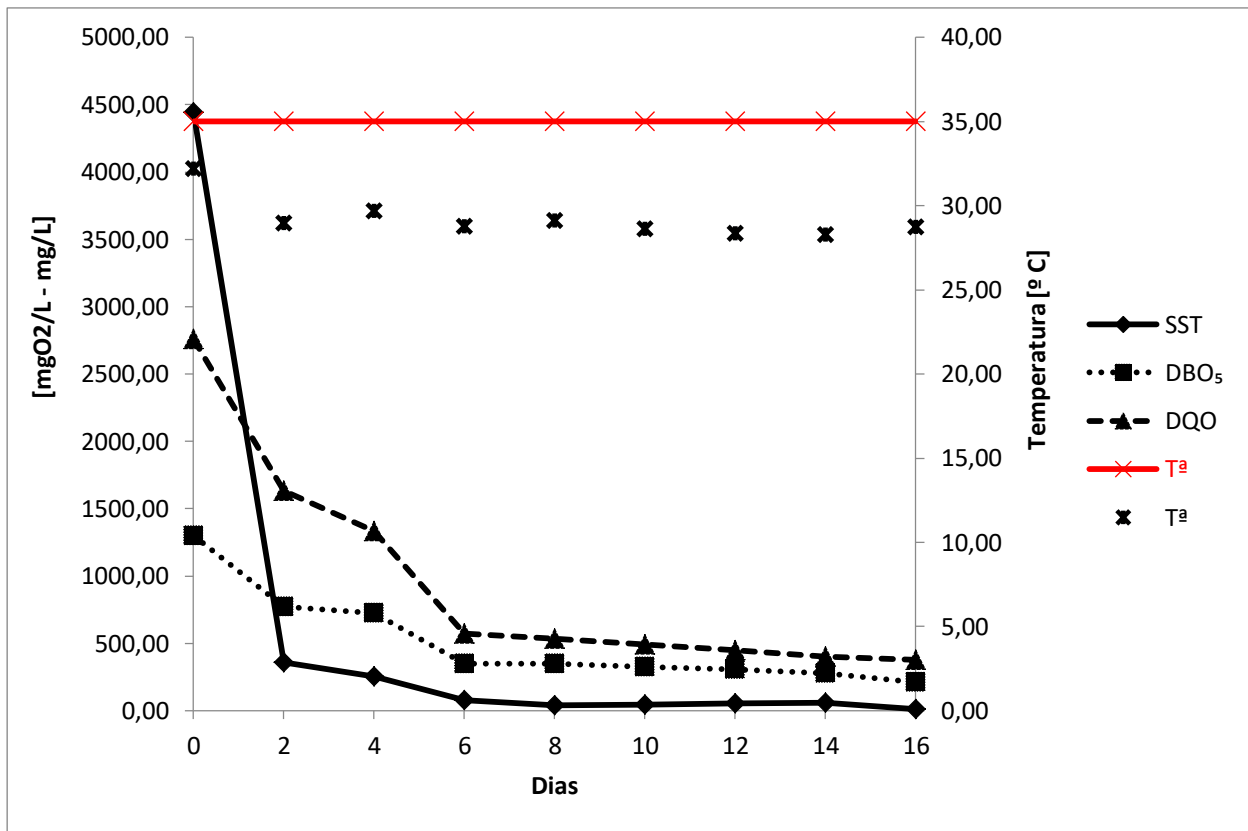


Figura 10: Análise da decomposição da MO em relação a temperatura.

A temperatura não tem uma influência directa na decomposição da MO. Este apenas cria o ambiente favorável para o crescimento e a proliferação de microorganismos capazes de degradar a MO que, neste caso específico, a temperatura registada para o crescimento e proliferação dos microorganismos esteve no intervalo de 28 a 30°C.

NB: O presente ensaio foi realizado na época de verão intenso (Janeiro).

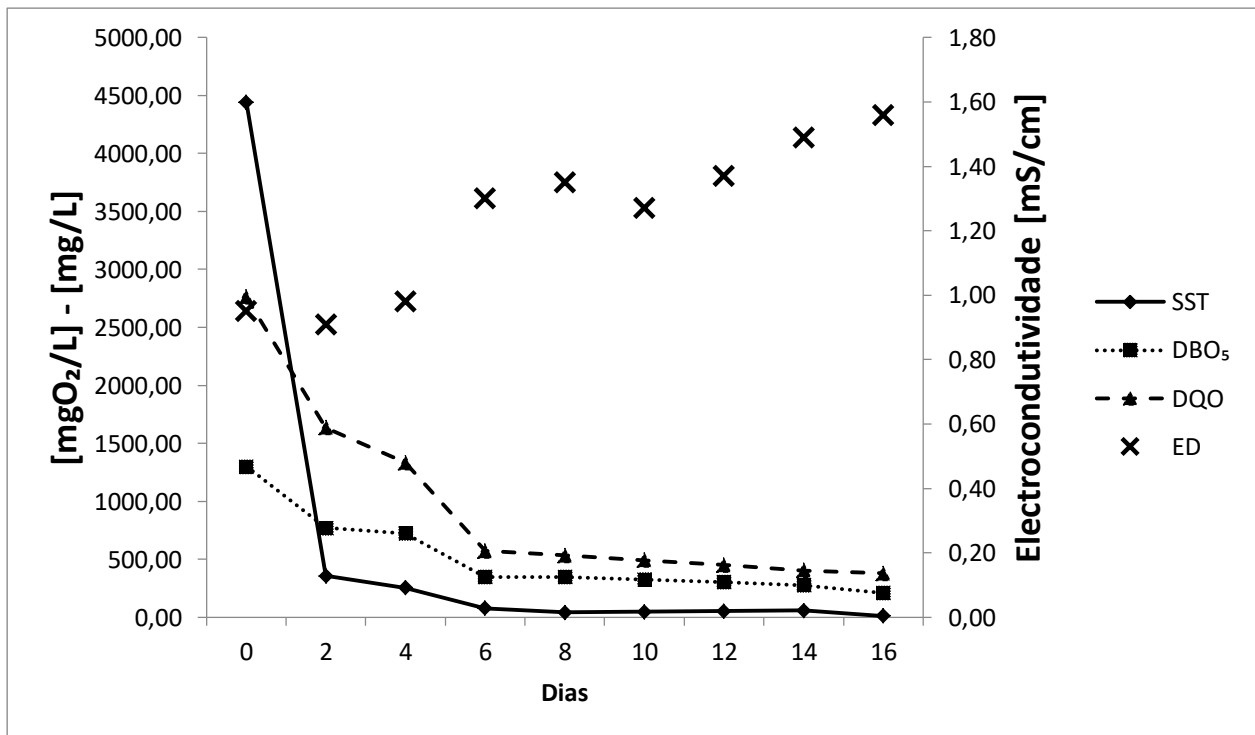


Figura 11: Análise da decomposição da MO em relação a electrocondutividade.

A decomposição anaeróbica tem como produtos finais compostos que não estão no seu estado final de oxidação, como por exemplo, o nitrogénio amoniacal. Estes compostos são posteriormente decompostos até atingirem a estabilidade e estarem completamente oxidados, na forma de nitratos (NO_3^-), dióxido de carbono (CO_2), sulfatos (SO_4^{2-}) e fosfatos (PO_4^{3-}) (Química Ambiental, 2014).

Estes compostos finais da decomposição anaeróbica influenciam na condutividade eléctrica da água pois a maioria deles são iões o que, conseqüentemente, aumenta a electrocondutividade do efluente.

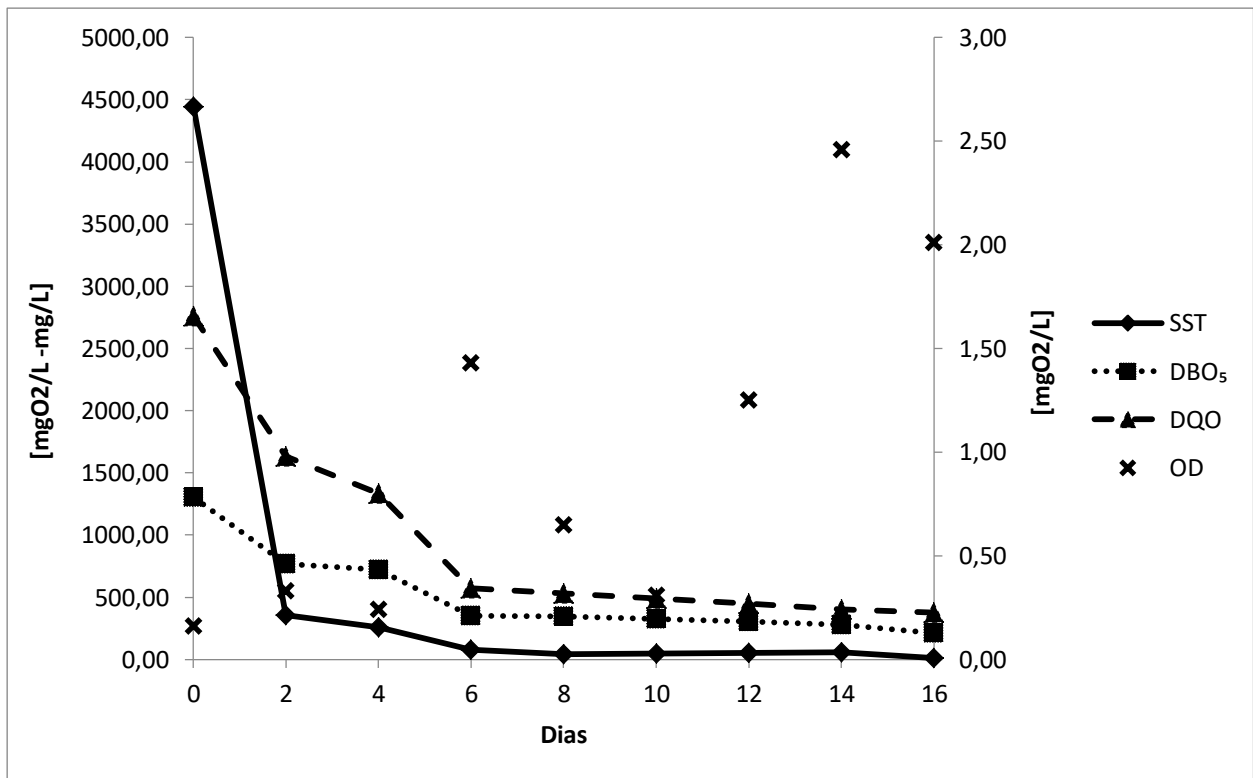


Figura 12: Análise da decomposição da MO em relação ao oxigênio dissolvido.

No início do monitoramento, o oxigênio dissolvido no afluente era muito baixo devido a quantidade elevada de MO. Porém, a partir do sexto dia registou-se um aumento na disponibilidade de oxigênio o que pode estar relacionado com a redução da quantidade de MO.

Pode se observar que as concentrações de DQO e SST no efluente tratado não estão de acordo com os padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos estabelecidos pelo Decreto nº 18/2004 o que significa que este efluente não pode ser descartado em meios receptores mas, ainda assim, pode ser aproveitado para a rega de plantações e campos de cultivo. Para alcançar os padrões estabelecidos pela legislação, o sistema de WCFV pode ser associado com outra unidade de tratamento como, por exemplo, um outro sistema de escoamento vertical (sistema em série de *wetlands* construídos de fluxo vertical) com capacidade de reduzir a quantidade restante de MO e sólidos suspensos.

4.2. Determinação da eficiência do *wetland* construído de fluxo vertical

A segunda fase do projecto consistiu na aplicação do tempo óptimo de descarga determinado na primeira fase do estudo. O *wetland* era carregado e descarregado no

sexto dia de tratamento. Para esta fase foram realizados 5 ensaios com sucesso distribuídos em 8 semanas. Os volumes de água residual para a alimentação do *wetland* foram de 3 m³ para os ensaios 1, 3 e 4, 3.7 m³ para o ensaio 2 e 7.2 m³ para o ensaio 5. Os resultados das taxas de aplicação hidráulica, de DBO₅, de DQO e de SST, das eficiências de remoção dos parâmetros primários e as temperaturas médias e pH médios, são apresentados na **Tabela 3**.

Tabela 3: Resultados das taxas de aplicação hidráulica, de DBO₅, de DQO e de SST, das eficiências de remoção dos parâmetros primários e as temperaturas médias e pH médios.

Experiência	Taxa de aplicação				Eficiência de remoção de DBO ₅	Eficiência de remoção de DQO	Eficiência de remoção de SST	T ^a med	pH med
	Hidráulica (m ³ /m ² .dia)	De DBO ₅ (kg de DBO ₅ /m ² .dia)	De DQO (kg de DQO/m ² .dia)	De SST (kg de SST/m ² .dia)					
Experiência ₁	0,10	0,12	0,15	0,02	67%	32%	94%	25	8,72
Experiência ₂	0,13	0,18	0,23	0,09	64%	50%	98%	25	9,22
Experiência ₃	0,10	0,08	0,10	0,01	86%	67%	88%	23	9,83
Experiência ₄	0,10	0,04	0,08	0,03	85%	91%	98%	25	8,75
Experiência ₅	0,25	0,12	0,15	0,02	79%	79%	98%	30	7,06
MÉDIA	0,14	0,11	0,14	0,03	76%	64%	95%	26	8,71

A partir da **Tabela 3**, foi possível constatar que as eficiências de remoção médias registadas foram de 76%, 64% e 95% de DBO₅, DQO e SST, respectivamente. Entretanto, os estudos de Rodrigues (2016) apresentaram eficiências de remoção de DQO entre 94.45% e 98.51% e, SST entre 87.77% e 98.01%; e os de (Manjate, 2016) com 74% de DBO₅, 59% de DQO e 68% de SST.

Com os resultados apresentados na **Tabela 3**, foi possível analisar a influência das taxas de aplicação hidráulica, de DBO₅ e de SST na eficiência de remoção da MO biodegradável/não-biodegradável e sólidos suspensos, representada pelos gráficos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9 nas **Figuras 13 e 14**.

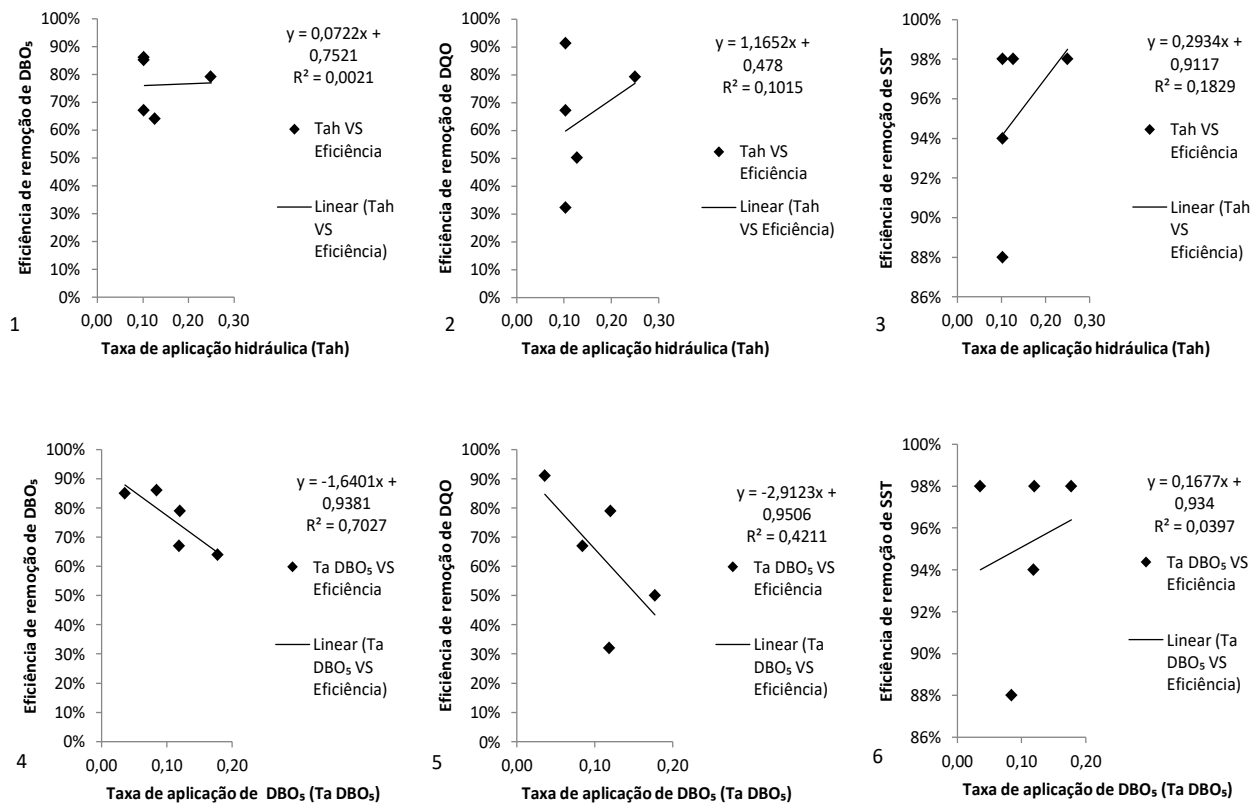


Figura 13: Análise da influência das taxas de aplicação hidráulica e de DBO₅ na eficiência de remoção de DBO₅, DQO e SST.

Foi possível constatar nos gráficos 1, 2 e 3 que a correlação linear entre as variáveis representadas nos gráficos é desprezível, o que significa que taxa de aplicação hidráulica não tem influência na eficiência de remoção de DBO₅, DQO e SST.

No gráfico 4, observou-se que a correlação linear entre a taxa de aplicação de DBO₅ e a eficiência de remoção de DBO₅ é forte, o que significa que para a remoção eficiente de MO biodegradável no *wetland* construído de fluxo vertical a quantidade de carga orgânica no afluente deve ser baixa. Porém, no gráfico 5 observou-se que a correlação linear entre a taxa de aplicação de DBO₅ e a eficiência de remoção de DQO é fraca, o que pode estar relacionado com a remoção parcial da MO existente no afluente. Isto é, a DQO representa toda a MO presente no efluente da qual só a MO biodegradável é que foi removida.

No gráfico 6, observou-se que a correlação linear entre a taxa de aplicação de DBO₅ e a eficiência de remoção de SST é desprezível, o que significa que a carga orgânica não tem relação nenhuma com a capacidade de remoção de SST no *wetland*.

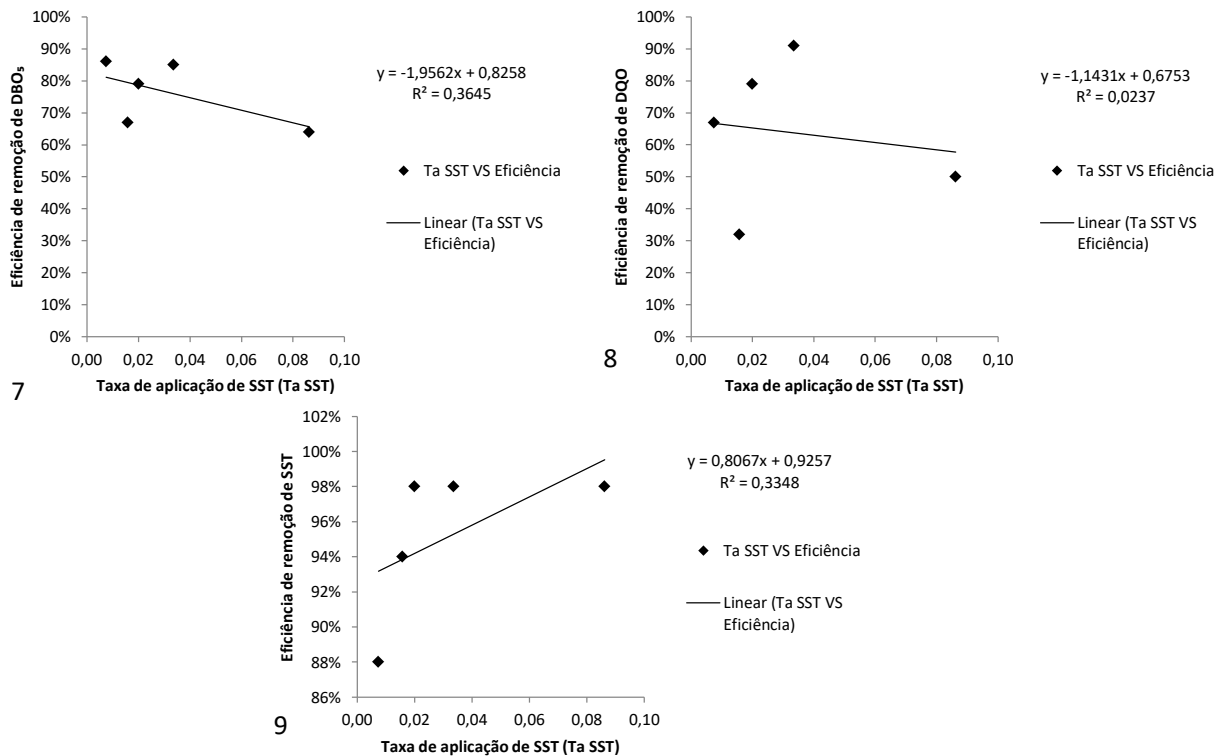


Figura 14: Análise da influência da taxa de aplicação de SST na eficiência de remoção de DBO₅, DQO e SST.

Através dos gráficos 7, 8 e 9 representados na **Figura 14** foi possível analisar a influência da taxa de aplicação de SST na eficiência de remoção de DBO₅, de DQO e de SST. No gráfico 7, constatou-se que a correlação linear entre as variáveis é fraca. Isto pode estar relacionado ao facto de que os outros constituintes dos sólidos suspensos (como algas e bactérias) no afluente não são degradados biologicamente mas sim removidos do afluente pelos processos físicos de filtração e sedimentação. Observou-se que no gráfico 8, a correlação linear entre a taxa de aplicação de SST e a eficiência de remoção de DQO é desprezível. Isto porque a DQO corresponde a MO que necessita de oxidação química para ser totalmente degradada. Por fim, notou-se que no gráfico 9 a correlação linear entre a taxa de aplicação de SST e a eficiência de remoção de SST é fraca. Porém, este fenómeno não é directo pois para a remoção eficaz dos sólidos suspensos o *wetland* necessita de um tempo de retenção de 6 dias (como foi provado na secção 4.1). Assim sendo, altas eficiências de remoção de SST são independentes da carga de sólidos suspensos no afluente. As **Figuras 15** e **16** representam os gráficos da eficiência de remoção do DBO₅, DQO e SST, e os valores de pH e da temperatura, respectivamente.

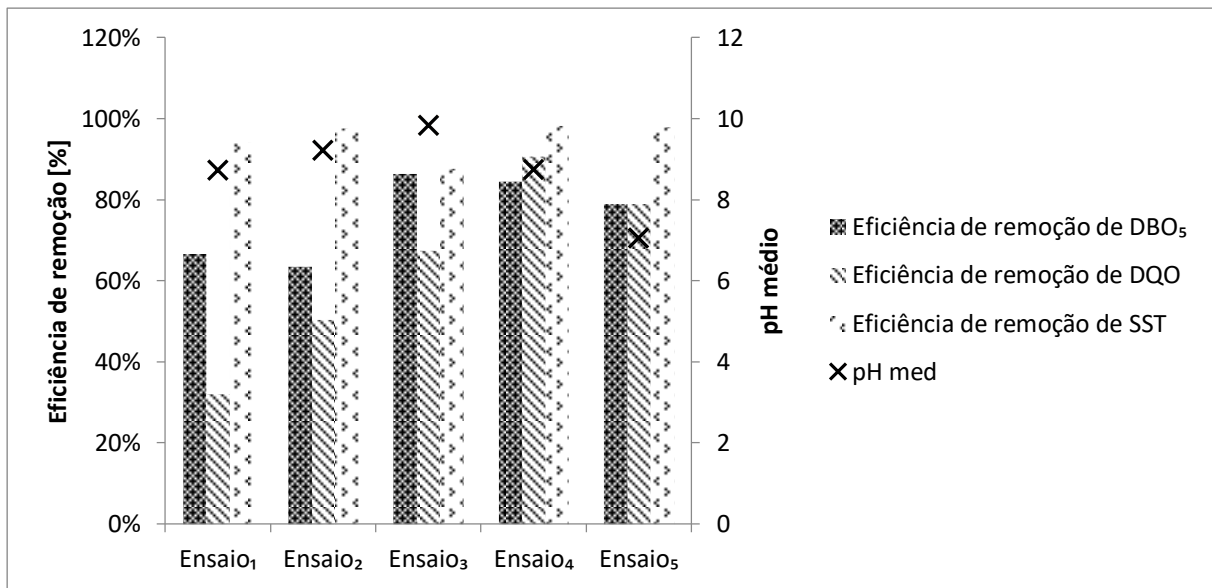


Figura 15: Análise das eficiências de remoção dos parâmetros primários em relação ao pH.

Foi possível constatar que nesta fase de monitoramento o intervalo de pH de operação do *wetland* esteve entre 7 e 10. Foi neste intervalo que o sistema de *wetland* apresentou bom funcionamento na remoção de carbono orgânico e sólidos suspensos.

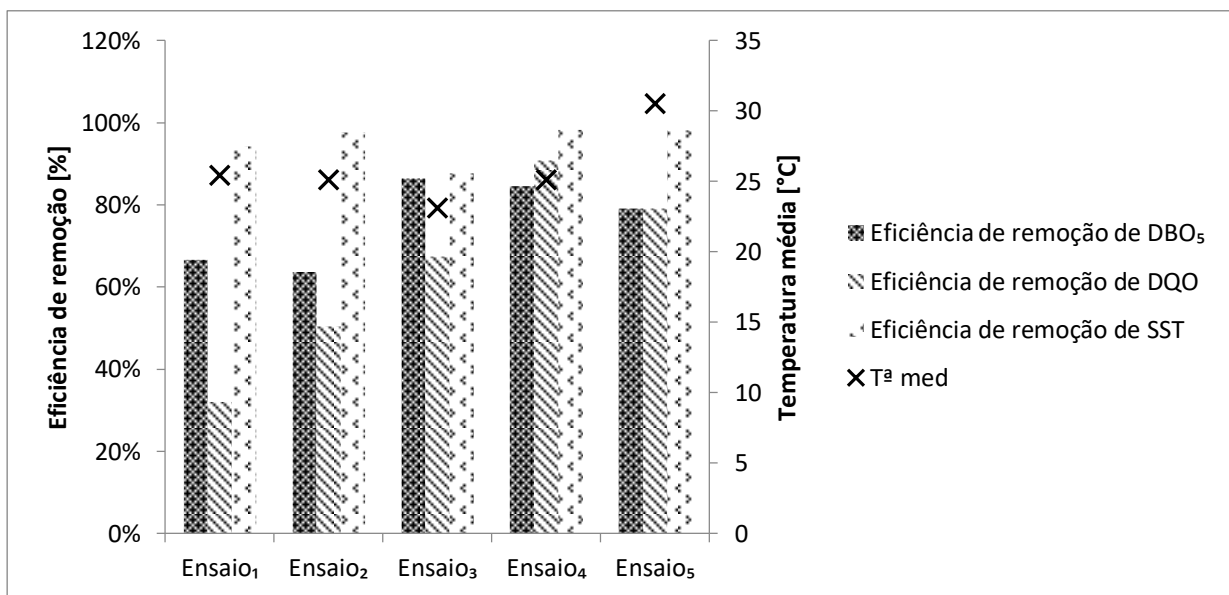


Figura 16: Análise das eficiências de remoção dos parâmetros primários em relação a temperatura.

E em relação a temperatura, o *wetland* registou neste ensaio uma temperatura média de 26°C, ambiente que foi favorável para o crescimento e proliferação de microorganismos com capacidade para degradar a MO e para um bom desempenho do sistema.

NB: O presente ensaio foi realizado na época de transição do inverno para o verão (Setembro).

5. Conclusão

Wetlands construídos de fluxo vertical são sistemas de tratamento de água residual cuja alimentação é feita a partir do topo. A água residual infiltra-se pelo substracto constituído por material filtrante de diferentes granulometrias com espaços vazios de igualmente diferentes tamanhos garantindo assim a drenagem gradual da água residual para as camadas abaixo do meio filtrante.

Este tipo de sistema de tratamento de água residual remove os poluentes através de processos físicos, químicos e biológicos.

A avaliação de eficiência do *wetland* de fluxo vertical construído na Estação de Tratamento de Água Residual de Infulene baseou-se nos seguintes parâmetros:

- **Físicos:** a temperatura e os sólidos suspensos totais;
- **Químicos:** o pH, a electrocondutividade, o oxigénio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigénio, demanda química de oxigénio, o nitrogénio amoniacal, o nitrogénio na forma de nitratos e o fósforo total.

Do ensaio para a determinação do tempo óptimo de descarga da água residual, nas condições de operação do *wetland*, observou-se que até o sexto dia as taxas de remoção de DBO₅, DQO e SST eram de 79%, 79% e 98%, respectivamente. As cargas de nutrientes registaram igualmente taxas de remoção significativas: N-NH₄⁺ - 94%, N-NO₃⁻ - 85% e PT – 65%. Depois do sexto dia, a taxa de remoção dos parâmetros monitorados era baixa e não justificava continuar a manter a água residual na estação de tratamento.

Dos ensaios realizados para a determinação da eficiência de remoção de poluentes, concluiu-se que o *wetland*:

- ✓ Apresentou boa eficiência na remoção de DBO₅ quando a quantidade de carga orgânica é baixa no afluente;
- ✓ Apresentou boa eficiência na remoção de SST independente da carga de sólidos suspensos no afluente;
- ✓ Demonstrou bom desempenho na remoção da carga de sólidos suspensos e matéria orgânica (DBO₅ e DQO) a temperatura média entre 28 a 30°C (em Janeiro) e 26°C (em Setembro) com pH médio de 8.71;
- ✓ Apresentou taxas de remoção médias para DBO₅, DQO e SST de 75%, 60% e 94%, respectivamente, para um tempo de retenção de seis dias (período de permanência da água residual no *wetland*).

Acrescenta-se que durante todo o período de monitoramento do sistema de *wetland* construído de fluxo vertical não houve registo de chuvas. A ocorrência deste fenómeno natural influenciaria na alteração da concentração e características do efluente em estudo o que comprometeria os resultados.

As concentrações de DQO e SST do efluente tratado na primeira fase do projecto não atingiram os padrões de emissão de efluentes domésticos estabelecidos pela legislação o que implica que o efluente não poderia ser descartado num meio receptor. Ainda assim, no contexto de Moçambique, o sistema de *wetland* construído de fluxo vertical demonstrou bom desempenho na eficiência na remoção dos parâmetros analisados da água bruta.

Como sugestão para outros trabalhos similares, pode-se associar mais um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical para assim atingir os padrões estabelecidos pela legislação e poder descarregar o efluente no meio receptor. E, sugere-se ainda, que os próximos estudos sejam sobre a aplicação de efluentes com esta carga orgânica e de sólidos suspensos para o uso na rega de campos de cultivo e plantações em zonas rurais onde não dispõem de redes de esgoto ou estações robustas de tratamento de águas domésticas.

6. Referências Bibliográficas

- Campbell, B., 2021. *Water & Wastes Digest*. [Online]
Disponível em: <https://www.wwdmag.com/suspended-solids-monitors/what-total-suspended-solids-tss>
[Acedido em 31 Julho 2021].
- Castanha, A. P. J., 2018. *Tratamento De Esgoto Doméstico Utilizando A Técnica De Wetlands Construídos: Uma Alternativa Para A Universalização Do Saneamento Básico A Pequenos Centros Comunitários*, Medianeira: s.n.
- Chiavelli, H. G. R. et al., 2019. *Etapas de um sistema de tratamento de efluente e processos convencionais de tratamento: uma revisão de literatura.*, Ponta Grossa: s.n.
- Costa, L. d. L., de Ceballos, B. S. O., Meira, C. M. B. S. & Cavalcanti, M. L. F., 2003. *Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos*, Paraíba, Brasil: Revista de Biologia e Ciências da Terra.
- Da Silva, R. G., 2018. *Dimensionamento e Construção de um Wetland Construído Tipo Francês para Tratamento do Efluente de um Restaurante Universitário*, Londrina: s.n.
- Da Silva, S. C., 2007. *Wetlands Construídos De Fluxo Vertical Com Meio Suporte De Solo Natural Modificado No Tratamento De Esgotos Domésticos*, Brasília: PTARH.TD.
- De Medeiros, M. A. C., Vendemiatti, J. A. d. S., Sobrinho, G. D. & de Albuquerque, A. F., 2006. *Apostila de Laboratório*, Limeira: s.n.
- De Mello, D., 2016. *Avaliação Do Uso De Sistemas De Wetlands Construídas No Tratamento De Esgotos Sanitários*, Curitiba: s.n.
- Dotro, Gabriela, et al., 2017. *Treatment Wetlands*, London: IWA Publishing.
- ECOHEALTH, 2021. *ECOHEALTH Report Cards*. [Online]
Disponível em: <https://ecoreportcard.org/pt/cartoes-relatorios/baia-de-guanabara/indicadores/fosforo-total/>
[Acedido em 31 Julho 2021].
- FEAGRI.wiki, 2021. *FEAGRI.wiki*. [Online]
Disponível em:
https://wiki.feagri.unicamp.br/doku.php?id=fa733:crescimento_microbiano#temperatura
[Acedido em 29 Julho 2021].
- Fengler, R. Z., Soares, T. T., E Silva, C. F. S. C. & Daronco, G. C., 2017. Wetlands: Uma Solução Sustentável para o Tratamento de Esgotos. *Agua y Sociedad*, Março, pp. 39-67.
- FUNASA, 2007. Esgotamento Sanitário. In: *Manual de Saneamento*. Brasília: Fundação Nacional de Saúde - Ministério da Saúde, pp. 153-226.
- Gil, A. C., 2008. *Métodos e Técnicas de Pesquisa Social*. 6ª Edição ed. São Paulo: Editora ATLAS S.A..

Greenberg, A. E., Trussell, R. R. & Clesceri, L. S., 1985. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16th ed. Washington DC.: American Public Health Association (APHA). American Water Works Association (AWWA). Water Pollution Control Federation (WPCF).

Jane, A. F., 2017. *Tratamento de Águas Residuais e Gestão de Lamas Fecais em Moçambique: Ponto de Situação, Desafios e Perspectivas*, Maputo: TÉCNICO Lisboa.

Kadlec, R. H. & Wallace, S. D., 2009. *Treatment Wetlands*. 2ª Edição ed. s.l.:s.n.

Lemon, K., 2019. *CambLab*. [Online]

Disponível em: <https://camlab.info/what-is-suspended-solids/>

[Acedido em 31 Julho 2021].

Manjate, E. S., 2016. *Behaviour Evaluation of Vertical Flow Constructed Wetlands for Treatment of Domestic Sewage and Septic Tank Sludge*, Belo Horizonte: s.n.

Manjate, E. S. et al., 2015. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. *Avaliação do Desempenho de Unidades Plantada e Não Plantada de Wetlands Construídas de Escoamento Vertical no Tratamento de Esgoto Doméstico*, p. 8.

Miller, J. N. & Jane, M. C., 2005. *Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry*. 5ª edição ed. England: s.n.

Molle, P. et al., 2005. *How To Treat Raw Sewage With Constructed Wetlands: An Overviewm Of The French Systems*, s.l.: IWA Publising.

Morvannou, A. et al., 2015. *Treatment Perfomances Of French Constructed Wetlands: Results From A Database Collected Over The Last 30 Years*, s.l.: IWA Publishing.

ONU, 2016. *Guia Sobre Desenvolvimento Sustentável: 17 Objectvos para Transformar o Nosso Mundo*. s.l.:UNRIC - Centro Regional de Informações das Nações Unidas para a Europa Ocidental.

Poças, C. D., 2015. *Utilização da Tecnologia de Wetlands para Tratamento Terciário: Controle de Nutrientes*, São Paulo: s.n.

Química Ambiental, 2014. *Química Ambiental*, s.l.: s.n.

Ramos, R. B., 2019. *Remoção de Matéria Orgânica em Sistema Francês de Wetland Cosntruído com Leito de Segundo Estágio Parcialmente Saturado*, Londrina: s.n.

Ribeiro, J. W. & Rooke, J. M. S., 2010. *Saneamento Básico e sua Relação com o Meio Ambiente e a Saúde Pública*, Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora.

Rodrigues, M. V. C., 2016. *Wetland Construído De Fluxo Vertical Empregado No Tratamento De Esgoto De Um Restaurante Universitário*, Londrina: s.n.

Salatti, E., 2003. Utilização de Sistemas de Wetlands Cosntruídas para Tratamento de Águas. *Biológico*, pp. 113-116.

SCIELOBrasil, 2000. *SCIELO Brasil*. [Online]

Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eq/a/8QYrd8YdJNYZ6SmTFyyJtRx/?lang=pt>
[Acedido em 29 Julho 2021].

UN-HABITAT, 2008. *Constructed Wetlands Manual*. Nairobi: UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal.

UNICEF, 2021. *UNICEF Mozambique | para cada criança*. [Online]

Disponível em: <https://www.unicef.org/mozambique/%C3%A1gua-saneamento-e-higiene>

[Acedido em 10 Janeiro 2021].

UNICEF, 2022. *UNICEF Mozambique | para cada criança*. [Online]

Disponível em: <https://www.unicef.org/mozambique/%C3%A1gua-saneamento-e-higiene>

[Acedido em 16 Março 2022].

Varesche, M. B., 2021. *Metabolismo e Factores que Interferem no Crescimento Microbiano*, s.l.: s.n.

Zanelli Jr., S., 2018. *FOXWATER*. [Online]

Disponível em: <https://www.foxwater.com.br/blog/3/nitrogenio-amoniacoal-n-nh3>
[Acedido em 31 Julho 2021].

Apêndices

As tabelas que se seguem representam os resultados da determinação do tempo óptimo de descarga e da determinação da eficiência do *Wetland* construído de fluxo vertical

Onde:

IC: Intervalo de confiança, 95% de nível de confiança (assumido) (Miller & Jane, 2005);

%RSD: desvio padrão relativo (Miller & Jane, 2005);

Fórmula do Intervalo de confiança com 95% de nível de confiança:

$$IC = \bar{X} \pm t_{(n-1,95\%)} \times \frac{s}{\sqrt{n}}$$

NB: O aparelho utilizado para a medição do parâmetro de nitrogénio amoniacal, tem um limite de detecção de 0,4 mg/L.

Fase – I

Parâmetros de campo	Ensaio ₁ (12.01.21)			Ensaio ₂ (14.01.21)			Ensaio ₃ (16.01.21)			Ensaio ₄ (18.01.21)			Ensaio ₅ (20.01.21)			Ensaio ₆ (22.01.21)			Ensaio ₇ (24.01.21)			Ensaio ₈ (27.01.21)			Ensaio ₉ (29.01.21)		
	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD
pH	6,5	6,79±0,62	3,66%	6,97	6,97±0,01	0,08%	6,70	6,71±0,06	0,34%	7,34	7,33±0,02	0,14%	7,69	7,71±0,04	0,20%	7,72	7,71±0,04	0,20%	8,01	8,00±0,02	0,12%	8,38	8,38±0,01	0,07%	8,51	8,50±0,02	0,12%
	6,94			6,97			6,74			7,33			7,71			7,71			8,00			8,38			8,50		
	6,92			6,96			6,70			7,32			7,72			7,69			7,99			8,37			8,49		
Temperatura (T ^a) [°C]	32,30	32,20±0,43	0,54%	28,90	28,97±0,14	0,20%	30,40	29,70±1,50	2,05%	28,70	28,77±0,14	0,20%	29,00	29,10±0,25	0,34%	28,70	28,63±0,14	0,20%	28,50	28,37±0,38	0,54%	28,30	28,27±0,14	0,20%	28,60	28,73±0,38	0,53%
	32,00			29,00			29,40			28,80			29,20			28,60			28,40			28,30			28,90		
	32,30			29,00			29,30			28,80			29,10			28,60			28,20			28,20			28,70		
Electrocondutividade (EC) [mS/cm]	0,94	0,95±0,01	0,22%	0,91	0,91±0,01	0,35%	0,98	0,98±0,00	0,18%	1,30	1,30±0,01	0,42%	1,34	1,35±0,20	0,60%	1,27	1,27±0,02	0,51%	1,35	1,37±0,09	2,53%	1,45	1,49±0,17	4,67%	1,46	1,56±0,21	5,30%
	0,95			0,91			0,98			1,30			1,34			1,28			1,35			1,45			1,61		
	0,95			0,92			0,98			1,31			1,36			1,28			1,41			1,57			1,61		
Oxigênio dissolvido (OD) [mg/L]	0,18	0,16±0,05	13,29%	0,53	0,33±0,44	53,69%	0,36	0,24±0,27	45,57%	1,56	1,43±0,29	8,12%	0,59	0,65±0,22	13,41%	0,21	0,31±0,39	50,39%	1,26	1,25±0,17	5,60%	2,62	2,46±0,34	5,51%	2,05	2,01±0,15	3,03%
	0,15			0,29			0,19			1,37			0,61			0,23			1,18			2,39			2,04		
	0,14			0,18			0,16			1,35			0,75			0,49			1,32			2,38			1,94		

Parâmetros primários	Ensaio ₁ (12.01.21)			Ensaio ₂ (14.01.21)			Ensaio ₃ (16.01.21)			Ensaio ₄ (18.01.21)			Ensaio ₅ (20.01.21)			Ensaio ₆ (22.01.21)			Ensaio ₇ (24.01.21)			Ensaio ₈ (27.01.21)			Ensaio ₉ (29.01.21)		
	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD
Sólidos suspensos totais (SST) [mg/L]	5016,67	4443,65±1371,60	12,43%	388,89	357,75±105,44	11,87%	438,10	255,75±392,07	61,75%	86,42	79,14±15,70	7,99%	50,00	41,33±20,07	19,56%	47,50	46,86±14,11	12,13%	45,09	52,17±25,44	19,64%	42,00	59,00±46,39	31,66%	15,00	12,33±6,25	20,40%
	4400,00			309,38			166,67			76,00			40,00			52,19			63,92			79,00			12,00		
	3914,29			375,00			162,50			75,00			34,00			40,88			47,50			56,00			10,00		
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) [mg/L]	672,63	600,39±156,69	10,51%	409,83	335,11±160,67	19,31%	334,96	311,57±50,34	6,51%	86,24	124,72±105,47	34,06%	129,83	123,81±22,90	7,45%	120,66	112,84±26,03	9,29%	111,84	102,29±29,24	11,51%	100,51	88,74±33,56	15,23%	58,04	54,80±12,49	9,18%
	555,91			296,66			298,85			117,60			128,41			116,94			105,91			91,74			49,00		
	572,64			298,83			300,92			170,31			113,19			100,93			89,13			73,98			57,35		
Demanda química de oxigênio (DQO) [mg/L]	3107,20	2761,20±744,88	10,87%	1386,80	1633,60±582,30	14,36%	1393,20	1335,07±125,55	3,79%	398,40	571,47±457,47	32,25%	739,60	533,33±457,82	34,58%	630,85	492,42±308,94	25,47%	526,18	450,64±173,68	15,52%	391,60	402,40±49,04	4,91%	404,80	377,60±101,87	10,87%
	2603,60			1853,60			1301,20			550,80			476,00			460,13			437,66			425,20			397,60		
	2572,80			1660,40			1310,80			765,20			384,40			386,28			388,08			390,40			330,40		

Parâmetros secundários	Ensaio ₁ (12.01.21)			Ensaio ₂ (14.01.21)			Ensaio ₃ (16.01.21)			Ensaio ₄ (18.01.21)			Ensaio ₅ (20.01.21)			Ensaio ₆ (22.01.21)			Ensaio ₇ (24.01.21)			Ensaio ₈ (27.01.21)			Ensaio ₉ (29.01.21)						
	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD				
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₄ ⁺) [mgN/L]	6,74	6,70±0,09	0,52%	11,33	11,29±0,17	0,61%	5,30	5,27±0,12	0,88%	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4				
	6,68			11,21			5,30			<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
	6,68			11,33			5,22			<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Nitrogênio na forma de nitratos (N-NO ₃) [mgN/L]	54,53	54,48±0,23	0,17%	18,71	18,69±0,04	0,09%	15,87	15,88±0,06	0,15%	7,94	7,93±0,04	0,22%	7,87	7,90±0,06	0,29%	8,04	8,05±0,03	0,14%	8,21	8,20±0,01	0,07%	8,42	8,40±0,04	0,21%	7,75	7,76±0,04	0,22%				
	54,53			18,68			15,91			7,94			7,91			8,06			8,20			8,39									
	54,37			18,68			15,87			7,91			7,91			8,06			8,20			8,39									
Fósforo total (PT) [mgP/L]	15,95	15,96±0,03	0,07%	45,05	45,06±0,03	0,03%	42,83	42,84±0,03	0,03%	5,60	5,61±0,03	0,21%	6,59	6,60±0,03	0,18%	6,14	6,14±0,01	0,09%	5,71	5,71±0,01	0,10%	5,16	5,15±0,03	0,22%	5,43	5,44±0,03	0,21%				
	15,97			45,07			42,83			5,60			6,61			6,15			5,71			5,14									
	15,97			45,05			42,85			5,62			6,59			6,14			5,70			5,14									

Fase – II

Parâmetros de campo	Ensaio ₁						Ensaio ₂						Ensaio ₃						Ensaio ₄					
	Carregamento (16.09)			Descarregamento (22.09)			Carregamento (23.09)			Descarregamento (29.09)			Carregamento (30.09)			Descarregamento (06.10)			Carregamento (07.10)			Descarregamento (15.10)		
	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD
pH	7,51	7,37±0,30	1,64%	10,06	10,07±0,03	0,11%	9,11	9,01±0,23	1,01%	9,82	9,42±0,88	3,71%	10,17	10,18±0,04	0,15%	9,46	9,47±0,02	0,11%	9,33	9,32±0,02	0,11%	8,24	8,18±0,01	0,67%
	7,28			10,08			8,94			9,21			10,18			9,47			9,32			8,18		
	7,33			10,08			8,97			9,22			10,2			9,48			9,31			8,13		
Temperatura (T _a) [°C]	26,90	26,97±0,29	0,43%	23,90	23,80±0,25	0,42%	25,40	25,47±0,29	0,45%	24,80	24,73±0,14	0,23%	22,10	21,93±0,38	0,70%	24,30	24,20±0,25	0,41%	24,20	24,33±0,38	0,63%	25,60	25,87±0,94	1,46%
	26,90			23,70			25,60			24,70			21,90			24,10			24,30			25,70		
	27,10			23,80			25,40			24,70			21,80			24,20			24,50			26,30		
Electrocondutividade (EC) [mS/cm]	3,72	3,72±0,00	0,00%	4,62	4,63±0,01	0,12%	2,39	2,40±0,02	0,42%	4,09	4,10±0,02	0,24%	2,39	2,38±0,01	0,24%	3,6	3,62±0,04	0,42%	0,99	0,99±0,01	0,20%	1,36	1,37±0,02	0,57%
	3,72			4,63			2,40			4,1			2,38			3,62			0,98			1,37		
	3,72			4,63			2,41			4,11			2,38			3,63			0,99			1,38		
Oxigénio dissolvido (OD) [mg/L]	0,26	0,19±0,16	34,44%	0,28	0,23±0,11	19,92%	0,53	0,30±0,49	64,80%	0,22	0,18±0,09	20,03%	0,50	0,37±0,31	33,49%	0,28	0,22±0,14	25,42%	0,54	0,45±0,22	20,00%	0,25	0,19±0,12	25,51%
	0,16			0,22			0,20			0,17			0,37			0,18			0,45			0,16		
	0,14			0,19			0,18			0,15			0,25			0,19			0,36			0,17		

Parâmetros primários	Ensaio ₁						Ensaio ₂						Ensaio ₃						Ensaio ₄					
	Carregamento (16.09)			Descarregamento (22.09)			Carregamento (23.09)			Descarregamento (29.09)			Carregamento (30.09)			Descarregamento (06.10)			Carregamento (07.10)			Descarregamento (15.10)		
	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD	Medições	IC	%RSD
Sólidos suspensos totais (SST) [mg/L]	180,00	153,33±87,58	23,01%	10	9,00±6,57	29,40%	690,00	678,33±72,73	4,32%	13,00	16,00±7,45	18,75%	75,00	72,50±6,21	3,45%	7,00	9,00±4,97	22,22%	322,86	325,71±7,09	0,88%	4	5,67±3,79	26,96%
	113,33			6			700,00			16,00			72,50			9,00			328,57			6		
	166,67			11			645,00			19,00			70,00			11,00			325,71			7		
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) [mg/L]	1211,47	1152,11±174,89	6,11%	446,90	384,16±135,01	14,16%	1559,88	1395,94±366,36	10,57%	607,32	508,46±214,49	16,99%	651,53	820,69±987,73	48,48%	125,96	111,64±32,93	11,88%	383,94	34,99±77,62	8,98%	74,28	53,65±55,70	41,82%
	1074,27			355,17			1354,24			470,60			535,37			109,22			327,06			56,91		
	1170,60			350,42			1273,71			447,45			1275,18			99,76			332,98			29,77		
Demanda química de oxigênio (DQO) [mg/L]	1445,60	1411,60±74,50	2,13%	948,80	959,73±31,42	1,32%	1781,60	1825,47±94,31	2,08%	895,60	905,73±26,39	1,17%	956,00	935,20±47,14	2,03%	302,80	304,67±28,09	3,71%	792,00	800,93±115,31	5,80%	28,40	74,27±111,32	60,37%
	1388,80			956,80			1847,20			916,80			918,80			316,80			851,20			76,40		
	1400,40			973,60			1847,60			904,80			930,80			294,40			759,60			118,00		