



**Ricardo Filipe
Antunes dos Santos**

**Custos de uma Estação de Macrófitas para
Tratamento de Efluentes Agrícolas**



**Ricardo Filipe
Antunes dos Santos**

**Custos de uma Estação de Macrófitas para
Tratamento de Efluentes Agrícolas**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Peter Cornelis Roebeling, Investigador Integrado do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e co-orientação do Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja, Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Prof. Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais
professora auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor José Manuel Gaspar Martins
professor auxiliar da Secção Autónoma de Ciências Sociais, Jurídicas e Políticas da Universidade de Aveiro

Doutor Peter Cornelis Roebeling
investigador auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja
professor associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Aos meus orientadores, Doutor Peter Cornelis Roebeling e Professor Doutor Luís Manuel Alves Guerreiro Arroja, por toda a ajuda, apoio e conhecimento partilhado ao longo da elaboração deste trabalho.

A todas as pessoas que, directa ou indirectamente, contribuíram para a realização desta Dissertação de Mestrado.

À minha família e amigos que, com todo o carinho e empenho me ajudaram a ultrapassar mais esta etapa da minha vida, em especial aos meus Pais pelo carinho, pela motivação, pela paciência e por estarem sempre presentes...

palavras-chave

Estação de Macrófitas, Escorrências Agrícolas, Estimativa de Custos de Construção e Operação & Manutenção, Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, Rio Cértima, Análise Estatística

resumo

A actividade agrícola evidenciou nos últimos 40 anos um ritmo de mudança na resposta à necessidade de melhorar o potencial, a produtividade e a rentabilidade económica dos solos, recorrendo ao uso de fertilizantes. Os nitratos presentes nos fertilizantes têm elevada solubilidade em água e grande mobilidade, são absorvidos rapidamente pelas plantas e podem atingir elevadas concentrações, podendo tornar-se um problema ambiental ao alcançar os cursos de água superficiais e os lençóis freáticos, contaminando de forma progressiva os recursos hídricos e potenciando a ocorrência de fenómenos de eutrofização.

Sabendo que a redução e/ou tratamento são as duas formas de diminuir a poluição por nitratos provenientes da actividade agrícola e sabendo que ambas envolvem custos, este estudo tem como objectivo estimar funções de custos de construção (CC) e de custos de operação & manutenção (COM) de uma *Constructed Wetland* (CW) para o tratamento das escorrências agrícolas em águas superficiais.

Sustentado numa base de dados de fonte secundária e aplicando uma análise estatística, este estudo formula equações dos CC e dos COM aplicadas a um caso de estudo – o rio Cértima na Bacia Hidrográfica do rio Vouga (BHV).

Os resultados mostram que os CC são melhor representados por um modelo linear ou quadrático (positivo) aplicado à quantidade de água a tratar, enquanto que os COM são melhor representados por um modelo linear ou quadrático (negativo). Estas funções de CC e de COM foram aplicadas a uma CW, no rio Cértima, com capacidade de tratar cerca de 65000 m³ de água por dia para garantir uma qualidade da água para utilização agrícola de acordo com o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Os modelos formulados indicam um intervalo de CC entre, aproximadamente, 1,9 milhões de €/ano e 3,2 milhões de €/ano, e de COM entre 0,6 milhões de €/ano e 0,9 milhões de €/ano.

Conclui-se que, os principais factores intervenientes no controlo da poluição agrícola de origem difusa são as técnicas de tratamento por CW e a redução da contaminação, de uma perspectiva responsável e sustentável.

Keywords

Constructed Wetlands, Agricultural Run-off, Estimation of Construction and Operation & Maintenance Costs, River Vouga Basin, River Cértima, Statistical Analysis

Abstract

The agriculture has shown, in the last 40 years, a rhythm of change as answer to the need of improvement of the economical potential, productivity and profitability of soils, resorting to the use of fertilizers. The nitrates in fertilizers have high solubility and mobility on water, are easily absorbed by plants and they may achieve high concentrations becoming an environmental problem where they are capable to achieve surface water or groundwater. Nitrates progressively contaminate water resources and potentiate the occurrence of eutrophication.

Knowing that the reduction and/or the treatment are the two ways to reduce pollution by nitrates from agriculture and that both ways involve costs, this study aims to estimate costs functions of construction (CC) and cost functions of treatment & maintenance (COM) to a Constructed Wetland (CW) for the treatment of agriculture runoff on surface water.

Maintained in a database from secondary source and applying a statistical analysis, this study formulates equations for the CC and COM applied to a case study – the Cértima river on river basin Vouga.

The results show that the CC are better represented by a lineal model or quadratic (positive) applied to a quantity of water to be treat, while the COM are better represented by a lineal model or quadratic (negative).

This CC and COM functions were applied to a CW, on Cértima river, with capacity to treat about 65 000 m³ of water per day to ensure quality water for agricultural use in accordance with the Portuguese Decrete-Law n. ° 236/98, August 1st. The formulated models indicate a range of CC from approximately 1,9 million €/year to 3,2 million €/year and for the COM from 0,6 million €/year to 0,9 million €/year.

The conclusion is that the main factors involved in controlling pollution from agriculture diffuse sources are the treatment techniques by CW and the reduction of contamination from a responsible and sustainable perspective

Índice

ÍNDICE	I
LISTA DE ACRÓNIMOS	III
1. INTRODUÇÃO	1
2. METODOLOGIA	3
2.1. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.2. BASE DE DADOS	4
2.3. CÁLCULO DOS CUSTOS DE CONSTRUÇÃO E DOS CUSTOS DE OPERAÇÃO & MANUTENÇÃO	5
2.4. ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE CONSTRUÇÃO E DOS CUSTOS DE OPERAÇÃO & MANUTENÇÃO.....	7
3. CONSTRUCTED WETLANDS	11
3.1. CONSTRUCTED WETLANDS - TIPOLOGIA.....	11
3.2. TIPO DE VEGETAÇÃO	12
3.3. TIPO DE ESCOAMENTO	13
3.3.1. ESCOAMENTO SUPERFICIAL - FWS	14
3.3.2. ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL – SSF	15
3.3.3. SISTEMAS HÍBRIDOS – HSSSF	16
3.4. DIMENSIONAMENTO	16
3.5. REMOÇÃO DE POLUENTES	17
3.6. VANTAGENS, DESVANTAGENS E LIMITAÇÕES	17
4. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VOUGA - O CASO DE ESTUDO	19
4.1. CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VOUGA	19
4.2. CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS	20
4.3. UNIDADES HIDROLÓGICAS HOMOGÉNEAS	21
4.4. USOS DO SOLO NA BACIA	23
4.5. PRINCIPAIS FONTES DE POLUIÇÃO.....	25
4.6. POLUIÇÃO CAUSADA POR NITRATOS DE ORIGEM AGRÍCOLA	26
5. APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS	29
5.1. VALIDAÇÃO DOS MODELOS PARA CUSTOS DE CONSTRUÇÃO.....	29
5.2. VALIDAÇÃO DOS MODELOS PARA CUSTOS DE OPERAÇÃO & MANUTENÇÃO	31
5.3. INTERPRETAÇÃO DE RESULTADOS	34
5.3.1. CUSTOS DE CONSTRUÇÃO.....	34
5.3.2. CUSTOS DE OPERAÇÃO & MANUTENÇÃO.....	35
5.3.3. CASO DE ESTUDO.....	35
6. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO	39
7. BIBLIOGRAFIA	41
URL (LOCALIZADOR DE RECURSOS UNIVERSAL):.....	44

Índice de Figuras

FIGURA 1 - CÁLCULO DO CUSTO TOTAL ANUAL	6
FIGURA 2 - TIPOS DE PLANTAS DE UMA CW	12
FIGURA 3 - CLASSIFICAÇÃO DAS CW POR TIPO DE ESCOAMENTO	14
FIGURA 4 - ESCOAMENTO SUPERFICIAL - FWS	14
FIGURA 5 - ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL - SSF	15
FIGURA 6 - LOCALIZAÇÃO, TOPOGRAFIA E MODELO DE ESCOAMENTO DA BHV	19
FIGURA 7 - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VOUGA.....	20
FIGURA 8 - UNIDADES HIDROLÓGICAS HOMOGÉNEAS	21
FIGURA 9 - DISTRIBUIÇÃO DOS TIPOS DE OCUPAÇÃO DE SOLO POR UHH	23
FIGURA 10 - ZONA VULNERÁVEL DE AVEIRO – ZV-2	27

Índice de Gráficos

GRÁFICO 1 - OBSERVAÇÕES E MODELOS COMPLETOS DA RELAÇÃO ENTRE OS CC E M3	30
GRÁFICO 2 - OBSERVAÇÕES E MODELOS LINEAR E QUADRÁTICO DA RELAÇÃO ENTRE OS CC E M3	31
GRÁFICO 3 - OBSERVAÇÕES E MODELOS COMPLETOS DA RELAÇÃO ENTRE OS COM E M3	32
GRÁFICO 4 - OBSERVAÇÕES E MODELOS LINEAR E QUADRÁTICO DA RELAÇÃO ENTRE OS COM E M3	34

Índice de Tabelas

TABELA 1 - ESTUDOS DA BASE DE DADOS	4
TABELA 2 - RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS	21
TABELA 3 - PERCENTAGEM DE OCUPAÇÃO DAS UHH RELATIVAMENTE À BACIA.....	22
TABELA 4 - DISTRIBUIÇÃO DAS CLASSES DE OCUPAÇÃO DE SOLO PELAS UHH NO ANO DE 1990	23
TABELA 5 - CARGA POLUENTE TOTAL NA BHV	26
TABELA 6 - QUANTIDADE DE AZOTO E DE FÓSFORO POR POLUIÇÃO DIFUSA NAS UHH	26
TABELA 7 - COEFICIENTES DOS MODELOS REFERENTES À VARIÁVEL CC	30
TABELA 8 - COEFICIENTES DOS MODELOS REFERENTES À VARIÁVEL COM.....	33
TABELA 9 - VALORES DE REFERÊNCIA PARA A BHC.....	36
TABELA 10 - CUSTOS PARA A CW	37

Lista de Acrónimos

BHV - Bacia Hidrográfica do rio Vouga
CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio
CBO₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias
CC - Custos de Construção
COM - Custos de Operação & Manutenção
CQO - Carência Química de Oxigénio
CW - Constructed Wetlands
DRA – Direcção Regional do Ambiente
ETAR - Estações de Tratamento de Águas Residuais
FWS - Free Water Surface, Escoamento Superficial
HSSF - Horizontal Sub-Surface Flow, Escoamento Sub-Superficial Horizontal
HSSSF - Hybrid System Sub-Surface Flow – Sistemas Híbridos
ID - Índice de Deflação
IGDP - Inflation GDP deflator
INAG – Instituto da Água
M3- Variável Quantidade de Água a Tratar (m³/dia)
MMQ - Método dos Mínimos Quadrados
PBH - Plano de Bacia Hidrográfica
PBHV - Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga
SNIRH - Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos
SS – Sólidos Suspensos
SSF - Sub-Surface Flow, Escoamento Sub-Superficial
THR - Tempo de Retenção Hidráulico
UHH - Unidades Hidrológicas Homogéneas
VSSF - Vertical Sub-Surface Flow, Escoamento Sub-Superficial Vertical
ZV - Zonas Vulneráveis
ZV-2 – Zona Vulnerável de Aveiro

1. Introdução

Ao longo dos últimos 40 anos a actividade agrícola evidenciou um acentuado ritmo de mudança como resposta às necessidades de melhorar a potencialidade, a produtividade e a rentabilidade económica dos solos, recorrendo para isso ao uso de fertilizantes. Esta maximização dos rendimentos através do uso de fertilizantes, levou a uma degradação dos ecossistemas, contaminando águas e solos, nomeadamente pela presença de nitratos (CCE, 2007; CE, 2003; MAOTDR, 2008).

Os nitratos, por serem facilmente solúveis em água, serem absorvidos rapidamente pelas plantas, serem dotados de elevada mobilidade e podendo atingir elevadas concentrações, tornam-se facilmente um problema ambiental, pois podem contaminar progressivamente os cursos de água superficiais e os lençóis freáticos, potenciando a ocorrência de fenómenos de eutrofização (Blankenberg *et al.*, 2008; Lee *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2009; Söderqvist, 2002; USEPA, 1993a; Vymazal, 2006).

Na literatura distinguem-se a redução e/ou o tratamento da poluição como meios de solucionar a contaminação dos recursos hídricos por nitratos provenientes da actividade agrícola. A redução é alcançável pela alteração das práticas e dos processos agrícolas adoptando medidas sustentáveis e preventivas (Laukkanen e Huhtala, 2008; USEPA, 1993b; USEPA, 2008). O tratamento da poluição requer um investimento económico irreversível para construir infra-estruturas que possibilitem o tratamento das emissões. Tanto a redução como o tratamento da poluição têm custos relacionados. Enquanto os custos de redução da poluição são frequentemente analisados na literatura (Laukkanen e Huhtala, 2008), a análise dos custos de tratamento é relativamente escassa. Posto isto, neste estudo são analisados os custos de tratamento da poluição de fontes agrícolas, usando como técnica para o tratamento da água Constructed Wetlands (CW).

Assim, o objectivo é estimar funções de Custos de Construção (CC) e de Custos de Operação & Manutenção (COM) de uma CW para o tratamento das escorrências agrícolas em águas superficiais.

As CW são sistemas concebidos para simular as condições naturais de interacção física, química e biológica entre o efluente e o ecossistema onde vai ser implementada. A evolução deste tipo de tecnologia é relativamente recente quando comparada com os métodos tradicionais de tratamento de água como, por exemplo, o tratamento físico-químico (Lee *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2009). No entanto, a partir de 1990, as aplicações de CW expandiram-se amplamente devido ao aumento do preço dos combustíveis fósseis e da preocupação com as alterações climáticas, promovendo o seu desenvolvimento como um incentivo financeiro e como um interesse público sobre a implementação de uma tecnologia “verde” de reduzido consumo energético. A acrescentar a estes factores há o facto de esta técnica depender de processos naturais para satisfazer o tratamento, exigindo menores custos, quer de construção, quer de mão-de-obra para a operação & manutenção, quando comparada com os métodos tradicionais de tratamento de água (Lee *et al.*, 2009).

As CW são actualmente utilizadas para melhorar a qualidade da água contaminada por fontes pontuais e difusas, incluindo águas pluviais, águas residuais domésticas e escorrências da agricultura, de minas e de aterros (Söderqvist, 2002). Uma das aplicações mais comuns das CW é no tratamento primário e secundário de efluentes domésticos e no tratamento terciário para purificação e afinação de diversos tipos de efluentes (Davis, 2002). Atendendo à evolução sofrida nos últimos anos, é possível adaptar as CW ao tratamento de nutrientes, nomeadamente à remoção de nitratos, que são tidos como os

maiores contaminantes provenientes das escorrências dos campos agrícolas intensamente fertilizados.

A capacidade de tratamento de efluentes é vista como um dos vários benefícios que as CW trazem à sociedade, pois contribuem também para a mitigação dos efeitos de eutrofização, ajudam ao desenvolvimento da biodiversidade e podem criar novos habitats. A acrescentar a estes factores há a diminuição do risco de cheia e possibilidade de controlar caudais e recarga de aquíferos (Söderqvist, 2002).

A Bacia Hidrográfica do rio Vouga (BHV) é um local com características próprias, peculiares e está inserida numa zona fortemente marcada pela agricultura (Borrego *et al.*, 2006; PBHV, 2001b; Ribeiro *et al.*, 2002). Torna-se legítimo avaliar o potencial de uma CW e relacionar os CC e COM para a remoção de contaminação de nitratos numa área limitada e conotada como sensível dentro desta bacia hidrográfica, mais precisamente o rio Cértima (MAOTDR, 2008; Ribeiro *et al.*, 2002).

Para estimar os custos relacionados com uma CW que permite atingir uma qualidade de água estipulada pelo Decreto-Lei n.º236/98 de 1 de Agosto, pode-se recorrer a modelos que descrevem e permitem prever um intervalo de custos de CC e COM de uma CW em função da quantidade de água a tratar. Para alcançar o referido objectivo, avaliam-se os vários modelos de CC e de COM com base em dados de fonte secundária de estações de macrófitas para o tratamento de águas superficiais, e usando como método de ajuste o Método dos Mínimos Quadrados (MMQ).

Então no Capítulo 2 expõe-se a abordagem e os métodos usados na investigação, incluindo uma revisão de literatura, a construção de uma base de dados, o cálculo dos CC e dos COM, a definição dos modelos dos CC e dos COM e finalmente a análise estatística. De seguida, no Capítulo 3, é apresentada uma breve caracterização das CW identificando as suas características principais e distinguindo-as segundo diferentes tipologias. São também expostas as vantagens, desvantagens e limitações desta técnica de remoção de poluentes. No Capítulo 4 é apresentada a descrição do caso de estudo – BHV, dando especial ênfase ao rio Cértima que se caracteriza por uma ocupação de solo predominantemente agrícola. No Capítulo 5 expõem-se os resultados obtidos através dos diferentes modelos de CC e COM, trabalhados estatisticamente através do MMQ. Finalmente, no Capítulo 6 é apresentada uma síntese de discussões, conclusões e observações críticas aos resultados alcançados.

2. Metodologia

Esta investigação tem como objectivo final estimar as funções de custo do tratamento de águas superficiais contaminadas com nitratos provenientes da agricultura recorrendo a CW. A abordagem é constituída por quatro componentes. Em primeiro lugar, uma pesquisa bibliográfica e revisão de literatura para aprofundar conhecimento sobre a tecnologia de tratamento por macrófitas, adquirir informação relativa ao local de estudo e recolher informação sobre estudos semelhantes já realizados (Ver Secção 2.1). De seguida foi criada uma base de dados de fonte secundária relativamente às características, eficiências e custos das CW para tratamento de águas superficiais (Ver Secção 2.2). Na Secção 2.3, é apresentada a abordagem usada para calcular tanto os CC como os COM anuais, tendo 2006 como ano base. Finalmente, apresenta-se a análise estatística usada para determinar as funções de custos do tratamento de águas superficiais por macrófitas, estimando diferentes formas funcionais através de técnicas de estimativa com o MMQ.

2.1. Revisão de literatura

A pesquisa e análise da literatura foram efectuadas para aprofundar conhecimento sobre a tecnologia de tratamento por macrófitas, adquirir informação relativa ao local de estudo e recolher informação sobre casos de estudo existentes. Adicionalmente, a revisão bibliográfica permitiu obter informações para a construção de uma base de dados relativa às características, eficiências e custos dos sistemas de tratamento de águas superficiais por macrófitas (Secção 2.2).

Para tal foi pesquisada bibliografia referente a investigações cujos principais objectivos incluíam recolher informação sobre CW e o seu potencial de tratamento de águas contaminadas por fontes difusas. Esta pesquisa foi feita com o intuito de perceber o funcionamento deste tipo de tecnologia, identificar as diferentes formas possíveis de implementação, adaptabilidade, dimensionamento e o rendimento que poderiam oferecer para a problemática em estudo (Capítulo 3).

O caso de estudo apresentado insere-se na BHV, em resultado do conhecimento da realidade e do problema representado pela poluição difusa proveniente da agricultura nesta bacia. Ao pesquisar sobre esta zona hidrográfica, foi inequívoco e consensual seguir o Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga (PBHV), pois “é um documento que define orientações de valorização, protecção e gestão equilibrada da água, de âmbito territorial, de acordo com o Despacho Ministerial 98.12.31 e com o DL n.º 45/94, de 22 de Fevereiro” (www.inag.pt; ver descrição completa do caso de estudo no Capítulo 4).

Com a finalidade de encontrar diferentes metodologias e formas distintas de implementar o objectivo primordial, efectuou-se uma pesquisa de estudos semelhantes incidindo sobre as várias formas de estimar funções de custo para CW. Com esta pesquisa foi possível encontrar artigos abordando temáticas similares, sugerindo modelos bem distintos e técnicas diferenciadas na procura de modelos com capacidade de prever tanto os CC como os COM de CW para o tratamento de águas superficiais.

Para possibilitar a pesquisa e revisão bibliográfica recorreu-se a diversas plataformas científicas e de uso geral, incluindo as seguintes:

- Plataforma ISI Web Of Knowledge, www.isiknowledge.com;
- Plataforma B-On, www.b-on.pt;
- Repositório Científico de Acesso Aberto de Portugal, www.rcaap.pt/;
- Pluridoc, www.pluridoc.com;

- Serviços de Documentação da Universidade de Aveiro;
- Serviços de Documentação da Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional da Região Centro.

As palavras-chave para a pesquisa foram diversas, e cruzadas entre si, de forma a obter uma considerável extensão de respostas e artigos científicos. De entre elas, destacam-se *wetland*, *constructed wetland*, *reed bed*, *costs-effectiveness analysis*, *costs*, *surface water treatment*, *agricultural run-off*, *nitrogen*, *nitrate*, *zonas húmidas*, *zonas húmidas artificiais*, *macrófitas*, *leito de macrófitas* e *fito-ETAR*.

2.2. Base de dados

A base de dados foi construída com informação de fonte secundária, proveniente de uma revisão de literatura com o objectivo de obter dados para CC e COM, características de dimensionamento e eficiências de remoção de poluentes apresentados pela tecnologia CW. A Tabela 1 resume os estudos que foram analisados, o local da implementação da CW e o tipo de tecnologia utilizada.

Tabela 1 - Estudos da Base de Dados

Estudo	Autor	Ano	País	Tecnologia	n
A Cost-Effectiveness Analysis of Seminatural Wetlands and Activated Sludge Wastewater-Treatment Systems.	(Mannino <i>et al.</i> , 2008)	2002	Italia	FWS	3
Nitrogen Removal in Constructed Wetland Systems.	(Lee <i>et al.</i> , 2009)	2006	Australia	FWS	1
Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment - An Economic Benefit Analysis	(Andree Breaux <i>et al.</i> , 1994)	1994	EUA	FWS	1
Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat	(USEPA, 1993a)	1993	EUA	FWS	17
Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems For Municipal Wastewater Treatment – Design Manual	(USEPA, 1988)	1988	EUA	FWS	3
Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities, A comparative study	(Puigagut <i>et al.</i> , 2006)	2006	Espanha	HSSF;FSSF HSSSF	3
Constructed Wetlands in China	(Zhang <i>et al.</i> , 2009)	2006	China	HSSF;VSSF HSSSF	3
Energy Saving Wastewater treatment systems: formulation of cost functions	(Nogueira <i>et al.</i> , 2007)	2005	Portugal	FWS;HSSF HSSSF	10

Como se pode verificar pela Tabela 1, para cada entrada da base de dados foram incluídas informações de cada um dos estudos. A base de dados, compreende estudos desde o ano de 1988 até ao ano de 2009, mas nesses estudos existem sistemas de tratamento implementados desde 1972 até 2008. Também há referências geográficas bem distintas, como Itália, Austrália, Estados Unidos da América, Espanha, China e Portugal. As características de funcionamento de CW são diversas e são indicados os diferentes tipos de tecnologia de CW: Free Water Surface (FWS, Escoamento Superficial), Sub-Surface

Flow (SSF, Escoamento Sub-Superficial), Horizontal Sub-Surface Flow (HSSF, Escoamento Sub-Superficial Horizontal), Vertical Sub-Surface Flow (VSSF, Escoamento Sub-Superficial Vertical) e Hybrid System Sub-Surface Flow (HSSSF, Sistemas Híbridos). As características técnicas das estações de tratamento, como a área (m^2), o caudal de água a tratar (m^3/dia), a população servida, e as eficiências de remoção também são identificados e incluídos na base de dados. Finalmente, foram recolhidos os montantes dos CC e COM de cada estação de tratamento.

2.3. Cálculo dos custos de construção e dos custos de operação & manutenção

Um objectivo tipicamente económico passa por arquitectar acções na sociedade para que se atinja um objectivo com os menores custos possíveis, ou seja, identificar as acções com um custo-efectivo (Söderqvist, 2002). Neste caso particular, que envolve a construção de uma CW de forma a garantir o tratamento de águas contaminadas pela agricultura, é importante garantir um compromisso efectivo de despoluição.

Baseado nos estudos incluídos na base de dados, em Bouboudaki *et al.* (2005) e em Söderqvist (2002) os custos distinguem-se em duas variáveis: os CC e os COM. Os CC são custos fixos referentes aos investimentos efectuados no início do projecto. Por outro lado, os COM são custos recorrentes para cada ano de funcionamento da estação de tratamento. Assim os CC são custos de engenharia, de construção civil, de movimentação geral de terras e da sua aquisição, de implementação da rede de drenagem de águas, de construção do leito de macrófitas, de construção de acessos e pavimentos e da aquisição e implementação do equipamento electromecânico e hidromecânico (Borboudaki *et al.*, 2005). Os COM representam custos variáveis, anuais, que resultam do funcionamento diário da estação de tratamento, quer a nível operacional, quer a nível de manutenção como, por exemplo, as despesas com energia, o trabalho manual realizado pelos operadores, as pesquisas e as análises laboratoriais, a manutenção do leito de macrófitas e do equipamento electromecânico e hidromecânico (Borboudaki *et al.*, 2005).

Considerando as diferentes fontes de informação e o facto das mesmas se referirem a diferentes anos e diferentes países, torna-se necessário tratar os dados e efectuar a sua uniformização para que seja possível efectuar comparações.

Para corrigir os valores históricos para o ano de referência, 2006 (ano da observação mais recente), é necessário utilizar um factor de correcção que actualize os valores económicos e financeiros usados no passado para a actualidade. Esse factor de correcção é o Índice de Deflação (ID), o qual transforma um valor do passado para um montante com valor actual (Zerbe e Dively, 1994).

Considerando o ID para o ano base (2006) como 100, obtém-se o ID para o ano de estudo usando a Taxa de Inflação (TI_{ano}) para o intervalo de anos relevante. Ou seja, para relacionar o ID com o ano do estudo utiliza-se a seguinte equação:

$$ID_{ano} = \frac{ID_{ano} + 1}{1 + TI_{ano}} \quad (2.1)$$

onde a taxa de inflação (TI_{ano}) é obtido do Worldbank (www.worldbank.org).

De forma a obter o montante do ano de estudo (por exemplo 1993; V_{1993}) actualizado ao ano base (2006; V_{2006}), aplica-se a equação:

$$V_{2006} = \frac{ID_{2006}}{ID_{ano}} \times V_{ano} \quad (2.2)$$

sendo ID_{ano} o índice de deflação correspondente ao ano, V_{ano} o valor monetário do ano do estudo representado pela na moeda do país do estudo.

Para obter os valores financeiros todos na mesma unidade monetária (o Euro) deduziram-se os valores pela Taxa de Câmbio em 2006 (TC_{2006}) que podem ser obtidos no sítio Oanda (www.onda.com). Então, todos os montantes dos CC e dos COM podem ser referenciados para o ano de 2006 e expressos em Euros, da forma seguinte:

$$V_{2006} (\text{€}) = V_{2006} \times TC_{2006} \quad (2.3)$$

onde V_{ano} é o valor monetário, e TC_{2006} é a taxa de câmbio em 2006 referente a cada unidade monetária.

Finalmente, enquanto que os COM já são custos anuais (€/ano), os CC têm que ser anualizados da seguinte forma (Zerbe e Dively, 1994):

$$CC = V \times \frac{r}{1-(1+r)^n} \quad (2.4)$$

onde V são os custos de construção totais, r é taxa de desconto, e n é o tempo de vida útil da estação de tratamento. Neste estudo considera-se uma taxa de desconto de $r = 5\%$ e que o tempo de vida útil da estação de tratamento é $n = 20$ anos. É de referir que este cálculo apenas é aplicável aos CC, uma vez que os COM já são declarados em termos anuais, ou seja, são custos inerentes ao funcionamento anual da estação de tratamento. Assim, é possível exprimir todos os custos na mesma base anual (Figura 1).

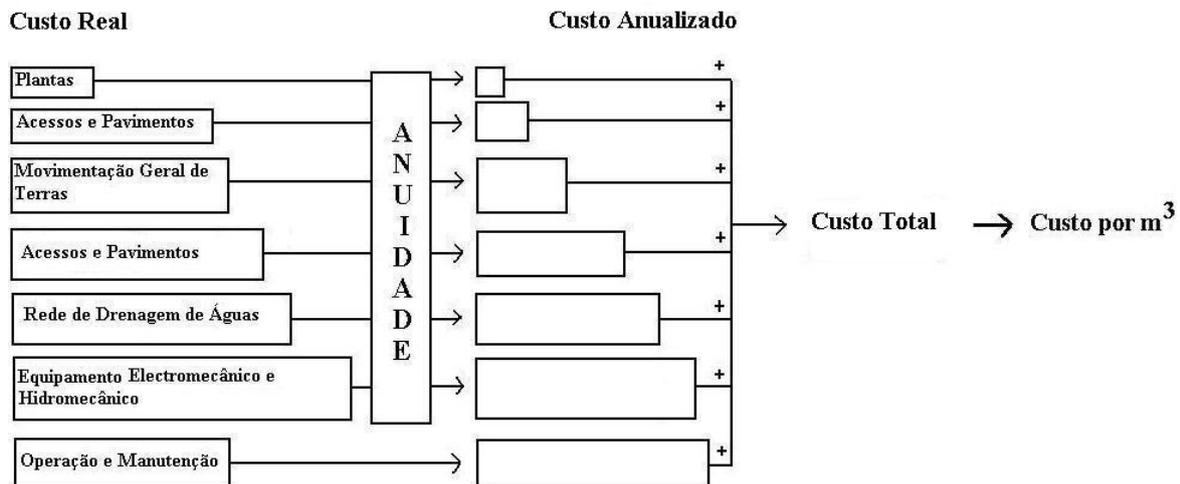


Figura 1 - Cálculo do Custo Total Anual
Adaptado de: Borboudaki *et al*, 2005.

Atendendo à sensibilidade das funções de custos é importante realçar que para estimar os modelos de CC se assume um tempo de vida útil da estação de 20 anos e uma taxa de desconto de 5%. Para estudar a sensibilidade a estes factores alterou-se a taxa de desconto para 3% e verificou-se que os custos diminuiram 16%. Ao aumentar a taxa de desconto para 7% os custos aumentaram 15%. Se o tempo de vida útil diminuir para 10

anos, os custos aumentam 38% e se o tempo de vida útil passar para 30 anos os custos de construção da estação diminuem cerca de 19%. Torna-se clara a relação sensível que os CC têm perante a alteração de factores como o horizonte de projecto da estação e a sensibilidade que apresentam perante alterações à taxa de desconto (Secção 2.3) (Byström, 1998).

2.4. Estimativa dos custos de construção e dos custos de operação & manutenção

Com a informação da base de dados, é possível criar uma relação entre os custos e a quantidade de água a tratar através do estabelecimento, em forma de função, de uma correlação entre as variáveis de custos (CC e COM referenciados para o ano de 2006 e expressos em Euros), e a quantidade de água a tratar (caudal - M3) em m³/dia:

$C = f(X)$ (Söderqvist, 2002), ou seja,

$$CC = f(M3)$$

$$COM = f(M3) \quad (2.5)$$

Em estudos realizados por Nogueira *et al.* (2007) com o objectivo de estimar os CC e os COM em função da população servida (*Hab*), recorre-se modelos seguintes:

$$\begin{aligned} \text{Inverso: } CC &= C_1 + \frac{C_2}{Hab} \\ COM &= C_1 + \frac{C_2}{Hab} \end{aligned} \quad (2.6a)$$

$$\begin{aligned} \text{Logarítmico: } CC &= C_1 + C_2 * \ln Hab \\ COM &= C_1 + C_2 * \ln Hab \end{aligned} \quad (2.6b)$$

$$\begin{aligned} \text{Potencial: } CC &= C_1 * Hab^{C_2} \\ COM &= C_1 * Hab^{C_2} \end{aligned} \quad (2.6c)$$

$$\begin{aligned} \text{Quadrático: } CC &= C_1 + C_2 * Hab + C_3 * Hab^2 \\ COM &= C_1 + C_2 * Hab + C_3 * Hab^2 \end{aligned} \quad (2.6d)$$

onde c_1 , c_2 e c_3 são os coeficientes dos modelos a estimar. Para este autor, o modelo que melhor se adapta aos dados é o modelo potencial, quer para os CC, quer para os COM.

Söderqvist (2002) caracterizou a variável custos totais anuais (CC) em função da área da estação de macrófitas (*A*). Para prever os custos totais anuais de uma CW na Suécia, recorreu a um modelo linear para descrever a função de custo:

$$CC = C_1 + C_2 * A \quad (2.7)$$

onde c_1 e c_2 são os coeficientes do modelo a estimar.

Byström (1998), tendo por objectivo estudar os custos da redução do azoto nas CW, definiu os custos de construção (CC), em função da área da estação de tratamento (A), recorrendo para isso aos seguintes modelos:

$$\text{Linear: } CC = C_1 + C_2 * A \quad (2.8a)$$

$$\text{Quadrático: } CC = C_1 + C_2 * A + C_3 * A^2 \quad (2.8b)$$

onde c_1 , c_2 e c_3 são os coeficientes a estimar pelos modelos. Neste estudo o autor indica o modelo linear como o que melhor reproduz as variações de CC de uma estação de macrófitas.

De forma a cumprir o objectivo de determinar as funções de custos de construção e de operação & manutenção de uma CW, esta investigação segue a metodologia utilizada nos estudos Byström, 1998; Nogueira et al., 2007 e Söderqvist, 2002, avaliando os seguintes modelos:

$$\begin{aligned} \text{Linear: } CC &= c_1 + c_2 * M3 \\ \text{COM} &= c_1 + c_2 * M3 \end{aligned} \quad (2.9a)$$

$$\begin{aligned} \text{Modelo Quadrático: } CC &= c_1 + c_2 * M3 + c_3 * M3^2 \\ \text{COM} &= c_1 + c_2 * M3 + c_3 * M3^2 \end{aligned} \quad (2.9b)$$

$$\begin{aligned} \text{Modelo Logarítmico: } CC &= c_1 + c_2 * \ln M3 \\ \text{COM} &= c_1 + c_2 * \ln M3 \end{aligned} \quad (2.9c)$$

$$\begin{aligned} \text{Modelo Exponencial: } CC &= c_1 * e^{c_2 * M3} \\ \text{COM} &= c_1 * e^{c_2 * M3} \end{aligned} \quad (2.9d)$$

onde c_1 , c_2 e c_3 são os coeficientes do modelo a estimar.

A forma mais habitual de estimar os coeficientes dos modelos é através de uma regressão estatística com base no MMQ (Hall *et al.*, 2004). Para essa análise foi usado o software estatístico *Econometric Views Version 2.0*. A análise MMQ é uma técnica estatística que permite estudar a relação existente entre uma variável dependente e uma ou várias variáveis independentes (Gujarati, 2004). Especificamente a análise MMQ mede a contribuição marginal da variável independente na variação da variável dependente (Piza, 2007).

A metodologia usada para seleccionar os modelos mais adequados para descrever a relação entre os custos e a quantidade de água a tratar passou por um método visual/gráfico e por uma avaliação da qualidade da regressão baseado no factor *Prob*, no R^2 e no R^2 -*Ajustado*.

O método gráfico é o mais intuitivo para avaliar a qualidade e o significado de um modelo. Se a equação estimada for bem modelada, deve passar precisamente ‘pelo meio’ das observações, ou seja, deve ser algo que mostre a representatividade dos dados (Hall *et al.*, 2004).

A avaliação da qualidade das regressões a partir da informação estatística é uma apreciação mais complexa mas também mais consolidada. Esta avaliação é feita com base

nos indicadores de regressão *Prob*, R^2 e R^2 *Ajustado*. A significância (*Prob.*) diz-nos que os coeficientes estimados são significativamente diferentes de zero com um nível de significância superior a 0,1 (Söderqvist, 2002). Na prática, sempre que o valor de *Prob* é elevado ($Prob > 0,1$) elimina-se o respectivo coeficiente, passando de um modelo completo para um modelo reduzido. Os coeficientes R^2 e R^2 *Ajustado* indicam a quantidade de variabilidade explicada pelo modelo de regressão, ou seja, é a fracção da variância da variável dependente, medindo assim o sucesso da regressão em prever o valor desta variável na amostra (Gujarati, 2004).

3. Constructed wetlands

As CW são alternativas naturais de melhorar a da qualidade da água poluída por diversos contaminantes, tais como, matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos. Ao operar a partir de sistemas arquitectados, desenvolvidos e projectados para aproveitar os processos naturais que envolvem a vegetação, os microorganismos e o solo, é possível adoptar esta tecnologia para o tratamento de efluentes. Efluentes com origem em fontes pontuais ou difusas, tais como descargas provenientes de sistemas colectores de águas pluviais, sistemas de efluentes domésticos, escorrências de campos agrícolas, ou lixiviados da exploração mineira, são passíveis de receber tratamento por esta técnica (Vymazal, 2006).

Estes sistemas destacam-se pela sua capacidade de remoção da carga poluidora da água, pela capacidade de preservar o bom estado dos ecossistemas terrestres e aquáticos, pelo baixo custo, pela manutenção do equilíbrio de CO₂ (não tendo consequências a nível do aquecimento global) e conservação da biodiversidade (Denny, 1997).

O sistema de tratamento por leito de macrófitas consiste em fazer passar o efluente, em fluxo horizontal e/ou vertical, por um meio poroso que se designa por leito onde se desenvolvem as macrófitas (Relvão *et al.*, 1999).

As CW podem ser naturais, induzidas ou construídas. Quando são implementadas em habitats naturais adquirem importantes funções para o ecossistema no qual estão inseridas tais como a capacidade de regularização de caudais, controlando os riscos de cheia, capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas, importância na reprodução e alimentação da fauna aquática, protecção da biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre e o controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios (Salati, 2000).

3.1. Constructed wetlands - tipologia

Aproveitando o conhecimento existente sobre os processos naturais é possível controlar as condições naturais de funcionamento, maximizando a eficiência quanto à diminuição da carga poluente e permitindo adoptar esta técnica de tratamento de águas de uma forma sustentável para vários tipos de efluentes (Hammer e Bastian, 1989; USEPA, 1999). Várias técnicas de CW têm sido desenvolvidas nos últimos anos, sendo adaptadas às características do efluente a ser tratado, aos poluentes e à eficiência final desejada (Koga, 2008). O seu uso no tratamento da poluição proveniente da agricultura depende apenas da forma, do tamanho e da concepção, ou seja, esta tecnologia é versátil e adapta-se a diversos cenários (Zhang *et al.*, 2008).

As CW são sistemas artificialmente projectados e arquitectados que utilizam plantas aquáticas e substrato como areia, cascalho, brita ou outro material inerte. Ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microorganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam os efluentes. Estes sistemas apresentam capacidade de remoção de poluentes como a carga orgânica, organismos patogénicos, sólidos suspensos, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. São sistemas simples, de baixa tecnologia quando comparados com técnicas como lamas activadas ou tratamentos físico-químicos (Koga, 2008).

3.2. Tipo de vegetação

A principal característica deste tipo de tecnologia, e a mais visível, é a utilização de espécies de plantas adaptadas à vida em terrenos húmidos - as macrófitas. Estas são espécies hidrófitas, providas de rizomas, sendo mais frequentes as *Phragmites australis* (uma espécie de caniços) e as *Scirpus lacustris* (os juncos). As macrófitas têm raízes e rizomas extensos que, ao crescerem, facilitam o arejamento do solo, favorecendo o desenvolvimento de microorganismos aeróbios responsáveis pela oxidação da matéria orgânica das águas e asseguram uma boa condutividade hidráulica (Relvão *et al.*, 1999).

Estes sistemas podem ser classificados de acordo com a forma de vida das plantas (Merz, 2000)

- Flutuantes: podem estar fixas ou não ao solo e a sua folhagem principal flutua à superfície da água – *floating plants* (Figura 2);
- Emergentes: plantas que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersos – *emergent plants* (Figura 2);
- Submergentes: crescem sob a água, estando fixas ou não por raízes - *submerged plants* (Figura 2).

É possível usar associações de plantas no mesmo leito. Embora separadas é possível colocar uma espécie no troço inicial e outra no final.

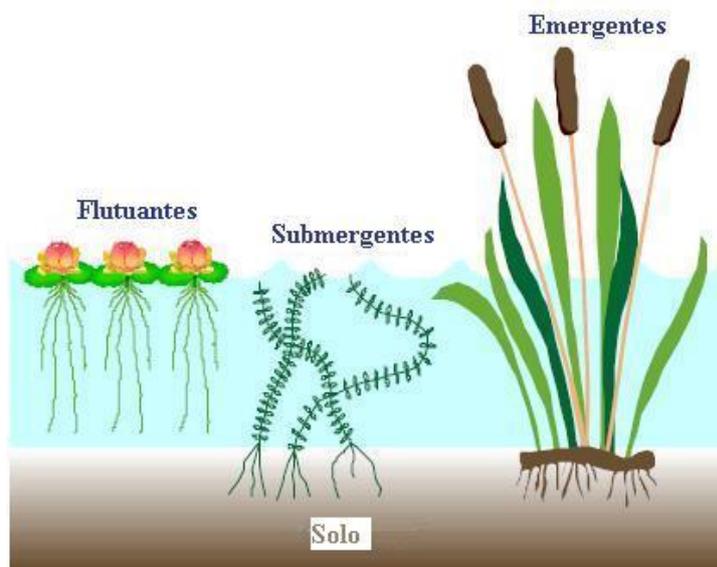


Figura 2 - Tipos de plantas de uma CW

Adaptado de: Merz, 2000

As plantas aquáticas têm um papel fulcral nas CW, actuando como filtros físicos que retêm os nutrientes e outros compostos, garantindo suporte para a actividade da comunidade microbológica e macroinvertebrada e formando zonas ideais para reacções de desnitrificação. Ao assegurar a presença de oxigénio nas zonas de sedimentação, ocorrem

fenómenos de mineralização e nitrificação propiciando a desnitrificação ao reter os nitratos presentes na massa de água para zonas anaeróbias (Thullen *et al.*, 2005).

No entanto, diversos problemas podem surgir se não houver cuidados de operação e manutenção do funcionamento. Se por alguma razão as plantas morrem, a carga orgânica aumenta pois as plantas mortas passam a funcionar como fonte de nitratos, resultando na insuficiência do tratamento. Para combater essa insuficiência do leito é necessário cortar e remover as plantas mortas (Relvão *et al.*, 1999). Se a vegetação se tornar densa, reduz-se a nitrificação e limita-se o desenvolvimento de predadores de mosquitos e de macroinvertebrados. A capacidade de retenção de nutrientes também diminui colocando em causa todo o funcionamento da estação de tratamento (Thullen *et al.*, 2005).

O desenvolvimento da vegetação nas estações de macrófitas envolve processos e mecanismos de interacção que podem ser limitados por factores físicos, químicos e biológicos. O resultado destas interacções e limitações é tal que pode restringir o crescimento e desenvolvimento de cada espécie consoante as condições ambientais que consegue suportar. Consequentemente, o sucesso da implementação depende da análise e compreensão das características do efluente e na tolerância das espécies às mesmas para que possa interagir com sucesso no meio onde foram introduzidas (Melvin *et al.*, 2008).

É fundamental respeitar a biodiversidade do meio envolvente uma vez que uma espécie que tenha elevada capacidade de reprodução e receba um efluente rico em nutrientes pode facilmente proliferar descontroladamente, resultando no congestionamento de canais e rios e na consequente degradação do ecossistema em que foi inserida, ou seja, causando uma infestação. Na escolha de uma determinada espécie é preciso ter em consideração a capacidade de resistência a águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados, variações de temperatura e a tipologia da zona húmida a estabelecer (Koga, 2008).

Atendendo ao descrito, a vegetação a implementar vai recair sobre um compromisso entre uma espécie com características que permitam realizar o tratamento com eficiência e que ao mesmo tempo garanta integração paisagística com as plantas naturais do ecossistema.

3.3. Tipo de escoamento

É habitual classificar estes sistemas de tratamento de acordo com o tipo de escoamento (Figura 3). Quando o efluente escoar à superfície, acima do solo, designa-se por *Free Water Surface* (FWS), sendo similar na aparência, às zonas húmidas naturais. Quando se move no solo, através de uma camada porosa de gravilha ou rocha, o sistema chama-se *Sub-Surface Flow* (SSF). Nestes sistemas o efluente pode percorrer a zona de tratamento de modo horizontal (*Horizontal Sub-Surface Flow* - HSSF) ou verticalmente (*Vertical Sub-Surface Flow* – VSSF, (USEPA, 1999)). É importante referir que é possível combinar estes dois sistemas, denominando-se por sistemas híbridos (*Hybrid System Sub-Surface Flow* – HSSSF) (Vymazal, 2006).

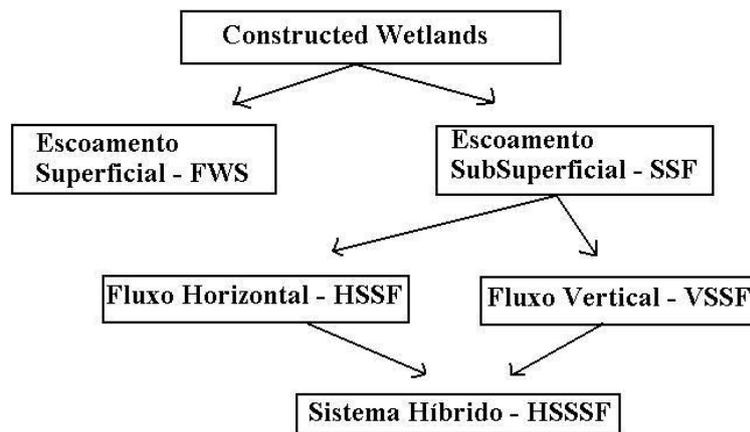


Figura 3 - Classificação das CW por tipo de escoamento
Adaptado de: Vymazal, 2006.

3.3.1. Escoamento superficial - FWS

As CW de escoamento superficial consistem em bacias de água, inseridas no solo ou em outro material capaz de suportar as raízes das plantas, sendo semelhantes a zonas húmidas naturais. Um sistema FWS é constituído pelo solo, vegetação e um espelho de água que se encontra em contacto com a atmosfera. A massa de água move-se através da CW acima do solo com velocidade reduzida, de uma forma calma (Figura 4). Pântanos ou zonas húmidas naturais podem ser facilmente incorporadas e interligadas com esta técnica (ITRC, 2003).

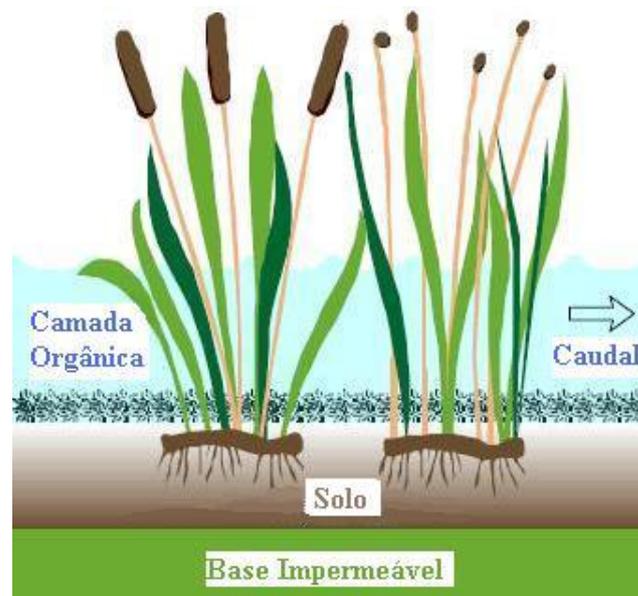


Figura 4 - Escoamento superficial - FWS
Adaptado de: Merz, 2000.

As plantas nestes sistemas são capazes de resistir continuamente a solos saturados, ou seja, com condições anaeróbias. Dependendo da difusão da atmosfera, mais propriamente da acção do vento e da quantidade de oxigénio introduzido no sistema pelas algas e pelas macrófitas, os sistemas FWS podem apresentar diversos níveis de oxigenação

(ITRC, 2003). Esta tipologia é de baixo custo de construção, de concepção simples e promove os diferentes tipos de habitats. As zonas húmidas FWS oferecem um bom controlo de caudal e uma variabilidade de construções que se adaptam a inúmeros efluentes. Para além destas características, o efeito visual e estético que possibilitam, são uma vantagem (ITRC, 2003).

3.3.2. Escoamento subsuperficial – SSF

Conhecidos por *reed beds*, *rock-reed filters*, *gravel beds* ou *vegetated submerged beds*, o leito é constituído por um material poroso, normalmente areia ou gravilha, através do qual flui a massa de água (ITRC, 2003). Esta técnica apresenta diversas vantagens associadas à redução do risco de exposição do Homem e do ecossistema a toxicidades. Também apresenta menos problemas com a propagação de infecções e pragas de insectos. O uso do solo como substrato promove uma maior área de contacto entre o biofilme e o efluente. No entanto, para a remoção de cargas orgânicas elevadas e de nutrientes esta técnica não apresenta eficácia elevada. Os sistemas SSF são mais apropriados para zonas de grandes amplitudes térmicas uma vez que o biofilme está abaixo do nível do solo, oferecendo assim maior estabilidade térmica (USEPA, 1993c).

Existem dois tipos de zonas húmidas com escoamento subterrâneo e este pode ser horizontal (HSSF) ou vertical (VSSF; Figura 5).



Figura 5 - Escoamento subsuperficial - SSF
Adaptado de: Merz, 2000.

O sistema horizontal apresenta uma boa eficiência na remoção de sólidos suspensos e de carga orgânica devido aos maiores Tempos de Retenção Hidráulico (TRH) e à existência de maior conhecimento e aperfeiçoamento desta tipologia (Zhang *et al.*, 2009). Por outro lado, existe uma limitação técnica intrínseca ao próprio mecanismo, uma vez que a taxa de infiltração pode, por vezes, não ser a desejada devido à falta de arejamento e de oxigénio, levando a uma obstrução no sistema que diminui a condutividade hidráulica (Koga, 2008).

A tecnologia VSSF tem melhor condutividade hidráulica e oxigenação no sistema radicular, possibilitando maiores taxas de nitrificação, ou seja, as próprias condições ambientais do sistema são favoráveis à nitrificação levando a melhores taxas de remoção de nitratos (Vymazal, 2008; Zhang *et al.*, 2009).

3.3.3. Sistemas híbridos – HSSSF

Como já foi descrito, cada técnica tem limitações e vantagens e algumas apresentam uma maior afinidade para remover certos poluentes do que outras. Neste contexto, têm sido desenvolvidos e projectados uma combinação das diferentes técnicas disponíveis, em série, surgindo assim os sistemas híbridos (Salatti, 2000). A título de exemplo, uma CW simples não atinge níveis de remoção de azoto como os sistemas híbridos, pois não consegue oferecer condições anaeróbias e aeróbias ao mesmo tempo, ao contrário dos sistemas combinados que possibilitam complementar as particularidades das tecnologias de fluxo horizontal e fluxo vertical (Zhang *et al.*, 2009).

A aplicação de determinados tipos de CW, ou de uma combinação de diferentes tipologias formando os sistemas híbridos, depende do efluente a ser tratado, dos poluentes e contaminantes a remover, da área disponível e do interesse paisagístico. Têm, portanto, que ser sistemas muito específicos, bem projectados e adaptados a cada caso (Salatti, 2000).

3.4. Dimensionamento

O dimensionamento de um leito de macrófitas não é uma operação simples face aos parâmetros intervenientes. É fundamental conhecer o balanço hídrico e as características do efluente a ser tratado. Os parâmetros biológicos fornecem os elementos para o cálculo do volume, as características das plantas controlam a profundidade e as relações hidráulicas determinam a configuração do leito (Relvão *et al.*, 1999).

Os objectivos a atingir, nomeadamente a concentração pretendida para os diferentes parâmetros de qualidade do efluente à saída da estação, a topografia, a área, a hidrogeologia e as condições climáticas, entre outros, são factores também importantes para que se possa dimensionar com sucesso uma CW (ITRC, 2003).

O TRH é uma estimativa do tempo médio que é necessário para o efluente percorrer por completo a CW, ou seja é a relação entre o comprimento do leito de macrófitas e a velocidade com o efluente o atravessa. Para que o tratamento seja eficiente, o TRH tem de ser igual ou superior ao tempo necessário para que o efluente adquira a concentração de saída desejada (ITRC, 2003). É importante incluir um factor de segurança, que aumenta o tamanho da CW, tendo assim em conta os picos de caudal (ITRC, 2003).

É necessária prudência ao dimensionar as CW porque as variações de temperatura, entre os meses mais frios e os mais quentes, têm uma forte influência na actividade dos microorganismos e das plantas que retêm os contaminantes presentes na água. Por outro lado, os caudais elevados, comuns no Inverno e na Primavera, podem mover as massas de água tão rápido que não existe tempo de retenção suficiente para que se realize o tratamento (Davis, 2002).

Assim, as taxas de remoção são mais elevadas nos períodos de maior calor e as perdas de água por evapotranspiração nestas épocas são bastante relevantes (Davis, 2002). A adequabilidade do caudal a estas épocas é importante, uma vez que a perda de água por evaporação pode chegar a valores elevados, sendo necessário, por vezes, recarregar a quantidade de água presente através de outras fontes.

3.5. Remoção de poluentes

A capacidade de tratamento da poluição depende de vários factores relacionados, nomeadamente, com a concentração do efluente, o tipo de plantas, a espessura e a porosidade do leito. Os principais poluentes que são removidos pelas CW são a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), os Sólidos Suspensos (SS) e nutrientes como o azoto e o fósforo (Relvão *et al.*, 1999).

Os contaminantes são removidos das águas superficiais por diferentes processos (físicos, químicos e biológicos) incluindo a sedimentação, degradação microbiológica e interações com as plantas (Lorion, 2001). A sedimentação é um processo que depende do tempo, com efeitos que têm impacto nas características físicas e químicas do solo, levando a alterações das características das plantas e do habitat. Se o processo for muito rápido pode haver acumulação excessiva no solo, diminuindo a profundidade, que pode levar a problemas de colmatção do leito (Melvin *et al.*, 2008).

A grande concentração de microorganismos que se desenvolvem junto aos rizomas e raízes das macrófitas cria um meio propício à degradação da matéria orgânica e à desnitrificação associada às reacções de oxidação/redução que ocorrem. A libertação de oxigénio junto às raízes e rizomas das macrófitas cria zonas de oxidação onde se processa a decomposição da matéria orgânica presente no efluente, formando-se dióxido de carbono e água. São os microorganismos aeróbios os principais responsáveis pela remoção da CBO. Por outro lado, e em simultâneo, com a decomposição da matéria orgânica a amónia é oxidada em nitratos pelas bactérias nitrificantes. Nos espaços entre raízes aparecem zonas anóxicas ou de redução por esgotamento do oxigénio, desenvolvendo-se bactérias desnitrificantes que promovem a redução dos nitratos em azoto que se liberta (Relvão *et al.*, 1999).

O fósforo chega à zona de tratamento com os sedimentos, embora seja possível encontrar concentrações elevadas no estado solúvel. Em algumas zonas húmidas é o nutriente limitante para o crescimento das plantas e quando está presente em excesso pode surgir facilmente eutrofização do meio. O fósforo é retido pelas plantas e é libertado quando estas se decompõem. Em condições anaeróbias, o fósforo tem tendência a solubilizar e pode ser retido pela água (Lorion, 2001).

3.6. Vantagens, desvantagens e limitações

De acordo com a bibliografia consultada relativa a CW para o tratamento de águas contaminadas com matéria orgânica e nutrientes, apresentam-se as seguintes vantagens:

- Baixos custos de construção e implementação (Relvão *et al.*, 1999);
- Baixos custos de exploração, operação e manutenção (Relvão *et al.*, 1999);
- Diminuição da carga poluidora, sendo possível a conservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Koga, 2008);
- Alta capacidade de absorção de sedimentos e altas taxas de oxidação pelos microorganismos associados à biomassa das plantas (Koga, 2008);
- Boas taxas de remoção de nutrientes (azoto e fósforo), de sólidos suspensos, e de CBO (Merz, 2000);
- Controlo da erosão dos solos e das infiltrações nos aquíferos (ITRC, 2003);
- Capacidade de reabilitação de zonas contaminadas (ITRC, 2003);
- Possibilidade de restaurar habitats e ecossistemas naturais (ITRC, 2003);

- Boa integração paisagística e estética assim como efeito visual (Relvão *et al.*, 1999);
- Poluição sonora inferior aos métodos tradicionais (ITRC, 2003);
- Possibilita o sequestro de carbono (ITRC, 2003);
- Facilita a reutilização e a reciclagem de água (ITRC, 2003);
- As águas provenientes destes sistemas podem ser armazenadas e usadas em irrigação (Relvão *et al.*, 1999);
- A manutenção apenas é necessária periodicamente (ITRC, 2003);
- Podem ser construídas em locais baixos, mesmo que inundáveis, sem inconvenientes ambientais (Relvão *et al.*, 1999);
- Técnica em desenvolvimento contínuo e padronização (ITRC, 2003);
- Por constituírem sistemas de baixa tecnologia, são de manutenção simples, podendo ser mantido por pessoal não qualificado (Relvão *et al.*, 1999).

Contudo, as CW também apresentam desvantagens e limitações na remoção de contaminantes de águas superficiais, nomeadamente:

- O local de construção necessita de características específicas (ITRC, 2003);
- O tempo para o de funcionamento óptimo é atingido mais tarde quando comparado com outras tecnologias (ITRC, 2003);
- Risco de proliferação de insectos (ITRC, 2003; Relvão *et al.*, 1999);
- Podem surgir odores desagradáveis provenientes dos processos anaeróbios biológicos (ITRC, 2003);
- A longo prazo podem integrar-se nos ecossistemas, aumentando assim os custos de manutenção (ITRC, 2003);
- A acumulação de contaminação tem de ser controlada e monitorizada para não por em risco o ecossistema (ITRC, 2003);
- Geralmente são necessárias grandes áreas para a implementação, se o terreno não for financeiramente acessível pode incrementar extraordinariamente o preço da estação de tratamento (Davis, 2002);
- A performance pode não ser consistente, porque a eficiência varia sazonalmente com alterações das condições ambientais, nomeadamente cheias e secas (Davis, 2002);
- Os microorganismos são sensíveis a químicos tóxicos e a pesticidas (Davis, 2002);
- Se a concentração do efluente sofrer alterações bruscas, a eficiência do sistema pode demorar a responder (Davis, 2002);
- Por ser um sistema relativamente recente, ainda não há um consenso sobre a concepção perfeita a implementar, assim como informações sobre o seu funcionamento a longo prazo (Davis, 2002).

4. Bacia Hidrográfica do rio Vouga - o caso de estudo

O caso de estudo seleccionado foi a Bacia Hidrográfica do rio Vouga (BHV), já que é uma bacia caracterizada por uma ocupação de solo dominado principalmente pela actividade agrícola e com níveis de poluição difusa preocupantes com origem na agricultura. É importante referir que este capítulo de caracterização teve por base o Plano de Bacia Hidrográfica do Vouga (PBHV), documento de 2001, e da responsabilidade da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional da Região Centro. “É um documento que define orientações de valorização, protecção e gestão equilibrada da água, de âmbito territorial, de acordo com o Despacho Ministerial de 31 de Dezembro de 1998 e com o Decreto-Lei n.º 45/94 de 22 de Fevereiro” (www.inag.pt).

4.1. Caracterização geográfica da bacia hidrográfica do rio Vouga

O rio Vouga nasce na serra da Lapa, a cerca de 930 m de altitude e percorre 148 km até desaguar na Barra de Aveiro. A sua bacia hidrográfica, com 3.571 km² de área, é confinada a sul pela Serra do Buçaco, que a separa da bacia do rio Mondego, e a norte pelas serras de Leomil, Montemuro, Lapa e da Freita, que a separa da bacia do rio Douro (Figura 6; PBHV, 2001a; PBHV, 2001c).

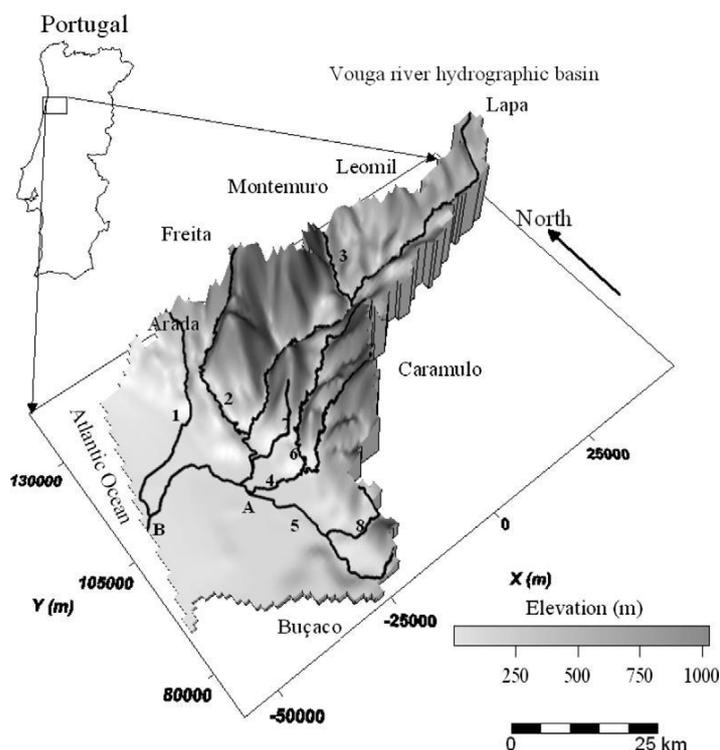


Figura 6 - Localização, topografia e modelo de escoamento da BHV

Fonte: Weijden e Pacheco, 2006.

X e Y são coordenadas *Hayford-Gauss*. Lapa, Leomil, Caramulo, etc, são nomes de cadeias montanhosas circundantes. Números e Nomes dos afluentes do Rio Vouga: 1 – Antuã, 2 – Caima, 3 – Sul, 4 – Águeda, 5 – Cértima, 6 – Alfusqueiro, 7 – Marnel, 8 – Serra. A letra A representa a Pateira de Fermentelos, e B a Ria de Aveiro.

Esta bacia não está definida como uma bacia habitual, caracterizada por um rio principal bem delineado e seus afluentes, visto que se trata de um conjunto hidrográfico de

rios que desaguam perto da foz do Vouga. O Vouga e seus afluentes (como o rio Caima, Antuã, Águeda, Cértima, Sul e Varoso, entre outros), desaguam numa laguna que comunica com o mar, a ria de Aveiro, coexistindo com uma densa rede de canais mareais relacionados com a ria (Figura 7; PBHV, 2001b).

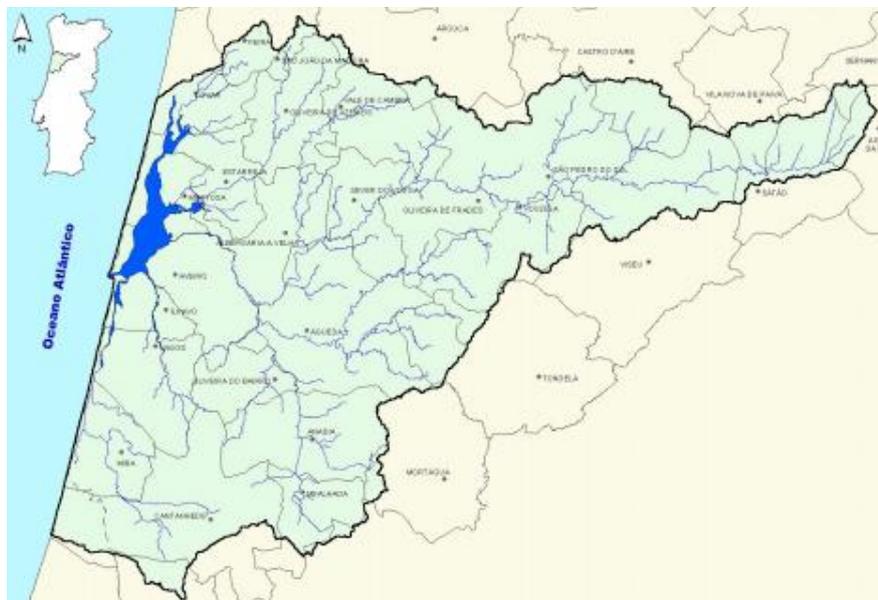


Figura 7 - Bacia hidrográfica do rio Vouga

Fonte: PBHV, 2001b.

4.2. Características hidrológicas

A precipitação média anual ponderada sobre a bacia é de 1387 mm, ocorrendo os máximos anuais na serra do Caramulo da ordem de 2334 mm e os mínimos na zona do baixo Vouga lagunar, da ordem de 745 mm. O regime pluviométrico na bacia distingue-se por um semestre chuvoso, correspondendo à estação fria, e um semestre seco que corresponde à estação quente. O mês mais chuvoso é Dezembro, e os meses mais secos são Julho e Agosto, características típicas de um clima mediterrâneo. A distribuição sazonal da precipitação é muito salientada, concentrando-se no semestre húmido (Outubro - Março) cerca de 74 % da precipitação (PBHV, 2001b).

A evaporação média anual na bacia é de cerca de 1000 mm/ano. O valor máximo de evaporação ocorre na Serra da Muna e é da ordem de 1450 mm/ano, enquanto que o mínimo é atingido na zona das Dunas de Mira e da ordem dos 800 mm/ano (PBHV, 2001c).

A temperatura média anual varia entre 12 °C e 15°C, diminuindo da zona costeira para o interior. Entre Julho e Agosto verificam-se os valores máximos para a temperatura média diária do ar (cerca de 21°C), e entre Dezembro e Janeiro ocorrem as temperaturas mínimas (cerca de 10°C). A amplitude térmica varia entre um mínimo no litoral (cerca de 8°C) e um máximo semelhante para o interior da bacia e para as cabeceiras (cerca de 14°C). Os valores extremos absolutos da temperatura do ar são mínimos entre Dezembro e Janeiro, - 7°C no Caramulo e - 12°C em Moimenta da Beira, e são máximos entre Julho e Agosto variando entre 40°C em Anadia e 32°C em Bigorne (PBHV, 2001c).

A humidade relativa do ar atinge o máximo de 84% no Caramulo e 90% em S. Pedro do Sul, entre os meses de Novembro e Janeiro. É nos meses mais secos, Julho e

Agosto, que ocorrem os valores mínimos de humidade do ar entre 60% em Moimenta da Beira e 80% em S. Jacinto (PBHV, 2001c).

Estudadas as características meteorológicas, verifica-se que a bacia do Vouga está abrangida por um clima temperado húmido, com estação seca no Verão, o qual é amplo e moderadamente quente. Este tipo de clima é caracteristicamente mediterrânico, com influência oceânica (PBHV, 2001b).

Do PBHV é conhecido que a afluência média anual é de 2.223 hm³, correspondendo a um escoamento médio anual de 737 mm. Na área da bacia, a evapotranspiração média anual é de 718 mm, o caudal médio no mês mais seco é de 17 hm³ e o caudal médio no mês mais húmido, é de 361 hm³ (Tabela 2).

Tabela 2 - Resumo das características hidrológicas
Adaptado de: PBHV, 2001b.

Características Hidrológicas	
Valor Anual	
Afluência média	2.223 hm ³
Necessidades de água totais	235 hm ³
Precipitação média	1.387 mm
Evapotranspiração média	718 mm
Escoamento médio	737 mm
Valor Mensal	
Caudal médio mês mais seco	17 hm ³
Caudal médio mês mais húmido	361 hm ³

4.3. Unidades hidrológicas homogéneas

Tendo como objectivo conhecer mais profundamente as diferentes zonas da bacia, esta foi definida em cinco Unidades Hidrológicas Homogéneas (UHH; Figura 8).

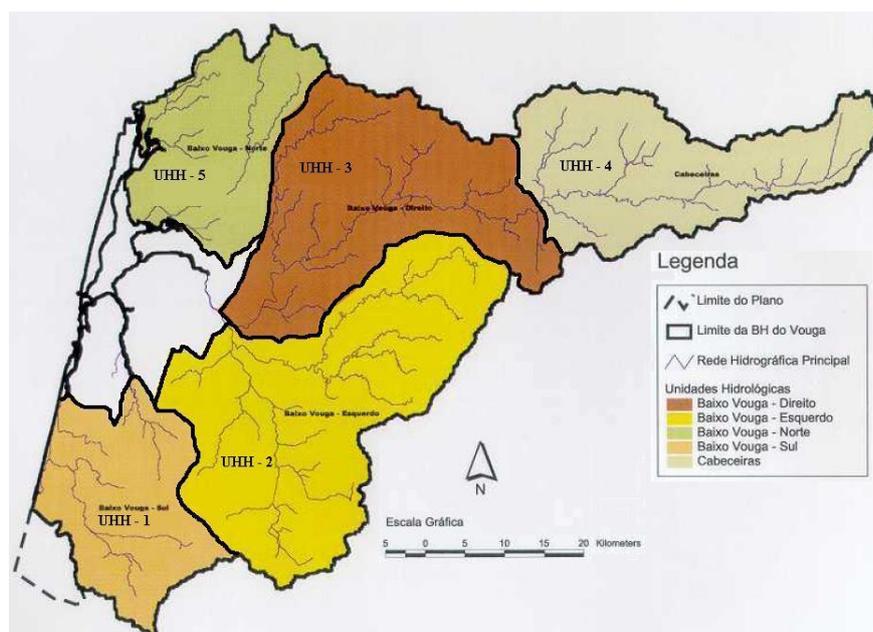


Figura 8 - Unidades hidrológicas homogéneas
Fonte: PBHV, (PBHV, 2001d)

Baseado no PBHV, que de acordo com os diferentes tipos de morfologia, clima, regime hidrológico e ocupação do solo (Tabela 3), foram inseridas em três grandes unidades hidromorfológicas: Alto Vouga, Médio Vouga e Baixo Vouga.

- Baixo Vouga:

Baixo Vouga Sul (UHH-1): zona terminal da bacia, que corresponde à zona lagunar que abrange o Braço Sul da ria. Os principais afluentes são a ribeira da Corujeira e o rio Boco.

Baixo Vouga Norte (UHH-5): Corresponde à zona lagunar designada correntemente por ria de Aveiro. Afluente ao rio Vouga, o Braço Norte da Ria de Aveiro (que inclui os rios Antuã, Fontão, Negro e a ribeira de Caster), e o Braço da Gafanha (que inclui a zona superior da bacia do rio Boco).

- Médio Vouga:

Médio Vouga Esquerdo (UHH-2): zona que se desenvolve até à entrada na Ria de Aveiro em que o rio corre num leito pouco declivoso, em vales suaves e com leitos de cheias em ambas as margens. Nesta zona a bacia hidrográfica tem forma relativamente arredondada e é neste troço que conflui o rio Águeda principal afluente do rio Vouga. Aqui inclui-se também o rio Cértima.

Médio Vouga Direito (UHH-3): zona da bacia que se desenvolve entre S. Pedro do Sul e Albergaria-A-Velha. A jusante de S. Pedro do Sul, o rio Vouga deixa de se desenvolver numa zona de planalto, entrando numa zona de relevo mais acentuado, de vales encaixados e densidade de drenagem elevada. Os principais afluentes do rio Vouga na margem direita, de jusante para montante são os rios Caima, Mau, Teixeira e Varoso.

- Alto Vouga:

Cabeceiras (UHH-4): zona superior da bacia que se desenvolve até S. Pedro do Sul, onde esta apresenta uma forma relativamente alongada e o rio desenvolve-se numa zona de planalto. Unidade onde se incluem as bacias do rio Sul e do rio de Mel.

Tabela 3 - Percentagem de ocupação das UHH relativamente à bacia
Adaptado de: PBHV, 2001a.

Classes	Área (ha)	Percentagem de Ocupação (%)
UHH-1 – Baixo Vouga Sul	44551	12
UHH-2 – Baixo Vouga Esquerdo	97445	27
UHH-3 – Baixo Vouga Direito	76298	21
UHH-4 – Cabeceiras	59303	16
UHH-5 – Baixo Vouga Norte	86876	24
Total	364473	100

4.4. Usos do Solo na Bacia

No sentido de analisar a ocupação do solo na BHV em geral e nas UHH em particular, classificam-se os usos do solo (Tabela 4).

Tabela 4 - Distribuição das classes de ocupação de solo pelas UHH no ano de 1990
Adaptado de: PBHV, 2001a.

Classes	UHH-1		UHH-2		UHH-3		UHH-4		UHH-5	
	ha	%								
Território Artificializado	2333	5,2	5402	5,5	3389	4,4	1390	2,3	10152	11,7
Zona Agrícola	17127	38,4	32501	33,4	18340	24,0	14286	24,1	27952	32,2
Florestas	21298	47,8	49599	50,9	42637	55,9	28549	48,1	32419	37,2
Formações arbustivas, áreas degradadas	3516	7,9	8977	9,2	10206	13,4	12011	20,3	3006	3,5
Meios Semi-Naturais	162	0,4	424	0,4	1184	1,6	3006	5,1	1694	1,9
Zonas Húmidas	115	0,3	542	0,6	542	0,7	61	0,1	11653	13,4
Área Total (ha)	44551	100	97445	100	76298	100	59303	100	86876	100

Segundo o percurso do rio Vouga, desde a nascente até à foz, é possível verificar que os tipos de ocupação de solo se vão alterando ao longo da bacia (Figura 9)

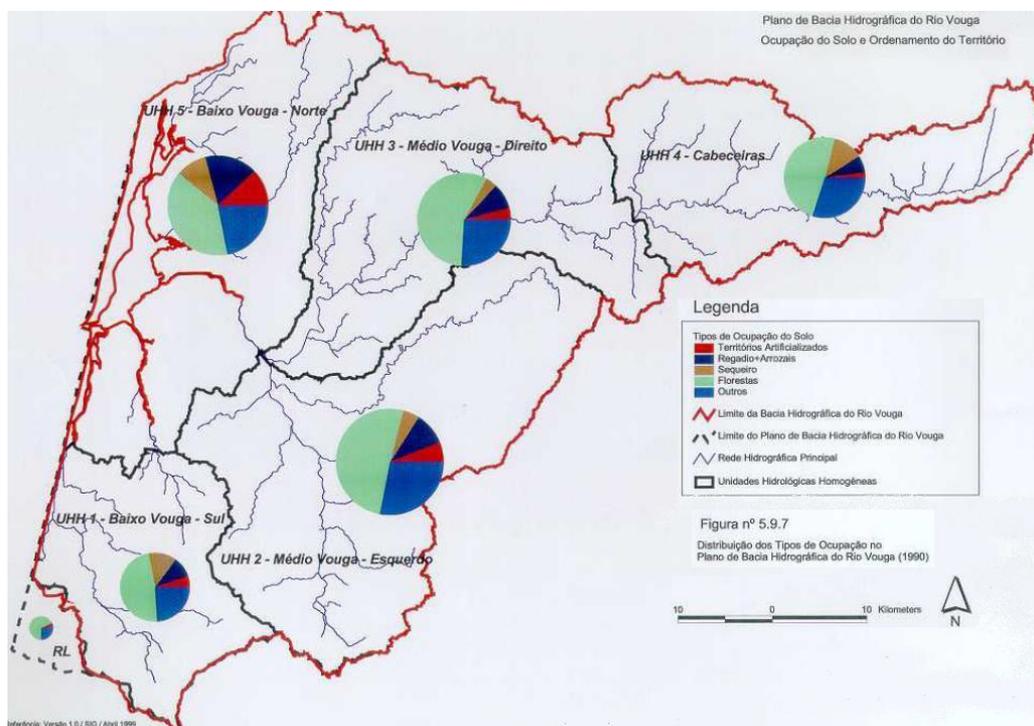


Figura 9 - Distribuição dos tipos de ocupação de solo por UHH
Fonte: PBHV, 2001a.

Na UHH-4, Cabeceiras, verifica-se o predomínio das florestas (48%), das zonas agrícolas (24%) e das formações arbustivas e áreas degradadas (20%). As culturas de regadio e de sequeiro mostram representatividade, principalmente ao longo dos cursos de água que se desenvolvem em zonas planas e alongadas. A agricultura intensiva é beneficiada pelas épocas de chuva intensa, alocando-se nos socalcos naturais e nas zonas de menor inclinação. Ao invés, as culturas de sequeiro são semeadas nas zonas de maior declive. Em termos de comportamento hidráulico e ambiental considera-se que esta unidade não apresenta pressões elevadas, seja relativo à poluição ou à artificialização da paisagem.

No Médio Vouga Direito, UHH-3, prevalecem os espaços florestais (56%) e as zonas agrícolas (24%). Devido à geografia da zona, o rio desenvolve-se em relevos mais acentuados, em vales encaixados, com uma densidade de drenagem superior à zona a montante. À semelhança da zona de Cabeceiras, as culturas de regadio acompanham as linhas de água e as curvas de nível, desenvolvendo-se nos socalcos. Estas culturas reduzem o escoamento superficial beneficiando assim a infiltração. As culturas de sequeiro são muito pouco significativas.

Na UHH-2 – Médio Vouga Esquerdo, predominam também os espaços florestais (51%) e desenvolvem-se as zonas agrícolas (33%). Em relação às áreas anteriores, verifica-se um decréscimo das formações arbustivas e áreas degradadas. Estas alterações estão interligadas com a mudança de paisagem, pois o Vouga volta a desenvolver-se em leitos com menor declive, em vales abertos, e dá-se a confluência do rio Águeda, seu principal afluente. As condições para uma maior artificialização da paisagem intensificam-se, e de montante para jusante estas áreas vão progressivamente engrossando. O mesmo acontece com as culturas de regadio e sequeiro que ganham também maior representação.

No Baixo Vouga Norte, UHH-5, verifica-se que os espaços florestais dominam (37%), apesar de ser a representação mais pequena em relação ao total da bacia. Assim, verifica-se que os territórios artificializados, as culturas de regadio e de arrozais e as culturas de sequeiro apresentam maior expressão, assumindo-se aqui a maior representação na bacia. É importante referir que esta área é caracterizada por uma vasta zona aplanada de vales abertos, compostos por areias eólicas e aluviões pouco consolidados que se desenvolvem entre Aveiro e a Barra de Aveiro e que corresponde à zona lagunar da Ria de Aveiro. Existe neste troço, uma percentagem bastante significativa de área interligada a zonas mais impermeabilizadas e responsáveis por poluição tóxica e por poluição difusa, assim como elevados consumos potenciais de água. As pressões verificadas sobre os recursos hídricos são fortes, devido ao aumento da ocupação humana e da evolução da artificialização dos espaços naturais.

Por último, na UHH-1 – Baixo Vouga Sul, é de salientar o domínio dos espaços florestais (48%), e a considerável ocupação das práticas agrícolas em relação às outras unidades. É de referir as grandes diferenças na ocupação do solo desta unidade para a anterior. O que se passa no braço norte da ria de Aveiro é distinto do que se verifica no braço sul da ria de Aveiro, onde as zonas naturais e a área agrícola têm maior expressão do que a ocupação humana e a consequente artificialização ambiental que ainda não ganhou uma expressão tão elevada. Todavia, é importante considerar que nesta unidade estão presentes importantes utilizadores dos recursos hídricos e as utilizações pressupõem acções poluidoras quer do tipo tóxico, quer difuso.

Após a análise efectuada, com base no descrito, na Figura 9 e na Tabela 4, conclui-se que o potencial de utilização dos recursos hídricos se intensifica no troço final do rio onde se verificam as maiores pressões, quer ao nível da utilização dos recursos hídricos,

quer ao nível da qualidade da água (PBHV, 2001b). Na UHH-5, é onde se verifica a maior predominância de território artificializado, e na UUH-2, é onde se verifica a maior predominância de terrenos agrícolas, com maior área, sendo a zona onde a actividade agrícola é mais intensa, relevante e preocupante.

4.5. Principais fontes de poluição

A poluição difusa é o tipo de poluição proveniente de actividades antropogénicas que não são caracterizadas directamente, como por exemplo as cargas provenientes das florestas e de actividades agrícolas, nomeadamente o uso de pesticidas e fertilizantes. Por outro lado, a poluição pontual ou tópica é a poluição cuja fonte é proveniente de um ponto conhecido e está caracterizado e bem definido, por exemplo fontes domésticas, fontes industriais e pecuárias (<http://www.eea.europa.eu/pt>).

Assim e para avaliar o nível de poluição na água da BHV, foi considerado a matéria orgânica, os sólidos suspensos e os nutrientes. Para avaliar a quantidade de matéria orgânica recorreu-se aos parâmetros Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias (CBO₅) e Carência Química de Oxigénio (CQO).

A análise de SS, é de extrema importância para o estudo da qualidade da água, uma vez que os sólidos são responsáveis pelo transporte de vários contaminantes, designadamente metais, nutrientes e organismos microbiológicos.

O estudo dos nutrientes disponíveis na água é fundamental pois condiciona toda a análise do fenómeno de eutrofização. Os dois principais nutrientes são o azoto (N) e o fósforo (P) sendo necessário ter atenção às diferentes formas como se apresentam na água.

O azoto pode existir na água sob a forma dissolvida ou particulada. O azoto dissolvido é constituído por compostos inorgânicos, nomeadamente o azoto amoniacal (NH₄), o nitrato (NO₃) e, em menores quantidade, o nitrito (NO₂). O azoto particulado é sobretudo composto por azoto orgânico. Designa-se azoto total à soma de todas estas formas de azoto. À soma do azoto amoniacal com o azoto orgânico chama-se azoto Kjeldahl (PBHV, 2001).

O fósforo dissolvido é composto sobretudo por ortofosfato (PO₄) e por compostos orgânicos dissolvidos (PBHV, 2001).

A Tabela 5 resume as estimativas da carga total gerada na bacia do rio Vouga em termos de CBO₅, CQO, SS, Azoto e Fósforo. Estas estimativas correspondem a valores totais que podem eventualmente ser sujeitos a tratamento em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) antes de serem lançados para a rede hidrográfica. Esta tabela indica que o sector que mais contribui para a contaminação em matéria orgânica e em sólidos suspensos é o doméstico, que é responsável, respectivamente, por 57 % e 51% da contaminação total. No que respeita à CQO, os sectores doméstico e industrial são responsáveis, em partes sensivelmente iguais, por 98% da contaminação total. A análise das fontes de contaminação em azoto revela a contribuição da poluição difusa e das cargas domésticas. A carga em fósforo provém essencialmente das fontes domésticas (53%) e em menor grau da poluição difusa (23%) e das boviniculturas (19%).

Tabela 5 - Carga poluente total na BHV
Adaptado de: (PBHV, 2001a; PBHV, 2001d)

Origem da Poluição		CBO ₅ (tonCBO ₅ /ano)	CQO (tonCQO/ano)	SST (ton/ano)	Azoto (tonN/ano)	Fósforo (tonP/ano)
Pontual	Doméstica	13276	29971	19914	1770	332
	Industrial	8675	31754	7726	-----	-----
	Pecuária	1443	2399	11741	4444	148
Difusa		-----			1795	143
Total		2394	64124	39381	4009	623

É portanto, notória a forte contribuição da poluição de origem difusa na BHV, essencialmente no que toca à quantidade de azoto. As regiões de maior risco de contaminação são a área drenada pelo rio Antuã, a bacia intermédia entre Carvoeiro e Vouzela, a área drenada pelo rio Cértima e ainda a região do baixo Vouga, junto à ria. Estas zonas mais susceptíveis de poluição difusa representam zonas agrícolas com agricultura intensiva. As regiões de São João da Madeira e Oliveira de Azeméis representam as zonas de maior risco de contaminação de fósforo de toda a bacia (PBHV, 2001).

Recorrendo à Tabela 5 e ao PBHV (2001c) que fornece uma estimativa da quantidade de azoto por área, na BHV, é possível obter uma quantidade da contribuição da agricultura na poluição difusa em cada UHH, (Tabela 6) ou seja:

Tabela 6 - Quantidade de azoto e de fósforo por poluição difusa nas UHH
Adaptado de: PBHV, 2001d.

	UHH-1	UHH-2	UHH-3	UHH-4	UHH-5	Total
Quantidade de Azoto (ton N/ano)	224	476	376	293	426	1795
Quantidade de Fósforo (ton P/ano)	17	38	31	23	34	143

4.6. Poluição causada por nitratos de origem agrícola

Nas últimas décadas, a actividade agrícola tem recorrido a fertilizantes azotados e fosfatados inorgânicos, que têm repercussões a nível ambiental. Deste modo, surge a Directiva 91/676/CEE (Directiva Nitratos) relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, transposta para o direito interno pelo DL n.º 235/97, de 3 de Setembro e alterado pelo DL n.º 68/99, de 11 de Março.

Para identificação das áreas mais susceptíveis à contaminação por nitratos de origem agrícola, realizaram-se estudos de caracterização das áreas regadas e das zonas com ocupação agrícola. Este diagnóstico da qualidade das águas no âmbito dos Planos de Bacia Hidrográfica (PBH) mostrou claramente níveis preocupantes de nitratos de origem agrícola (Ribeiro *et al.*, 2002). As áreas que drenam para as águas poluídas ou susceptíveis de serem poluídas por nitratos e onde se pratiquem actividades agrícolas que possam contribuir para a poluição das mesmas definem-se como Zonas Vulneráveis (ZV). De acordo com a Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro, Portaria n.º 833/2005, de 16 de Setembro, Portaria n.º 1433/2006, de 27 de Dezembro e Portaria n.º 1366/2007, de 18 de

Outubro, são consideradas 16 zonas vulneráveis: oito em Portugal Continental (MAOTDR, 2008).

Uma dessas ZV, a ZV de Aveiro (ZV-2) tem como delimitação a EN109, caminho de ferro Aveiro-Pampilhosa, IP1 e caminho de ferro Sernada do Vouga-Aveiro até EN 109, com uma extensão de 4500 ha (Figura 10). Esta ZV-2 compreende às freguesias de Eirol, Eixo, Esgueira, Glória, Oliveirinha, Requeixo, São Bernardo, Santa Joana, Nossa Senhora de Fátima, Oliveira do Bairro e Oiã (MADRP, 2003).

ZV N.º 2

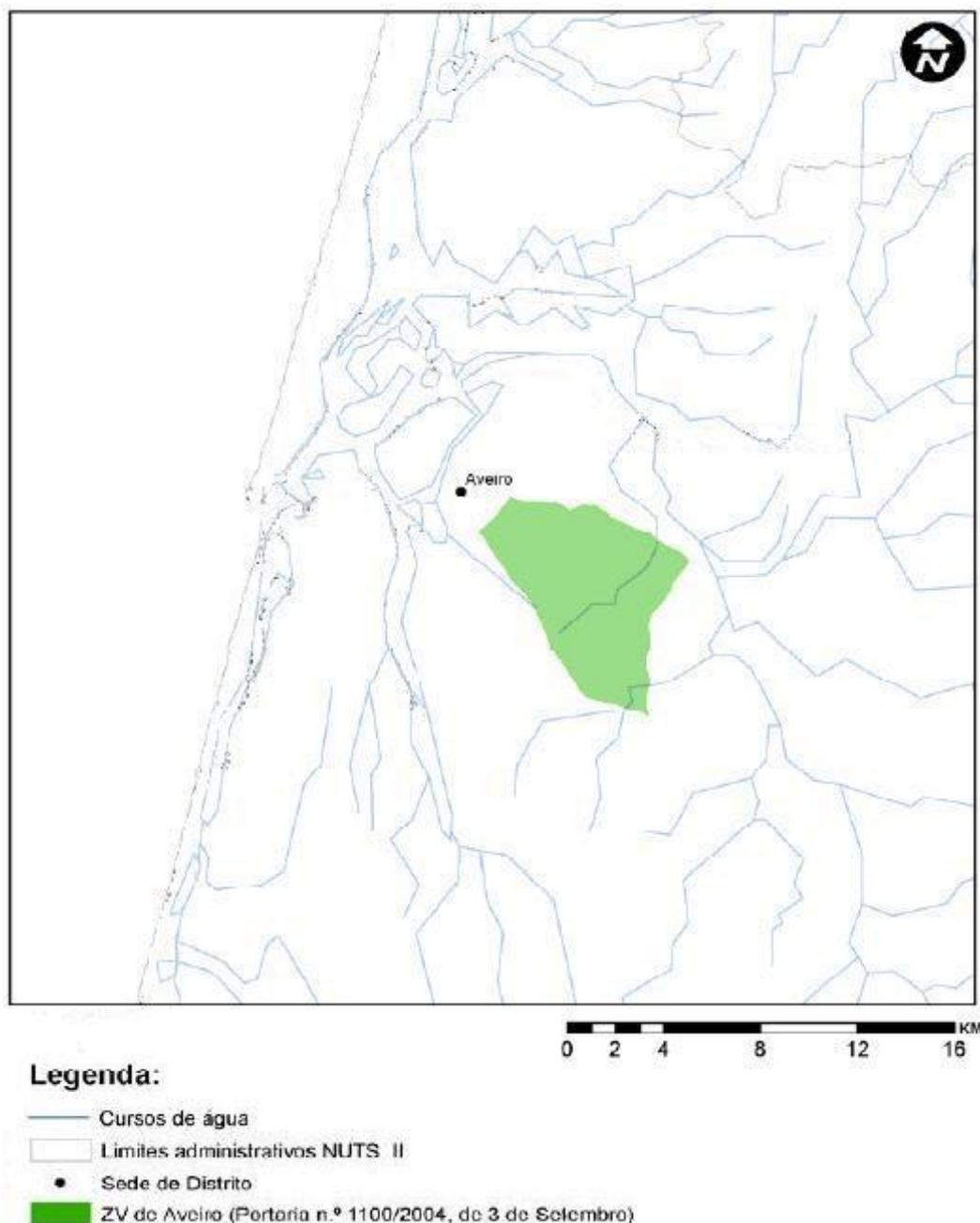


Figura 10 - Zona Vulnerável de Aveiro – ZV-2

Fonte: MAOTDR, 2008.

Esta ZV-2 está inserida na BHV, mais concretamente na UHH-2 Baixo Vouga Esquerdo. Esta é uma zona predominantemente agrícola, caracterizada por um sistema de

produção intensivo, onde cerca de 25% é área agrícola, com explorações constituídas maioritariamente por pequenas parcelas (de área média da ordem de 0,3 ha/parcela) dirigidas essencialmente para a produção hortícola, pecuária, e para a produção de leite (MAOTDR, 2008). As características topográficas dos terrenos, menos declivosos e em vales abertos proporcionam culturas de regadio, de sequeiro e forrageiras, como também a acumulação de compostos azotados provenientes das práticas de adubação não controladas e da aplicação de estrumes (CCE, 2007; MADRP, 2003; PBHV, 2001b).

Assim este parece ser um ponto relevante e representativo do local com maior actividade agrícola de toda a BHV. Conhecendo a vulnerabilidade desta área e a contribuição da agricultura para as quantidades de azoto no ambiente aquático, faz sentido estudar soluções com vista à diminuição da concentração de nitratos nos meios hídricos provenientes da actividade agrícola na área drenada pelo rio Cértima.

5. Apresentação de Resultados

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos, provenientes da aplicação dos modelos escolhidos, com base na literatura, e são justificadas essas opções. Na secção 5.1 e 5.2 são expostos os modelos estimados para os Custos de Construção (CC) e os Custos de Operação & Manutenção (COM). As decisões e as escolhas tomadas são justificadas com base no método visual/gráfico e na análise estatística. Na secção 5.3 adaptam-se os resultados obtidos ao caso de estudo e ao local definido anteriormente como possível de ser aplicado a uma estação de macrófitas para o tratamento de poluição proveniente da actividade agrícola, isto é, o rio Cértima incluído na BHV.

5.1. Validação dos modelos para custos de construção

A relação entre os CC e a quantidade de água tratada – M3 (em m³/dia), foi avaliada para os seguintes modelos (ver Capítulo 2 para mais detalhes):

$$\text{Linear: } CC = c_1 + c_2 * M3 \quad (5.1)$$

$$\text{Quadrático: } CC = c_1 + c_2 * M3 + c_3 * M3^2 \quad (5.2)$$

$$\text{Logarítmico: } CC = c_1 + c_2 * \ln M3 \quad (5.3)$$

$$\text{Exponencial: } CC = c_1 * e^{c_2 * M3} \quad (5.4)$$

onde c_1 , c_2 e c_3 são os parâmetros a estimar dos respectivos modelos. Os resultados das estimativas são apresentados na Tabela 7 e no Gráfico 1.

Antes da análise de regressão linear destas formas funcionais, identificaram-se as observações que não são incluídas na análise. Primeiro, restringiu-se a análise apenas para os valores da variável CC não nulos ($CC > 0$), passando o número de observações de 41 para 35 (6 observações nulas). Depois, identificaram-se os dados que se encontravam consideravelmente distanciadas do grosso das observações e, portanto, considerados *outliers* (Hall *et al.*, 2004). Assim #13 e #29 são excluídas desta análise. Concluindo, a apreciação dos modelos para os CC é realizada com um total de 33 observações ($n=33$).

O Gráfico 1, onde estão representados os modelos avaliados, permite (à primeira vista) rejeitar o modelo Logarítmico e Exponencial, pois não são os modelos que se encontram mais entrosados com as observações. Os modelos Linear e Quadrático mostram adaptar-se melhor, e indicam um melhor entrosamento e uma melhor relação com as observações incluídas na análise.

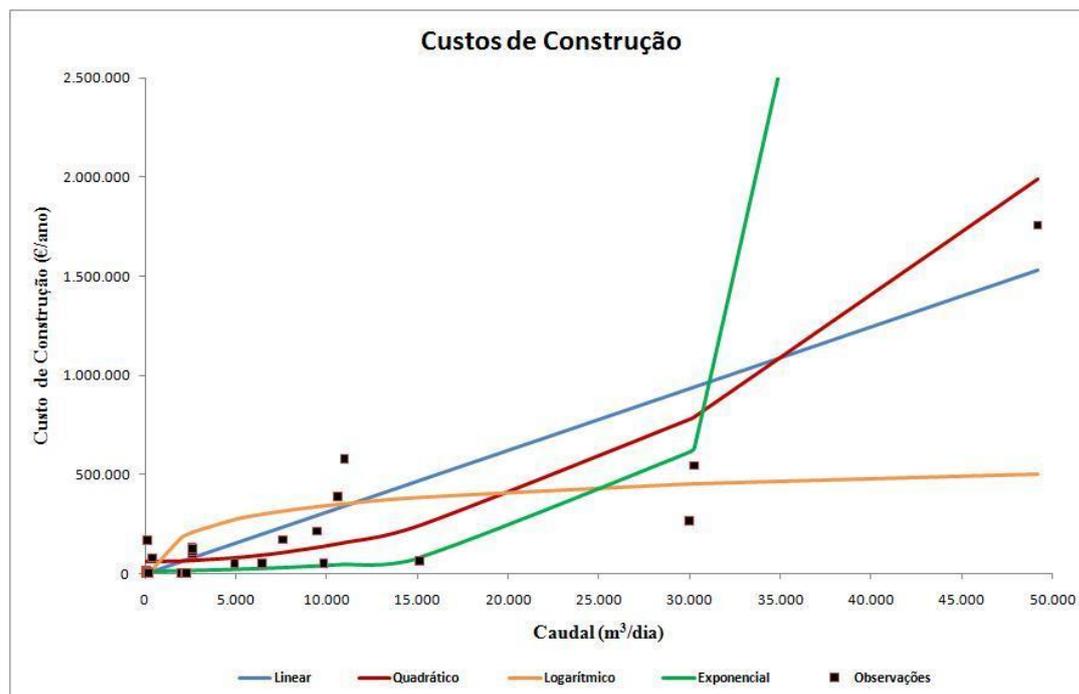


Gráfico 1 - Observações e modelos completos da relação entre os CC e M3

Na Tabela 7 são apresentados os resultados dos modelos completos e reduzidos da estimativa dos CC em função da quantidade de água a tratar, M3.

Tabela 7 - Coeficientes dos modelos referentes à variável CC

CC	Linear	Quadrático	Logarítmico	Exponencial
Modelo Completo				
C_1	-32619	66462	-574897**	9,244***
C_2	32,481***	-1,621	99487***	0,000136***
C_3	-	0,000831***	-	-
R^2	0,742	0,839	0,229	0,384
R^2 Ajustado	0,738	0,828	0,204	0,364
Modelo Reduzido				
C_1	-	61107*	-574897**	9,244***
C_2	31,072***	-	99487***	0,000136***
C_3	-	0,000796***	-	-
R^2	0,737	0,838	0,229	0,384
R^2 Ajustado	0,737	0,833	0,204	0,364

Notas: n= 33 observações;

*** Significância a 1%, $Prob < 0,01$; ** Significância a 5%, $0,01 < Prob < 0,05$; * Significância a 10%, $0,05 < Prob < 0,10$

O modelo linear completo apresentou o coeficiente c_1 com valor negativo e insignificativo ($Prob > 0,10$) e o coeficiente c_2 com valor positivo (função crescente) e altamente significativo ($Prob < 0,01$). Os R^2 e R^2 Ajustado são elevados, indicando que o modelo é relativamente forte na explicação da variabilidade da regressão. Dada a sua insignificância elimina-se c_1 , do modelo de regressão, obtendo assim o modelo reduzido apenas com uma variável explicatória - coeficiente linear (c_2). O coeficiente c_2 é altamente significativo ($Prob < 0,01$) enquanto R^2 e R^2 Ajustado se mantêm elevados.

O modelo quadrático completo apresentou um valor de *Prob* elevado ($Prob > 0,10$) para o coeficiente c_1 , muito elevado para c_2 ($Prob > 0,10$), e altamente significativo para c_3 ($Prob < 0,01$). Os R^2 e R^2 Ajustado são elevados, indicando que o modelo é relativamente forte na explicação da variabilidade da regressão. Dada a sua insignificância elimina-se c_2 do modelo de regressão, obtendo assim o modelo reduzido com maior estabilidade, sendo agora o coeficiente c_1 mais significativo ($0,05 < Prob < 0,10$) e o coeficiente c_3 mantém a sua significância ($Prob < 0,01$), enquanto que R^2 e R^2 Ajustado se mantêm elevados.

Tanto o modelo Logarítmico como o Exponencial apresentam valores de *Prob* reduzidos, altamente significativos, e muito bons para os respectivos coeficientes, não estando assim susceptíveis de alteração devido a este indicador. No entanto os indicadores da qualidade da regressão R^2 e R^2 Ajustado são bastante baixos, levando a concluir que estes modelos não são compráveis com os anteriores e que não se ajustam aos dados da investigação.

Com base no método visual e na análise estatística conclui-se, então, que os modelos que melhor se aplicam a este caso são o modelo linear reduzido e o modelo quadrático reduzido (Gráfico 2).

$$CC(M3) = 31,072 * M3 \quad (5.5)$$

$$CC(M3) = 61107 + 0,000796 * M3^2 \quad (5.6)$$

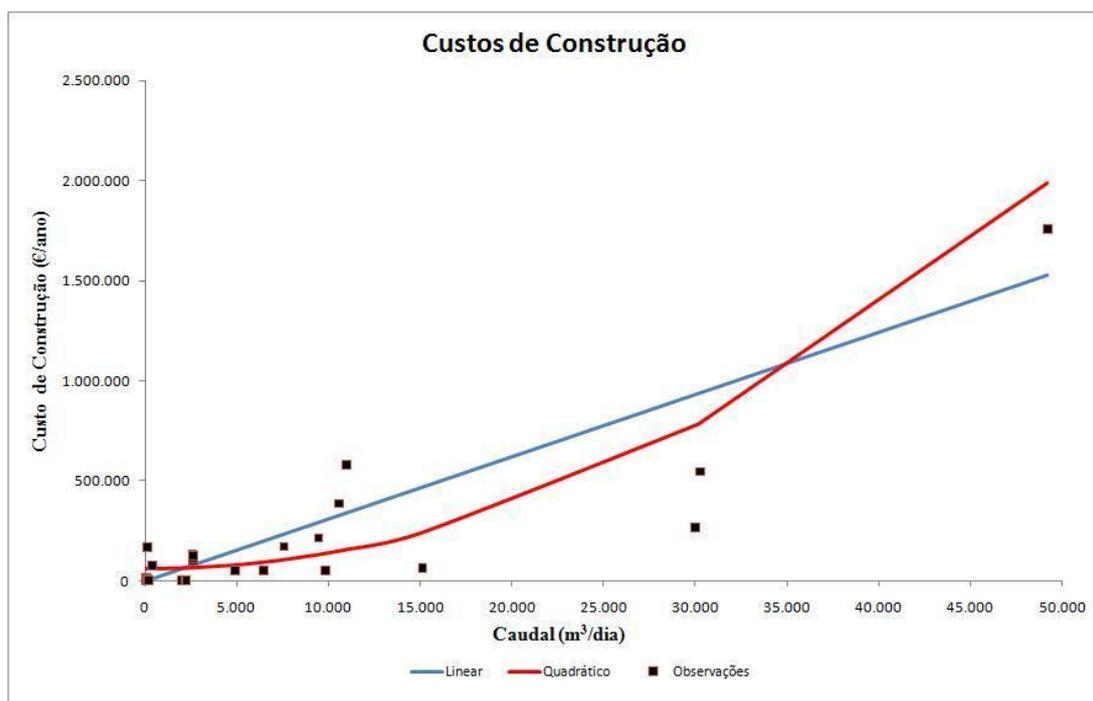


Gráfico 2 - Observações e modelos linear e quadrático da relação entre os CC e M3

5.2. Validação dos modelos para custos de operação & manutenção

A relação entre os COM e a quantidade de água tratada – M3 (em m³/dia), foi avaliada para os seguintes modelos (ver Capítulo 2 para mais detalhes):

$$\text{Linear: } COM = c_1 + c_2 * M3 \quad (5.7)$$

$$\text{Quadrático: } COM = c_1 + c_2 * M3 + c_3 * M3^2 \quad (5.8)$$

$$\text{Logarítmico: } COM = c_1 + c_2 * \ln M3 \quad (5.9)$$

$$\text{Exponencial: } COM = c_1 * e^{c_2 * M3} \quad (5.10)$$

Antes de iniciar a análise é necessário identificar as observações que não vão ser incluídas no estudo. Primeiro, incluem-se apenas os valores não nulos ($COM > 0$) e o número de observações desce de 41 para 28 observações. Como já foi referido, existem observações que são *outliers*, piorando em muito as estimativas, no caso desta variável, isso verificou-se na #5 e #6. Concluindo, a apreciação dos modelos para COM é realizada com um total de 26 observações ($n=26$).

O método visual, mostra que o modelo Logarítmico e o modelo Exponencial se afastam bastante dos dados iniciais (Gráfico 3) sendo os que melhor caracterizam e mais se aproximam da variável COM o modelo linear e o modelo quadrático.

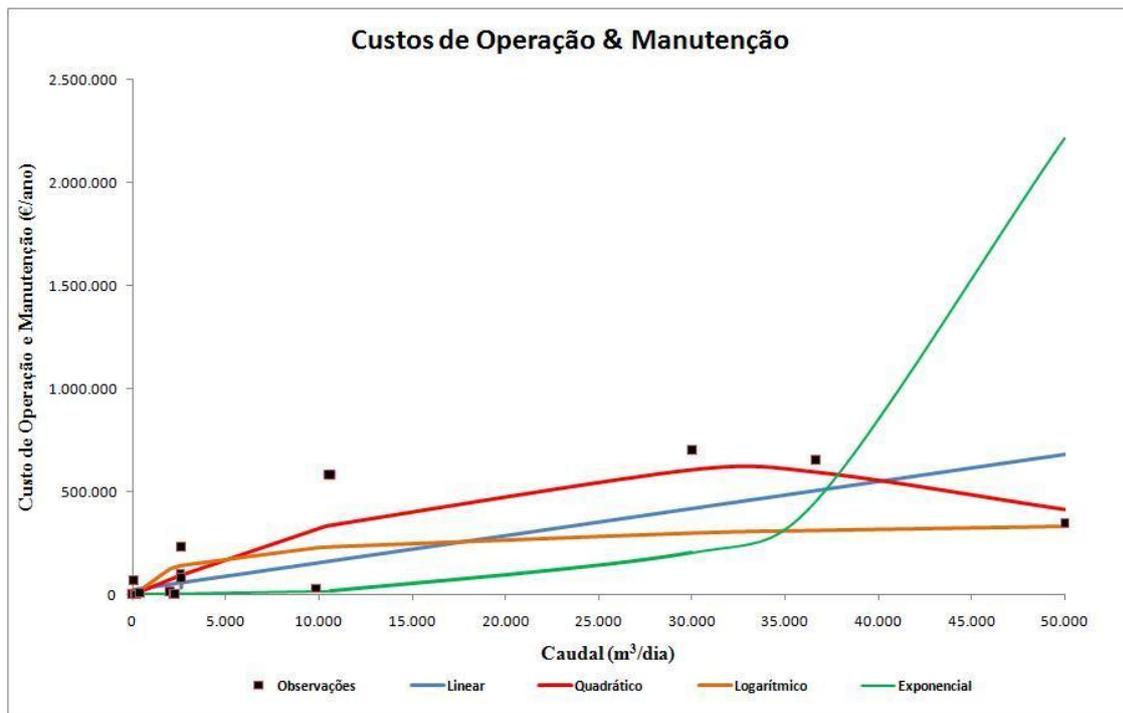


Gráfico 3 - Observações e modelos completos da relação entre os COM e M3

A avaliação da qualidade das regressões proveniente da análise estatística, comprova o método visual e valida o modelo linear reduzido e o modelo quadrático reduzido. Ou seja, o modelo linear completo apresentou um valor insignificativo para o coeficiente c_1 ($Prob > 0,10$) e um valor altamente significativo para c_2 ($Prob < 0,01$). Os R^2 e R^2 Ajustado são consideravelmente elevados, indicando que o modelo é relativamente robusto na explicação da variabilidade da regressão. Dada a sua insignificância elimina-se c_1 , do modelo de regressão, obtendo assim o modelo reduzido apenas com uma variável explicatória - coeficiente linear (c_2). O coeficiente c_2 é altamente significativo ($Prob < 0,01$) enquanto R^2 e R^2 Ajustado se mantêm elevados.

De forma análoga, o modelo quadrático completo, mostra insignificância para o coeficiente c_1 ($Prob > 0,10$), significância elevada para c_2 ($Prob < 0,01$), e significância moderada para o coeficiente c_3 . Os R^2 e R^2 Ajustado são elevados, indicando que o modelo é relativamente forte na explicação da variabilidade da regressão. Dada a sua insignificância elimina-se c_1 , do modelo de regressão, obtendo assim o modelo reduzido, que se mostra mais sólido quer pela consistência dos parâmetros da qualidade da regressão quer pela elevada significância ($Prob < 0,01$) de ambos os coeficientes c_2 e c_3 .

Uma outra observação para estes dois modelos reduzidos, prende-se com o coeficiente c_1 , que representa a ordenada na origem, ou seja, representa o início do modelo. Como é sabido, se uma estação ainda não está em funcionamento, não melhora nenhuma quantidade de água (M3), logo os custos de operação são também eles nulos. Então, por esta razão e pela análise da qualidade da regressão, optou-se por retirar este coeficiente (c_1) a estes dois modelos. Ao seguir o mesmo raciocínio no modelo logarítmico e exponencial, as curvas perdem toda a representatividade e consistência dos modelos, pelo que se optou por não anular o coeficiente c_1 , pois nestes modelos este parâmetro não é insignificante como mostra ser no modelo linear e no modelo quadrático.

Na Tabela 8 é possível ver os coeficientes dos modelos, e a sua significância, sendo claro que o modelo logarítmico e o modelo exponencial estão longe de representar com rigor os dados em causa.

Tabela 8 - Coeficientes dos modelos referentes à variável COM

COM	Linear	Quadrático	Logarítmico	Exponencial
Modelo Completo				
C_1	26863	-43571	-363420**	8,660***
C_2	13,088***	44,985***	64320***	0,000119***
C_3	-	-0,000729	-	-
R^2	0,587	0,805	0,358	0,384
R^2 ajustado	0,570	0,789	0,331	0,358
Modelo Reduzido				
C_1	-	-	-363420**	8,660***
C_2	14,009***	38,251***	64320***	0,000119***
C_3	-	-0,000599***	-	-
R^2	0,575	0,781	0,358	0,384
R^2 Ajustado	0,575	0,772	0,332	0,358

Notas: n= 26 observações;

*** Significância a 1%, $Prob < 0,01$; ** Significância a 5%, $0,01 < Prob < 0,05$; * Significância a 10%, $0,05 < Prob < 0,10$

Então, e tendo por base os já referidos método visual e a análise estatística, conclui-se que os modelos que melhor representam e melhor expressam a relação entre COM e M3 de uma estação de macrófitas são uma vez mais o modelo linear e o modelo quadrático (Gráfico 4):

$$COM(M3) = 14,009 * M3 \quad (5.11)$$

$$COM(M3) = 38,251 * M3 - 0,000599 * M3^2 \quad (5.12)$$



Gráfico 4 - Observações e modelos linear e quadrático da relação entre os COM e M3

5.3. Interpretação de resultados

Os modelos linear e quadrático são então, os que melhor se adaptam tanto à variação dos custos de construção de uma CW, como aos custos de operação & manutenção da mesma CW, relacionados com a quantidade de água tratada.

5.3.1. Custos de construção

Como é visível no Gráfico 2, os custos de construção são sempre crescentes e proporcionais ao aumento da quantidade de água tratada. Este comportamento é esperado para os modelos da distribuição dos dados referentes à construção de uma CW, uma vez que quanto maior a quantidade de água a tratar mais elevados são os montantes necessários para investir. A área de tratamento terá que ser tendencialmente maior incrementando o preço da aquisição de terrenos, os equipamentos têm de ser dimensionados com outra grandeza e têm de ter outra capacidade. As infra-estruturas requerem uma dimensão diferente e o leito de macrófitas tem de ser maior, incrementando evidentemente o custo final de construção.

O modelo linear, apresenta um crescimento constante dos CC, enquanto o modelo quadrático sugere um crescimento avultado. O crescimento quadrático (negativo) nos CC implica que os custos de construção cresçam desproporcionalmente na quantidade de água a tratar – o que indica que os custos da aquisição do terreno, do alisamento, dos equipamentos, das infra-estruturas do leito de macrófitas crescem também eles desproporcionalmente com o tamanho da CW.

5.3.2. Custos de operação & manutenção

Os custos de operação e manutenção, são retratados pelos modelos linear e quadrático, representados no Gráfico 4.

O modelo linear, como é próprio das suas características, apresenta um comportamento constante, neste caso um crescimento dos COM constantes.

O modelo quadrático (negativo) mostra que há economias de escala na operação & manutenção das CW. Esta curva é uma função quadrática negativa, ou seja, e matematicamente falando, cresce até atingir um máximo decrescendo a partir daí. Ou seja, os COM vão aumentando até uma certa quantidade de água a tratar, e a partir desse ponto máximo os custos diminuem. Esta função, só tem validade económica até este ponto máximo ($M3 = 34.553 \text{ m}^3/\text{dia}$; $\text{COM} = 606.566\text{€/ano}$), não tem sentido económico que os custos de operação & manutenção baixem perante o aumento da quantidade de água a tratar. Ou seja, este modelo só tem validade até ao ponto em que a função atinge o seu máximo, a partir desse ponto os custos apenas podem ser considerados como constantes, ou seja a função não representa a realidade.

5.3.3. Caso de estudo

De forma a avaliar a qualidade da água na área de estudo, recorreu-se aos dados presentes no Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), para compara-los com a legislação em vigor.

No que se refere a valores de quantidade de água -caudal, não existem estações hidrométricas, ou de qualidade da água neste ponto, existia apenas a estação Ponte Requeixo sob a tutela do Instituto da Água (INAG) e da Direcção Regional do Ambiente (DRA), que não apresenta valores de caudais depois de 1984 (PBHV, 2001b). A alternativa a este problema, passou, uma vez mais por uma pesquisa bibliográfica incidindo na zona da bacia do rio Cértima, e segundo Cerqueira *et al.* (2004), a estimativa da entrada de água proveniente do rio Cértima, no rio Águeda, recorrendo a um balanço entre a precipitação e a evapotranspiração é de $6 \text{ m}^3/\text{s}$ ($500.000 \text{ m}^3/\text{dia}$ ou $190 \text{ hm}^3/\text{ano}$).

No entanto, a referida estação hidrométrica – Ponte Requeixo, apresenta valores para outros parâmetros. Então, no site do INAG (www.inag.pt), escolhe-se a BHV, e Dados de Base para Águas Superficiais – Qualidade. Selecciona-se a estação pretendida - Ponte Requeixo, que é a estação mais representativa da zona a estudar. Validam-se as opções escolhidas e são apresentados os parâmetros com dados disponíveis. Dos parâmetros deste ponto, vamos escolher o Nitrato Total (em NO_3), por ser o parâmetro que caracteriza o objectivo deste estudo, uma vez que o acréscimo de concentração em nitratos, nos sistemas hídricos é consequência na maioria dos casos de fontes difusas ligadas à utilização intensiva de fertilizantes nas actividades agrícolas (Ribeiro *et al.*, 2002).

Os valores para a concentração de nitratos para este ponto, têm uma distribuição temporal bastante variada, ou seja, existem observações desde Maio de 1989 até Março do presente ano. Para obter um valor singular, foi elaborada uma média dos valores para a concentração de nitratos, em $\text{mg NO}_3/\text{L}$. O valor obtido, com base na estação de Ponte Requeixo, sob a tutela do INAG e da DRA é de $55 \text{ mg NO}_3/\text{L}$.

No que toca à Legislação Nacional para aferir a qualidade da água e determinar o nível de tratamento necessário para este caso, o documento em vigor é o DL n.º 236/98. Da apreciação do referido documento é possível saber o objectivo final para a qualidade das

águas destinadas à rega (DL n.º 236/98 – Anexo XVI). O valor máximo recomendado de NO_3 para águas destinadas à rega é de 50 mg/L.

Neste estudo determina-se e avalia-se um intervalo dos CC e dos COM de uma CW para o tratamento de água superficial do rio Cértima, de tal forma que a qualidade da água cumpra os requisitos definidos no DL n.º 236/98 para uso agrícola (rega). Os valores de referência para o rio Cértima estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores de referência para a BHC

Variável	Valor	Referência
Caudal (Q)	500.000 m ³ /dia	Cerqueira <i>et al.</i> (2004)
Quantidade de NO_3 antes do tratamento ($\text{NO}_3^{\text{entrada}}$)	55 mg NO_3 /L = 27500 kg NO_3 /dia	SNIRH (www.snirh.pt)
Quantidade de NO_3 depois do tratamento ($\text{NO}_3^{\text{saída}}$)	50 mg NO_3 /L = 25000 kg NO_3 /dia	DL n.º236/98
Eficiência de Remoção de NO_3 da CW (ER^{CW})	73%	Base de dados deste estudo

É então possível, determinar a quantidade de água necessária a tratar pela estação de macrófitas - M³ (em m³) para melhorar a qualidade da água ($\text{NO}_3^{\text{entrada}}$, em kg NO_3/m^3) até atingir a concentração de nitratos recomendada pela legislação ($\text{NO}_3^{\text{saída}}$, em kg NO_3/m^3) da seguinte forma:

$$\text{Limite Legal: } Q \times \text{NO}_3^{\text{saída}} \quad (5.13)$$

$$\text{Efluente à saída da CW: } M^3 \times \text{NO}_3^{\text{entrada}} \times (1 - \text{ER}^{\text{CW}}) \quad (5.14)$$

Quantidade de água que não passa pela CW e que permanece no rio Cértima:

$$(Q - M^3) \times \text{NO}_3^{\text{entrada}} \quad (5.15)$$

Completando o raciocínio e recorrendo a um balanço mássico sabemos que: o Limite Legal = Efluente à saída da CW + Quantidade de água que não passa pela CW e que permanece no rio Cértima, (5.13= 5.14 + 5.15) ou seja,

$$Q \times \text{NO}_3^{\text{saída}} = [M^3 \times \text{NO}_3^{\text{entrada}} \times (1 - \text{ER}^{\text{CW}})] + [(Q - M^3) \times \text{NO}_3^{\text{entrada}}] \quad (5.16)$$

resolvendo em ordem à variável a determinar – M³, obtém-se a quantidade de água necessária a tratar pela macrófita para atingir a concentração de nitratos recomendada pela legislação, ou seja:

$$M^3 = \frac{Q \times (\text{NO}_3^{\text{entrada}} - \text{NO}_3^{\text{saída}})}{\text{NO}_3^{\text{entrada}} \times \text{ER}^{\text{CW}}} \quad (5.17)$$

Dado o objectivo de uma qualidade de água para rega de 50 mg NO_3 /L, uma qualidade de água antes do tratamento de 55 mg NO_3 /L e um caudal de 500.000 m³/dia

(Tabela 9) obtém-se o valor de M3 da CW. O tamanho da estação de macrófitas a construir para que se satisfaça o tratamento necessário é então uma estação que tenha a capacidade de tratar pelo menos 62.267 m³/dia.

Com base nos modelos descritos e definidos nos pontos anteriores (5.1 e 5.2), e sabendo M3 é possível conhecer os valores dos custos de construção (CC) e os custos de operação & manutenção (COM) para uma estação de macrófitas capaz de atingir os objectivos propostos pelo DL n.º 236/98 para a qualidade da água, no rio Cértima (Tabela 10).

Tabela 10 - Custos para a CW

Variável	Modelo	€/ano
CC	Linear	1.930.262
	Quadrático	3.162.801
COM	Linear	871.731
	Quadrático	606.566

Examinando a Tabela 10, para os custos de construção (CC), os modelos linear e quadrático indicam que os custos de construção para uma estação de macrófitas de 62.267 m³/dia podem variar entre 1,930 milhões de €/ano e 3,162 milhões de €/ano.

Para os custos de operação e manutenção (COM), os modelos linear e quadrático indicam que os custos de operação e manutenção para uma estação de macrófitas de 62.267 m³/dia podem variar entre 0,606 milhões de €/ano e 0,871 milhões de €/ano. É importante referir que assumimos que os custos do modelo quadrático não podem diminuir relativamente ao tamanho da estação de tratamento (M3), ou seja, os custos de operação e manutenção dados pelo modelo quadrático referem-se ao valor máximo da curva quadrática.

6. Discussão e conclusão

Neste estudo são determinadas as funções que melhor descrevem os custos de construção e de operação & manutenção de uma CW, em função do caudal a tratar, para obter uma percepção dos custos intrínsecos a uma estação de macrófitas que permita atingir uma qualidade da água de acordo com o estipulado no DL n.º 236/98. Para tal desenvolveram-se e avaliaram-se vários modelos de CC e COM recorrendo a uma base de dados, de fonte secundária, de estações de macrófitas para o tratamento de águas superficiais usando técnicas como o MMQ para a análise estatística.

Os resultados mostram que os CC são melhor representados por um modelo linear ou quadrático (positivo) para a quantidade da água a tratar, enquanto os COM são melhor representados por um modelo linear ou quadrático (negativo).

Para o caso de estudo do rio Cértima na BHV, caracterizado por uma utilização intensiva de fertilizantes nas actividades agrícolas, foi determinado um intervalo de CC e COM de uma CW que permite atingir uma qualidade da água de acordo com o DL n.º 236/98. Actualmente a quantidade de nitratos é de cerca de 55mg NO₃/L – 10% acima do nível de 50mg NO₃/L estipulado no respectivo DL. Este estudo indica que é preciso uma CW com capacidade de tratamento de quase 65.000 m³/dia para atingir a qualidade da água requerida, com um CC estimado entre 1,9 e 3,2 milhões de €/ano e um COM estimado entre 0,6 e 0,9 milhões de €/ano.

Os resultados apresentados neste estudo podem ser comparáveis com outros estudos tendo por base os custos da quantidade de água a tratar pela CW. Assim, é possível comparar com Byström (1998), Söderqvist (2002) e Nogueira *et al.* (2007).

Neste estudo os CC/m³ correspondem a um intervalo de 0,08 a 0,14 €/m³ de água tratada pela CW. Comparando com Söderqvist (2002) e Byström (1998), os CC são de 0,05 €/m³ e 0,06 €/m³ respectivamente. Estes valores, abaixo do intervalo determinado por esta investigação, podem ser explicados pelo diferente tempo de vida útil (50 anos em vez de 20 anos) e a diferente taxa de desconto (3% em vez de 5%) considerados tanto por Byström (1998) como Söderqvist (2002). Nogueira *et al.* (2007) apresenta um valor de 0,11 €/m³ de água a tratar pela CW, valor este dentro do intervalo determinado nesta investigação.

Relativamente aos COM/m³ o intervalo estimado está entre 0,03 e 0,04 €/m³ de água tratada pela CW, no entanto não é possível comparar este intervalo com a bibliografia, pois nenhum dos autores referidos anteriormente faz uma estimativa de COM de uma CW.

Comentando esta comparação com a bibliografia, é importante referir que todos os estudos referidos anteriormente analisam CW com uma área de tratamento mais reduzida do que aquela que foi expressa pela base de dados. Além disso, as diferenças de concepção e de tipologia de efluente a tratar analisadas na base de dados podem implicar uma falsa correspondência a esta comparação de custos.

A análise demonstra que este tipo de estimativas, simples, com poucas variáveis, facilmente verificáveis e quantificáveis, apresenta uma ferramenta com capacidade e engenho de prognosticar os CC e COM do tratamento da poluição difusa proveniente da agricultura em águas superficiais envolvendo estações de macrófitas.

No entanto, ao analisar os dados da investigação é necessária sensibilidade. Primeiro porque ao variar a taxa de desconto e o tempo de vida útil esperado para a estação, verificam-se alterações bastante significativas nos custos. Ao variar a taxa de desconto, os custos de construção variam proporcionalmente, ou seja, ao diminuir a taxa de

desconto os custos decrescem e vice-versa. Ao modificar o tempo de vida útil da estação verifica-se uma variação inversamente proporcional nos custos de construção, ou seja, ao diminuir o tempo os custos aumentam e ao aumentar o horizonte de projecto da estação, os custos diminuem.

Em segundo lugar, devido à falta de dados, neste estudo apenas foi analisada a relação entre os custos e o caudal, não sendo possível elaborar uma análise mais completa. No entanto, com a existência desses mesmos dados, área da estação de macrófitas, e quantidade de população a servir, a performance dos modelos seria mais consistente mas iria transformar a estimativa dos custos numa observação complexa e com menor aplicação (Byström, 1998).

Em terceiro lugar, é importante reconhecer que para além do valor económico do tratamento da qualidade da água, a estação de macrófitas apresentada fornece um valor ambiental inqualificável na manutenção da biodiversidade promovendo a conservação de habitats, sendo bastante benéfico implementar uma tecnologia deste género, preferencialmente em zonas húmidas degradadas, promovendo a sua reabilitação e ao mesmo tempo a capacidade de depurar águas contaminadas com nutrientes provenientes de acções antropológicas (Denny, 1997; Söderqvist, 2002; Vymazal, 2006).

Finalmente, a solução de construir e implementar uma estação para o tratamento das escorrências provenientes dos fertilizantes usados na actividade agrícola é, então, uma opção que garante a manutenção de valores ambientais importantes. Não menos importante é a conciliação destas técnicas de tratamento com a redução da poluição através da promoção de um Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA), podendo ser esta uma solução sustentável para este tipo de poluição (MAOTDR, 2008). Para tal, um CBPA sugerido pela Directiva do Conselho n.º 91/676/CEE, “estabelece orientações e directrizes de carácter geral, com o objectivo de auxiliar os empresários agrícolas na sua implementação, nomeadamente na racionalização do uso de fertilizantes, e no auxílio de um conjunto de operações que interferem directa ou indirectamente na dinâmica do azoto nos ecossistemas agrários, por forma a minimizar as suas perdas sob a forma de nitratos e, assim, proteger as águas superficiais e subterrâneas desta forma de poluição”. Para a implementação, recomendam-se acções de formação e sensibilização para a difusão das boas práticas agrícolas. Estas passam pelo conhecimento das necessidades das culturas no seu ciclo vegetativo, das épocas de aplicação, das quantidades máximas de azoto a aplicar nas culturas (kg/ha), elaboração de planos e balanços de fertilização, restrições de utilização de fertilizantes orgânicos, correcta gestão da rega, procedimentos de monitorização e controlo dos nitratos nas águas superficiais e subterrâneas (MAOTDR, 2008).

A adaptação de uma nova tecnologia à remoção de nutrientes provenientes da actividade agrícola não deve servir para incentivar o aumento das emissões da carga poluente e os custos de amortização têm que ser lentos o suficiente para motivar a construção de estações de macrófitas como parte integrante de um plano ou um programa de acção na redução dos nitratos de origem agrícola presentes em águas superficiais (Byström, 1998). É então fundamental desenvolver, divulgar e aplicar políticas económicas concebidas e planeadas para controlar a poluição agrícola de origem difusa com uma perspectiva sustentável e responsável.

7. Bibliografia

- Andree Breaux, Farber, S. e Day, J., 1994. Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment: An Economic Benefit Analysis. *Journal of Environmental Management* (1995), 44: 285-291.
- Blankenberg, A.G., Haarstad, K. e Sovik, A.K., 2008. Nitrogen Retention in Constructed Wetland Filters Treating Diffuse Agriculture Pollution. *Desalination*, 226: 114-120.
- Borboudaki, K.E., Paranychianakis, N.V. e Tsagarakis, K.P., 2005. Integrated Wastewater Management Reporting at Tourist Areas for Recycling Purposes, Including the Case Study of Hersonissos, Greece. *Environmental Management*, 36: 610-623.
- Borrego, C., Coutinho, M., Silva, M.d., Fidélis, T., Figueiredo, J., Leão, F., Pinho, R., Bento, S. e Mata, P., 2006. Plano Municipal da Água - Plano de Acção, Departamento de Ambiente e Ordenamento do Território e Instituto do Ambiente e Desenvolvimento, Aveiro.
- Byström, O., 1998. The Nitrogen Abatement Cost in Wetland. *Ecological Economics*, 26: 321-331.
- CCE, 2007. Relatório da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu Sobre a Execução da Directiva 91/676/CEE do Conselho Relativa à Protecção das Águas Contra a Poluição Causada por Nitratos de Origem Agrícola Durante o Período 2000-2003. In: Comissão das Comunidades Europeias (Editor), Bruxelas, pp. 12.
- CE, 2003. Aplicação da Directiva 91/676/CEE do Conselho relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. Síntese dos relatórios dos Estados-Membros relativos a 2000. In: Comissão Europeia e Direcção-Geral do Ambiente (Editors). Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, Luxemburgo.
- Cerqueira, M.A., Vieira, F.N., Ferreira, R.V. e Silva, J.F., 2004. The Water Quality of the Cértima River Basin (Central Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 111: 297-306.
- Davis, L., 2002. Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region. In: USDA - NRCS e USEPA (Editors). USDA - Natural Resources Conservation Service e US Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pp. 53.
- Denny, P., 1997. Implementation of constructed wetland in developing countries. v. 35 n.4(*Water Science and Technology*): p.27-34.
- Gujarati, D.N., 2004. *Basic Econometrics: The Fourth Edition*. The McGraw-Hill Companies, 1024 pp.
- Hall, A., Neves, C. e Pereira, A., 2004. Grande Maratona de Estatística no SPSS. Departamento de Matemática, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal, pp. 312.
- Hammer, D.A. e Bastian, R.K., 1989. Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers? *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*: 5-19.
- ITRC, 2003. Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. In: Interstate Technology & Regulatory Council (Editor), District of Columbia, pp. 199.
- Koga, M.S., 2008. *Sistemas Construídos de Áreas Alagadas: Diferentes Designs Projetados em Nível Nacional*, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo, 62 pp.

- Laukkanen, M. e Huhtala, A., 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environ Resource Econ*, 39: 139-159.
- Lee, C.-G., Fletcher, T.D. e Sun, G., 2009. Nitrogen Removal in Constructed Wetland Systems. *Engineering in Life Sciences*, 9: 11-22.
- Lorion, R., 2001. Constructed Wetlands: Passive Systems for Wastewater Treatment In: USEPA (Editor).
- Lu, S., Zhang, P., Jin, X., Xiang, C., Gui, M., Zhang, J. e Li, F., 2009. Nitrogen Removal from Agricultural Runoff by Full-Scale Constructed Wetland in China. *Hydrobiologia*, 621: 115-126.
- MADRP, 2003. Portaria nº 557/2003 de 14 de Julho. In: Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas (Editor).
- Mannino, I., Franco, D., Piccioni, E., Favero, L., Mattiuzzo, E. e Zanetto, G., 2008. A cost-effectiveness analysis of seminatural wetlands and activated sludge wastewater-treatment systems. *Environmental Management*, 41(1): 118-129.
- MAOTDR, 2008. Poluição Provocada por nitratos de origem agrícola - Directiva 91/676/CEE Relatório 2004 - 2007. In: Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas (Editors).
- Melvin, N., Boyer, K., Anderson-Cruz, J., Kidd, G., Hoag, C., Helmers, D., Childress, R., Giering, E., Weber, R., Davis, L., Renner, D. e Gullett, K., 2008. Wetland Restoration Enhancement or Creation. In: U.S. Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (Editor), pp. 150.
- Merz, S.K., 2000. Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage. In: Q.D.o.N. Resources (Editor), Queensland, pp. 133.
- Nogueira, R., Ferreira, I., Janknech, P., Rodríguez, J.J., Oliveira, P. e Brito, A.G., 2007. Energy-Saving Wastewater Treatment Systems: Formulation of Cost Functions. *Water Science and Technology*: 85-92.
- PBHV, 2001a. Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga - Anexo 5 - Ocupação do Solo e Ordenamento do Território. In: Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional da Região Centro (Editor).
- PBHV, 2001b. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga - Relatório do Plano. In: Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional da Região Centro (Editor).
- PBHV, 2001c. Plano de Bacia Hidrográfica do rio Vouga - Síntese da Análise e Diagnóstico da Situação Actual - Volume III. In: Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional da Região Centro (Editor).
- PBHV, 2001d. Plano de Bacia Hidrográfica do Vouga - Anexo 10 - Qualidade dos Meios Hídricos In: Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional da Região Centro (Editor).
- Piza, C., 2007. Workshop de Econometria: Introdução ao uso do Eviews, Faculdade de Economia do Centro de Ciências Sociais e Aplicadas e Universidade Presbiteriana Mackenzie, Mackenzie, Brasil, pp. 49.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E. e García, J., 2006. Subsurface-Flow Constructed Wetlands in Spain for the Sanitation of Small Communities: A Comparative Study. *Science Direct*, 30: 312-319.

- Relvão, A.M., Santiago, E.J. e Silva, N.P.d., 1999. Sistemas de Tratamento de Efluentes em Aglomerados Urbanos por Leitões de Macrófitas Emergentes, Coimbra, Portugal, 64 pp.
- Ribeiro, L., Paralta, E., Nascimento, J., Amaro, S., Oliveira, E. e Salgueiro, A.R., 2002. A Agricultura e a Delimitação das Zonas Vulneráveis aos Nitratos de Origem Agrícola segundo a Directiva 91/676/CE, Instituto Superior Técnico - Centro de Geo-Sistemas e Instituto Geológico e Mineiro.
- Salatti, E., 2000. Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas. *Biológico*, São Paulo, 65: 113-116.
- Söderqvist, T., 2002. Constructed Wetlands as Nitrogen Sinks In Southern Sweden: An Empirical Analysis Of Cost Determinants. *Ecological Engineering*, 19: 161-173.
- Thullen, J.S., Sartoris, J.J. e Nelson, S.M., 2005. Managing Vegetation in Surface-Flow Wastewater-Treatment Wetlands for Optimal Treatment Performance. *Ecological Engineering*, 25: 583-593.
- USEPA, 1988. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment - Design Manual. In: Environmental Protection Agency e Center for Environmental Research Information (Editors), Cincinnati, USA, pp. 92.
- USEPA, 1993a. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat. In: E.P. Agency (Editor), pp. 219.
- USEPA, 1993b. Guidance Specifying Management Measures for Sources of Nonpoint Pollution in Coastal Waters. In: U.S.E.P. Agency (Editor).
- USEPA, 1993c. Subsurface Flow Constructed Wetlands For Wastewater Treatment A Technology Assessment. In: Environmental Protection Agency e Office of Water (Editors), pp. 87.
- USEPA, 1999. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment. In: United States Environmental Protection Agency e Environmental Resources Engineering Department Humboldt State University (Editors), pp. 174.
- USEPA, 2008. An Experimental Economics Examination of Incentive Mechanisms for Reducing Ambient Water Pollution Levels from Agricultural Non-Point Source Pollution.
- Vymazal, J., 2006. Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment*, 380: 48-65.
- Vymazal, J., 2008. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35: 1-17.
- Zerbe, R.O. e Dively, D.D., 1994. Benefit-Cost Analysis in Theory and Practice. HarperCollins College Publishers, New York, 557 pp.
- Zhang, D., Gersberg, R.M. e Keat, T.S., 2009. Constructed Wetlands in China. *Ecological Engineering*, 35: 1367-1378.
- Zhang, L., Scholz, M., Mustafa, A. e Harrington, R., 2008. Application of the Self-Organizing Map as a Prediction Tool for an Integrated Constructed Wetland Agroecosystem Treating Agricultural Runoff. *Bioresource Technology*, 100: 559-565.

URL (Localizador de Recursos universal):

- Agência Europeia do Ambiente (Maio e Junho, 2009)
<http://www.eea.europa.eu/pt>
- Agência Portuguesa do Ambiente (Março, Abril e Maio, 2009)
www.apambiente.pt
<http://siddamb.apambiente.pt>
- Instituto Nacional da Água (Outubro, 2009)
www.inag.pt
- Oanda, The Currency Site (Outubro, 2009)
www.oanda.com
- Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (Outubro, 2009)
<http://www.snirh.pt>
- The World Bank Group (Outubro, 2009)
www.worldbank.org