



**Universidade do Minho**  
Escola de Engenharia

Cristiana Vera Araújo Ferreira

**Caraterização de descargas poluentes na  
ribeira de Couros**  
**Contributo para a modelação e avaliação  
integrada da qualidade da água**





**Universidade do Minho**  
Escola de Engenharia

Cristiana Vera Araújo Ferreira

**Caraterização de descargas poluentes na  
ribeira de Couros**  
**Contributo para a modelação e avaliação  
integrada da qualidade da água**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado integrado em Engenharia Civil

Trabalho efetuado sob a orientação do  
**Professor Doutor António A. L. Sampaio Duarte**



## AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação expresso o meu mais sincero e profundo agradecimento.

Ao Professor Doutor António Armando de Lima Sampaio Duarte, orientador científico desta dissertação, agradeço o conhecimento com que contribuiu para este trabalho, bem como a sua disponibilidade e apoio, sem os quais a sua realização dificilmente teria sido possível.

À Professora Doutora Teresa Amorim, pela sua contribuição a nível de material de apoio à realização dos ensaios de CBO, bem como o conhecimento e sugestões dadas durante o decorrer da dissertação.

À Universidade do Minho e ao Departamento de Engenharia Civil agradeço todo o tipo de equipamentos disponibilizados, indispensáveis à realização desta investigação.

Ao Senhor Rui Oliveira, técnico do Laboratório de Hidráulica de Departamento de Engenharia Civil, pela sua disponibilidade e colaboração durante a realização do trabalho de campo e laboratorial. Agradeço também o apoio e o ânimo prestados durante alguns dos momentos complicados.

Ao Hugo Ferreira, por todo o apoio e acompanhamento dado durante o percurso da realização deste trabalho, principalmente nas horas mais difíceis e que sempre esteve do meu lado incessantemente sempre com palavras de carinho e motivadoras. Agradeço tudo o que fez por mim, revelando-se um pilar fulcral nesta etapa tão importante.

Aos meus amigos por acreditaram em mim, pela amizade e todos os bons momentos proporcionados ao longo deste tempo todo, dando ânimo para conseguir finalizar esta etapa da minha vida.

À Raquel Nogueira, pela ajuda e informação transmitida durante o decorrer das atividades práticas que foram bastante prestativas.

À minha avó e aos meus primos que sempre me apoiaram em todas as decisões e que sempre estiveram do meu lado nas fases mais importantes e marcantes desta jornada.

Aos meus pais e irmãs pelo amor incondicional, pela compreensão e paciência que tiveram nos momentos mais exaustivos da realização desta pesquisa e, principalmente, por toda a força e suporte que me deram para a concretização do meu sonho, proporcionando-me momentos maravilhosos e inesquecíveis. Para todos eles, o meu eterno obrigada!



## RESUMO

A água é a principal fonte de vida e o recurso natural mais básico do nosso planeta, sendo um elemento de primeira necessidade para todos e qualquer espécie de ser vivo. Com o crescimento acentuado da população mundial e o desenvolvimento tecnológico e industrial verifica-se um crescente impacto negativo no meio ambiente, que resulta da intensa utilização dos recursos hídricos como meio recetor de descarga de quantidades crescentes de resíduos gerados nas diversas atividades antropogénicas. Os problemas ambientais causados pelas descargas de cargas poluentes, especialmente em sistemas hídricos urbanos, requerem uma abordagem holística para articulação dos vários usos, obrigando as entidades gestoras à aplicação de métodos eficazes de controlo e preservação da qualidade da água.

O presente trabalho insere-se num projeto de investigação em curso, relativo à Requalificação da Ribeira de Couros (situada na bacia hidrográfica do rio Ave), que atravessa o centro urbano da cidade de Guimarães. O principal objetivo deste trabalho foi o de diagnosticar o efeito das descargas poluentes nas zonas críticas da ribeira e avaliar a qualidade da água em diversos pontos estratégicos situados ao longo do seu percurso, no trecho objecto de análise. Face à escassez de dados referentes a parâmetros hidráulicos e de qualidade da água neste meio hídrico urbano, foi implementado um programa de monitorização que teve como objetivo a posterior calibração e validação de um modelo matemático desenvolvido para simulara evolução das concentrações de oxigénio dissolvido (OD) ao longo do trajeto da ribeira de Couros monitorizado.

Este trabalho possibilitou não só uma caracterização mais detalhada do impacto de descargas de águas residuais (desde que acessíveis) e confirmar anteriores identificações de trechos mais críticos da ribeira, em termos de desoxigenação, tendo como suporte a modelação matemática, como dá um contributo preliminar para a construção de índices gerais de qualidade da água em meios hídricos urbanos, que permitam classificar a sua qualidade, integrando diferentes valências (química, microbiológica, toxicológica), de modo a fomentar e priorizar a adoção de medidas de mitigação do impacto negativo das atividades antropogénicas existentes nestas bacias hidrográficas.

**Palavras-Chave:** sistemas hídricos urbanos; índices de qualidade da água; monitorização de descargas; modelação do OD e da CBO; ribeira de Couros.



## ABSTRACT

Water is the main source of life and the most basic natural resource on our planet, being an essential element for all and any kind of living organism. With the sharp growth of world population and technological and industrial development there is a growing negative impact on the environment which results from the intensive use of water resources as a receiver for the disposal of waste generated in the increasing amounts of various anthropogenic activities. The environmental problems caused by discharges of pollutant loads, especially in urban water systems, require a holistic approach for articulation of the various usages, forcing the companies to implement effective methods of control and preservation of water quality.

This work is part of an ongoing research project, concerning the Requalification of the Couros Stream (situated in the Ave river basin), which crosses the urban center of the city of Guimarães. The main aim of this study was to diagnose the effect of pollutant discharges in the critical areas of the stream and evaluate the water quality in several strategic points along his route, on the stretch that is the object of analysis. Given the paucity of data on hydraulic parameters and water quality in urban water environment, was implemented a monitoring program that aimed to the subsequent calibration and validation of a mathematical model developed to simulate the evolution of concentrations of dissolved oxygen (DO) along the path of the Couros stream monitored.

This work enabled not only a more detailed characterization of the impact of wastewater discharges (as long as accessible) and confirm previous identifications of the most critical stretches of stream, in terms of deoxygenation, with support for mathematical modelling, as a preliminary contribution to the construction of general indexes of water quality in urban water resources, making it possible to classify their quality, integrating different valences (chemical, microbiological, toxicological), in order to promote and prioritize the adoption of measures to mitigate the negative impact of existing anthropogenic activities in these watersheds.

**Keywords:** urban water systems; water quality indexes; monitoring of discharges; modelling of the DO and the BOD; Couros stream.



## ÍNDICE DE TEXTO

1	INTRODUÇÃO.....	3
1.1	ENQUADRAMENTO E RELEVÂNCIA DO TEMA.....	3
1.2	OBJETIVOS .....	5
1.3	ESTRUTURA .....	5
2	QUALIDADE DA ÁGUA EM MEIOS HÍDRICOS URBANOS.....	9
2.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	9
2.2	GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	11
2.2.1	Monitorização.....	14
2.2.2	Parâmetros de qualidade da água.....	15
2.2.3	Carência de oxigénio nos sedimentos.....	17
2.3	POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS .....	20
2.3.1	Tipos e fontes de poluição .....	20
2.3.2	Impactos do caudal fluvial na qualidade da água .....	22
2.4	MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .....	24
2.4.1	Importância da utilização de modelos .....	24
2.4.2	Critérios de classificação dos modelos de qualidade da água .....	26
2.4.3	Autodepuração dos meios hídricos.....	27
2.5	ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS FLUVIAIS .....	39
2.5.1	Definição de índices de qualidade da água (IQA).....	40
2.5.2	Avaliação integrada da qualidade da água em meios hídricos (AIQA) .....	44
3	ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA RIBEIRA DE COUROS .....	49
3.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	49
3.1.1	Enquadramento histórico e geográfico .....	49
3.1.2	Caraterização biofísica e paisagística .....	52
3.1.3	Situação de referência.....	53

3.2	CARATERIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	56
3.3	PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO .....	60
3.3.1	Medição de parâmetros “in situ” .....	61
3.3.1.1	Tempos de Percurso.....	62
3.3.1.2	Caudal de descarga .....	64
3.3.1.3	Oxigénio Dissolvido .....	64
3.3.1.4	Temperatura e pH .....	65
3.3.2	Medição de parâmetros em laboratório.....	66
3.3.2.1	Carência bioquímica de oxigénio .....	67
3.3.2.2	Carência de oxigénio nos sedimentos (SOD) .....	70
3.3.2.3	Outros parâmetros de qualidade da água .....	73
3.4	MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DA RIBEIRA DE COUROS .....	74
3.4.1	Balanço de massa nas descargas de água.....	75
3.4.2	Simulação da evolução de CBO <sub>5</sub> .....	77
3.4.3	Simulação da evolução de OD .....	79
3.5	ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	81
3.5.1	Definição de cenários de avaliação da qualidade da água .....	89
3.5.2	Classificação da qualidade da água de meios hídricos urbanos.....	92
4	ANÁLISE DE RESULTADOS .....	97
4.1	PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO .....	97
4.1.1	Parâmetros hidráulicos .....	97
4.1.1.1	Tempo de percurso .....	97
4.1.1.2	Caudal das descargas afluentes à ribeira de Couros .....	100
4.1.2	Parâmetros físico-químicos de qualidade da água .....	102
4.1.2.1	Oxigénio Dissolvido .....	102
4.1.2.2	Temperatura da água.....	108
4.1.2.3	pH .....	110
4.1.2.4	Carência bioquímica de oxigénio .....	111

4.1.2.5	Outros parâmetros de qualidade.....	115
4.2	MODELAÇÃO MATEMÁTICA.....	119
4.2.1	Balanço de massa nas descargas de água.....	119
4.2.2	Simulação da evolução da CBO <sub>5</sub> .....	121
4.2.3	Simulação da evolução do OD.....	124
4.3	APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	127
4.3.1	Resultados do IQA no cenário 0.....	127
4.3.2	Resultados do IQA no cenário 1.....	128
4.3.3	Resultados do IQA no cenário 2.....	130
4.3.4	Resultados do IQA no cenário 3.....	131
4.3.5	Classificação global da qualidade da água na Ribeira de Couros.....	132
5	CONCLUSÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS.....	137
5.1	CONCLUSÕES.....	137
5.2	DESENVOLVIMENTOS FUTUROS.....	139
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	143



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Principais usos da água .....	9
Figura 2.2 – Ciclo da poluição das águas superficiais .....	10
Figura 2.3 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água mais relevantes .....	11
Figura 2.4 – Gestão de recursos hídricos (modelo simplificado) .....	13
Figura 2.5 – Diagrama das fontes de sedimentos e seus percursos na bacia hidrográfica urbanizada .....	19
Figura 2.6 - Subdivisão dos modelos de qualidade de água .....	27
Figura 2.7 – Balanço do oxigénio dissolvido num sistema aquático .....	28
Figura 2.8 – Principais fenómenos do ciclo do oxigénio .....	29
Figura 2.9 – Caracterização das zonas de autodepuração da curva “sag” .....	30
Figura 2.10 – Evolução temporal da concentração de CBO .....	32
Figura 2.11.a – Curvas médias de variação de qualidade da água .....	42
Figura 2.11.b – Curvas médias de variação de qualidade da água .....	43
Figura 2.12 – Campo das soluções possíveis do Indicador de Qualidade Integrada .....	45
Figura 2.13 – Regiões de proximidade à Qualidade Ideal .....	46
Figura 3.1 – Centro histórico da cidade de Guimarães .....	49
Figura 3.2 – Localização geográfica da ribeira de Couros .....	50
Figura 3.3 – Mapas das diferentes zonas de Guimarães atravessadas pela ribeira .....	51
Figura 3.4 – Problemas identificados que alteram o estado atual da ribeira nas várias zonas .....	54
Figura 3.5 – Poluição da ribeira devido ao efeito de descargas e seus impactos .....	55
Figura 3.6 – Secções de monitorização T1_P1 e T1_P2 .....	57
Figura 3.7 – Secções de monitorização T1_P3 e T1_P4 .....	57
Figura 3.8 – Secções de monitorização T1_P5 e T1_P6 .....	58
Figura 3.9 – Secções de monitorização T1_P7 e T2_P1 .....	58
Figura 3.10 – Secções de monitorização T2_P2 e T2_P3 .....	58
Figura 3.11 – Secções de monitorização T3_P1 e T3_P2 .....	59

Figura 3.12 – Secções de monitorização T3_P3 e T4_P1 .....	59
Figura 3.13 – Secções de monitorização T4_P2 e T4_P3 .....	59
Figura 3.14 – Secções de monitorização T4_P4 e T5_P1 .....	60
Figura 3.15 – Secção de monitorização T5_P2 .....	60
Figura 3.16 – Parâmetros avaliados durante o programa de monitorização .....	61
Figura 3.17 – Monitorização hidrodinâmica da ribeira – tempos de percurso .....	63
Figura 3.18 – Monitorização hidrodinâmica da ribeira – caudais de descarga .....	64
Figura 3.19 – Equipamento de medição da concentração do OD in situ .....	65
Figura 3.20 – Equipamento de medição do pH e temperatura, in situ .....	66
Figura 3.21.a – Determinação da CBO através do método oxitop .....	68
Figura 3.21.b – Determinação da CBO através do método oxitop .....	69
Figura 3.22 – Descrição do método de ensaio laboratorial .....	70
Figura 3.23 – Esquema do modelo para determinação do SOD .....	71
Figura 3.24 – Equipamento de medição de parâmetros da qualidade da água em laboratório .....	73
Figura 3.25 – Esquema concetual do modelo matemático e respetivas descargas de água consideradas .....	75
Figura 3.26 – Evolução da CBO ao longo dos 5 dias de incubação, no ponto de amostragem T3_P3 .....	78
Figura 3.27 – Curvas de normalização para os indicadores OD e CBO <sub>5</sub> .....	86
Figura 3.28 – Curvas de normalização para os indicadores pH e Temperatura .....	87
Figura 3.29 – Curvas de normalização para os indicadores Azoto Amoniacal e Nitrato .....	87
Figura 3.30 – Curvas de normalização para os indicadores Fósforo Total e Sulfato .....	88
Figura 3.31 – Curvas de normalização para os indicadores Zinco e Crómio .....	88
Figura 4.1 – Variação do OD ao longo da ribeira, nas várias campanhas de monitorização .....	104
Figura 4.2 – Variação do pH ao longo dos pontos de amostragem .....	110
Figura 4.3 – Variação espacial da concentração de CBO <sub>5</sub> durante as campanhas realizadas .....	111
Figura 4.4 – Descargas nos pontos de amostragem T1_P6 e T3_P2 .....	113

Figura 4.5 – Variação da concentração do azoto amoniacal ao longo da ribeira .....	116
Figura 4.6 – Variação da concentração do nitrato ao longo da ribeira .....	117
Figura 4.7 – Variação da concentração do fósforo total ao longo da ribeira .....	117
Figura 4.8 – Variação da concentração do sulfato ao longo da ribeira .....	118
Figura 4.9 – Evolução da CBO <sub>5</sub> ao longo do trecho e CBO <sub>5</sub> medida .....	122
Figura 4.10 – Evolução da CBO <sub>5</sub> ao longo do trecho após calibração e CBO <sub>5</sub> medida .....	123
Figura 4.11 – Curva sag do OD ao longo do trecho da ribeira em estudo .....	124
Figura 4.12 – Curva sag do OD ao longo do trecho da ribeira em estudo, após calibração .....	126



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Principais categorias poluentes e seus tipos de fontes poluentes .....	21
Tabela 2.2 – Principais diferenças entre fontes poluidoras pontuais e difusas .....	22
Tabela 2.3 – Valores de $k_d$ usualmente utilizados, para a temperatura padrão de 20 °C .....	36
Tabela 2.4 – Valores de $k_a$ usualmente utilizados, para a temperatura padrão de 20 °C .....	37
Tabela 2.5 – Principais fórmulas empíricas para a determinação do $k_a$ .....	38
Tabela 2.6 – Pesos dos parâmetros para o índice de qualidade (NSF) .....	42
Tabela 2.7 – Descrições numéricas do IQA modificado pela CETESB .....	44
Tabela 3.1 – Designação atribuída aos pontos de amostragem .....	56
Tabela 3.2 – Calendário da realização das campanhas de monitorização e suas condições climatéricas .....	62
Tabela 3.3 – Volumes de amostra e fatores baseados na $CBO_5$ esperada .....	68
Tabela 3.4 – Data da realização das campanhas de amostragem, acompanhadas do período em que ocorreram .....	73
Tabela 3.5 – Descrição dos testes de análise efetuados .....	74
Tabela 3.6 – Valores a montante e a jusante duma descarga de efluentes utilizados no balanço de massa nessa secção .....	77
Tabela 3.7 – Parâmetros necessários à modelação da evolução da $CBO_5$ na ribeira de Couros .....	79
Tabela 3.8 – Parâmetros necessários à modelação da evolução do OD na ribeira de Couros .....	81
Tabela 3.9 – Parâmetros de qualidade de água selecionados para o IQA .....	83
Tabela 3.10 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período muito seco .....	84
Tabela 3.11 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período seco .....	84
Tabela 3.12 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período pluvioso .....	84
Tabela 3.13 – Classificações numéricas do IQA adotado .....	89

Tabela 3.14 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 0 .....	90
Tabela 3.15 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 1 .....	90
Tabela 3.16 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 2 .....	91
Tabela 3.17 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 3 .....	92
Tabela 3.18 – Tabela de classificação dos cursos de água superficiais segundo o SNIRH ....	93
Tabela 4.1.a – Velocidades médias de escoamento nos trechos 1, 2 e 3 .....	97
Tabela 4.1.b – Velocidades médias de escoamento nos trechos 4 e 5 .....	98
Tabela 4.2 – Valores dos caudais das descargas na ribeira de Couros seleccionadas .....	101
Tabela 4.3 – Temperatura nos pontos de amostragem, em cada período de amostragem ....	108
Tabela 4.4 – Resultados obtidos do ensaio realizado em função do fator de multiplicação .....	114
Tabela 4.5 – Proposta de aplicação do fator de multiplicação .....	115
Tabela 4.6 – Valores obtidos do balanço de massa e medidos na ribeira .....	120
Tabela 4.7 – Carga poluente das várias descargas de água .....	121
Tabela 4.8 – Valores de $k_d$ utilizados na calibração do modelo de evolução de $CBO_5$ .....	124
Tabela 4.9 – Valores de $k_a$ utilizados na calibração da curva sag do OD .....	125
Tabela 4.10 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 0 .....	128
Tabela 4.11 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 1 .....	129
Tabela 4.12 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 2 .....	130
Tabela 4.13 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 3 .....	131
Tabela 4.14 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período muito seco .....	132
Tabela 4.15 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período seco .....	133
Tabela 4.16 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período pluvioso .....	134

# NOMENCLATURA

## Simbologia

$B_f$	Oxigénio final no frasco escuro	$\text{mgL}^{-1}$
$B_i$	Oxigénio inicial no frasco	$\text{mgL}^{-1}$
$C_{\text{desc}}$	Concentração da descarga	$\text{mgL}^{-1}$
$C_{\text{jus}}$	Concentração de jusante	$\text{mgL}^{-1}$
$C_{\text{mont}}$	Concentração de montante	$\text{mgL}^{-1}$
$C_s$	Concentração de saturação do oxigénio	$\text{mgL}^{-1}$
$D$	Défice de oxigénio dissolvido	$\text{mgL}^{-1}$
$D_t$	Défice de oxigénio dissolvido no instante inicial	$\text{mgL}^{-1}$
$D_0$	Défice de oxigénio dissolvido no instante inicial	$\text{mgL}^{-1}$
$H$	Altura da lâmina de água	m
$k_a$	Coefficiente de rearejamento	$\text{dia}^{-1}$
$k_d$	Coefficiente de desoxigenação	$\text{dia}^{-1}$
$k_T$	Coefficiente à temperatura T	$\text{dia}^{-1}$
$k_{20}$	Coefficiente à temperatura padrão de 20 °C	$\text{dia}^{-1}$
$L$	CBO remanescente	$\text{mgL}^{-1}$
$L_t$	Concentração de CBO remanescente no instante t	$\text{mgL}^{-1}$
$L_0$	CBO inicial no ponto de mistura	$\text{mgL}^{-1}$
$OD_t$	Oxigénio dissolvido no instante t	$\text{mgL}^{-1}$
$O_f$	Oxigénio dissolvido final	$\text{mgL}^{-1}$
$O_i$	Oxigénio dissolvido inicial	$\text{mgL}^{-1}$
$Q_{\text{desc}}$	Caudal da descarga	$\text{Ls}^{-1}$
$Q_{\text{mont}}$	Caudal de montante	$\text{Ls}^{-1}$
$Q_{\text{jus}}$	Caudal de jusante	$\text{Ls}^{-1}$
$q$	Caudal de entrada	$\text{Ls}^{-1}$
$q_i$	Qualidade do parâmetro i	adimensional
$SA$	Área ocupada pelos sedimentos	$\text{m}^2$
$T$	Temperatura da água	$^{\circ}\text{C}$
$t$	Tempo	s

U	Velocidade média de escoamento	$\text{ms}^{-1}$
V	Volume de água	$\text{m}^3$
$w_i$	Peso do parâmetro i	adimensional
x	Distância à origem	m
$y_t$	Concentração de CBO removida no instante t	$\text{mgL}^{-1}$
$\theta$	Coefficiente de correção da temperatura	adimensional
$\Delta Q$	Variação do caudal	$\text{Ls}^{-1}$

## Siglas

AIQA	Avaliação Integrada da Qualidade da Água
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
$\text{CBO}_5$	Carência Bioquímica de Oxigénio removida aos 5 dias
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Concelho Nacional do Meio Ambiente
$\text{CO}_2$	Dióxido de Carbono
IQA	Índice de Qualidade da Água
NaOH	Hidróxido de sódio
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigénio Dissolvido
$\text{O}_2$	Oxigénio
pH	Concentração hidrogeniónica
RDS	Road Deposited Sediments
SNIRH	Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos
SOD	Sediment Oxygen Demand
VMA	Valor Máximo Admissível
VMR	Valor Máximo Recomendável

# Capítulo 1

---

## INTRODUÇÃO



## 1.1 ENQUADRAMENTO E RELEVÂNCIA DO TEMA

Desde o surgimento das primeiras espécies de seres vivos na Terra, a água tem sido a principal fonte de vida e o recurso natural mais básico. Com o aparecimento das primeiras civilizações, a sua importância foi reconhecida ao definirem a sua localização nas redondezas de cursos de água, reunindo assim todas as condições ideais à sua sobrevivência. As pessoas sobrevivem onde não existe floresta, onde não existem peixes, onde o solo não é utilizável, onde a vida selvagem não pode ser encontrada, contudo, até num deserto o ser humano situa-se em redor de um oásis, tal como numa floresta tropical ele se situa nas proximidades de um rio (PERRY, 1945).

A água é um elemento de primeira necessidade para todos e qualquer espécie de ser vivo e é indispensável para o homem, como bebida e como alimento, para a sua higiene e como fonte de energia, matéria-prima de produção, via de transporte e suporte das atividades recreativas que a vida moderna exige cada vez mais (CONSELHO DA EUROPA, 1968).

Os aglomerados populacionais existiam em quantidades relativamente pequenas e com tecnologia limitada, até cerca de 250 anos atrás e qualquer alteração ambiental induzida pela população era local, normalmente dentro da capacidade do meio ambiente em absorvê-las. No entanto, nos últimos dois séculos, ocorreram desenvolvimentos que causaram problemas ambientais para além da capacidade assimilativa da natureza, como o crescimento explosivo da população, o desenvolvimento tecnológico e industrial, que levaram a uma crescente urbanização, e por fim, o crescimento acentuado do uso de energia e a introdução de novos produtos (HENRY, 1989).

Todos estes desenvolvimentos têm tido, geralmente, um impacto negativo no meio ambiente e refletem-se na intensificação do uso dos recursos hídricos e, conseqüentemente, no lançamento nas águas superficiais e subterrâneas de quantidades crescentes de resíduos originados das atividades antropogénicas (VIEIRA, 2003).

O lançamento de resíduos ou de águas utilizadas provocam alterações, quer físicas, químicas, orgânicas, térmicas ou até mesmo radioativas, da qualidade da água tornando-a imprópria ou perigosa para o consumo humano, para a indústria, agricultura, pesca, atividades recreativas e todos os outros seres vivos. “Todo e qualquer decréscimo importante da quantidade e

qualidade de uma água, corrente ou estagnada, pode ser nocivo para o homem e para os outros seres vivos” (CONSELHO DA EUROPA, 1968).

Para a maior parte da população que vive no mundo “desenvolvido”, tornar a água disponível é tão simples como abrir uma torneira. Este acesso, simples e fácil à água, está fortemente ligado com o nosso conceito de desenvolvimento, o que cria a ilusão, entre muitos habitantes, de que é um recurso natural infinito, quando na verdade não é e nem se encontra igualmente disponível ou potável em todo o planeta (PERRY, 1945).

Segundo o LNEG - Laboratório Nacional de Energia e Geologia (2010), a porção de água doce existente no nosso planeta é de apenas 3%, enquanto a água presente nos oceanos é de 97%. Dentro dos 3% de água doce, apenas 1% representa a parte da água superficial, onde menos de 0,4% diz respeito à água escoada nos rios.

Visto que os recursos de águas doces não são inesgotáveis, torna-se necessária uma tomada de posição que leve a uma preocupação ambiental crescente, tendo em vista o objetivo de salvaguardar a boa qualidade da água, tornando-se de caráter obrigatório e indispensável a sua preservação e administração (CONSELHO DA EUROPA, 1968).

O desenvolvimento do estudo da Ribeira de Couros torna-se bastante pertinente na medida em que a aplicação da modelação matemática da qualidade da água, bem como a avaliação da sua qualidade atual, de acordo com o Decreto-Lei 236/98, servem como informação adicional de apoio à gestão e proteção de um recurso hídrico que atravessa o centro histórico da cidade de Guimarães, sendo alvo de diversas emissões de efluentes com características poluentes de origem pluvial e doméstica.

Um diagnóstico mais pormenorizado das descargas de poluentes e contaminantes para o meio aquático e do estado ecológico da água, em todos os trechos da ribeira, visa a obtenção de uma análise mais fundamentada acerca dos problemas ambientais enfrentados por este sistema hídrico ao longo do tempo, de modo a que sejam identificadas as zonas mais críticas e com maior urgência à sua reabilitação, tendo como foco principal a proteção e melhoria da qualidade da água através de medidas de mitigação.

## 1.2 OBJETIVOS

Diversas são as formas de poluição e contaminação de um sistema hídrico localizado em ambiente urbano que, através de inúmeros fatores tais como maus odores, acumulação de lixo, deterioração da qualidade da água, entre outros, conduzem ao desconforto tanto dos habitantes que vivem nas suas redondezas como também dos transeuntes. Esta degradação gradual da linha de água origina um ambiente pouco saudável e um aspeto estético bastante desagradável.

A gestão e proteção da qualidade da água dos meios hídricos urbanos adquirem um papel fundamental como ferramenta de promoção de um crescimento sustentável e melhoria da qualidade de vida da população. O objetivo principal desta dissertação é o diagnóstico do efeito de descargas poluentes em zonas críticas da ribeira de Couros, que atravessa o centro histórico da cidade de Guimarães, em termos de desoxigenação do meio hídrico

De modo a atingir o objetivo proposto, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Recolha e análise de amostras de água em diversos locais de monitorização, para avaliação dos parâmetros de qualidade de água selecionados;
- Modelação matemática de parâmetros de qualidade da água associados à desoxigenação, aplicada ao caso em estudo (Ribeira de Couros);
- Implementação de uma metodologia de avaliação da qualidade química da água em meios hídricos urbanos, com recurso à aplicação de índices gerais de qualidade da água.

## 1.3 ESTRUTURA

A presente dissertação encontra-se dividida em cinco diferentes capítulos ao longo do documento, cujos conteúdos se descrevem, seguidamente, de forma sucinta.

Neste capítulo é realizada uma breve introdução, onde está exposto o enquadramento e relevância do tema, sendo definidos o objetivo fulcral do trabalho, bem como os objetivos específicos a atingir para a prossecução desse objetivo geral

No **Capítulo 2** são apresentados os conteúdos resultantes da pesquisa bibliográfica efetuada, onde é descrito o papel da monitorização e o impacto dos parâmetros físico-químicos na qualidade da água e sua gestão, a poluição das águas superficiais (tipos e fontes poluentes), os

processos de desoxigenação e rearejamento envolvidos na modelação matemática da qualidade da água e, ainda, a utilização de um índice geral de qualidade na avaliação do estado químico e ecológico de um meio hídrico.

No **Capítulo 3**, começa-se por fazer uma descrição da área de estudo (enquadramento histórico e geográfico, caracterização biofísica e paisagística, situação de referência) e a caracterização dos locais de amostragem selecionados. De seguida, efetua-se a descrição das metodologias usadas na monitorização dos parâmetros hidráulicos e de qualidade da água, bem como uma explicação mais detalhada da modelação matemática da ribeira de Couros. Por fim, é apresentada uma metodologia para a definição de um índice de qualidade da água dos meios hídricos urbanos, posteriormente aplicado à ribeira de Couros.

No **Capítulo 4** são expostos e analisados os resultados obtidos durante a realização deste estudo, nomeadamente relativos ao programa de monitorização (descargas poluentes e água da ribeira), à simulação da evolução do OD e CBO<sub>5</sub> nos trechos urbanos da ribeira e à aplicação do índice geral de qualidade da água aqui desenvolvido, considerando vários cenários de gestão associados a diferentes problemas ambientais.

Com base nestes resultados foi possível identificar as secções/trechos mais críticos da ribeira de Couros, devido à poluição provocada por descargas significativas de matéria orgânica e outros poluentes.

No **Capítulo 5** são sumarizadas as principais conclusões retiradas ao longo da execução deste trabalho e também são apresentadas algumas propostas consideradas pertinentes para eventuais desenvolvimentos futuros nesta temática do controlo da qualidade da água em meios hídricos urbanos.

## Capítulo 2

---

# QUALIDADE DA ÁGUA EM MEIOS HÍDRICOS URBANOS



## 2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O grande problema presente em todos os corpos de água é o facto do ser humano precisar e depender destes em quase todos os aspetos da sua vida. A água potável é necessária para os mais variadíssimos tipos de atividades que fazem parte do quotidiano. Os usos mais comuns das águas superficiais estão apresentados na Figura 2.1 (JI, 2008):



Figura 2.1 – Principais usos da água

As águas superficiais são também fundamentais para a sobrevivência de várias espécies de seres vivos que dependem dela para beber, alimentar-se, reproduzirem-se e até como habitats para viverem. Entre eles estão centenas de aves, mamíferos, peixes e outros animais selvagens (JI, 2008).

Em Portugal, o volume de água captada em 2009 pelas entidades gestoras dos sistemas públicos de abastecimento no Continente, é de cerca de 816 milhões de m<sup>3</sup>, dos quais 66% é captado em massas de água superficiais. Para além disso, a água distribuída pelos sistemas públicos urbanos no Continente, ascendeu a 534 milhões de m<sup>3</sup> (uso doméstico), correspondente a um consumo médio diário aproximado de 173 litros de água por habitante (INE, 2009).

Contudo, a poluição tem sempre acompanhado as civilizações humanas. Ao longo da história, as civilizações têm-se deparado com problemas de qualidade da água relacionados com a eliminação indevida de resíduos provenientes das atividades antropogénicas, bem como problemas relacionados com o desenvolvimento da irrigação na agricultura e extração mineral.

Os processos naturais, como a precipitação, erosão e desagregação, bem como as influências das atividades humanas, agricultura, indústria e o aumento da exploração dos recursos hídricos (Figura 2.2), determinam a qualidade da água de uma região (VIEIRA, FONSECA, VILAR, BOAVENTURA, & BOTELHO, 2012).

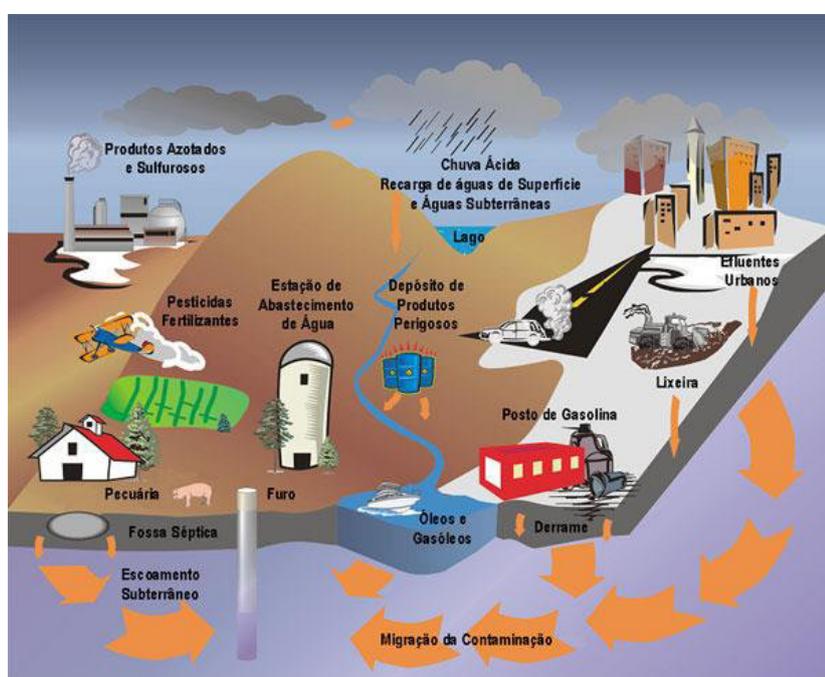


Figura 2.2 – Ciclo da poluição das águas superficiais

Devido à fácil acessibilidade das águas superficiais, no que respeita à eliminação de águas residuais e tendo em conta que as zonas ribeirinhas geralmente constituem áreas com uma elevada densidade populacional devido às favoráveis condições de vida, tais como a disponibilidade de solo fértil, água para irrigação, abastecimento água para fins domésticos e industriais, estas são altamente frágeis e vulneráveis à poluição (VIEIRA, FONSECA, VILAR, BOAVENTURA, & BOTELHO, 2012), estando em constante mudança como um resultado das forças naturais e humanas (JI, 2008).

A qualidade da água é extremamente importante pois um constante acesso a boa qualidade de água é fundamental para a vida. Porém, várias são as situações que contribuem para a deterioração dos rios urbanos, nomeadamente as descargas indevidas de águas residuais domésticas e industriais e a excessiva impermeabilização dos solos como resultado de uma crescente e intensa urbanização da área envolvente (VIEIRA, RAMÍSIO, DUARTE, & PINHO, 2008).

## 2.2 GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A água atua como um fator determinante no processo de desenvolvimento económico e social de uma sociedade no que diz respeito à sua disponibilidade em quantidade e qualidade adequadas para os diversos usos. Um dos maiores desafios do homem na atualidade foca-se na resolução desse problema, devido à crescente escassez e ao comprometimento da qualidade das águas (HESPANHOL, 2009).

É importante realçar que, quando se utiliza o termo “qualidade da água”, esse termo não se refere a um estado de pureza, mas a um conjunto de características físicas, químicas e biológicas que ela representa (Figura 2.3). De acordo com a sua utilização (consumo humano, uso industrial ou agrícola, lazer ou manutenção do equilíbrio ambiental), existe um conjunto de critérios e normas de qualidade da água, cujo grau de exigência varia com a sua finalidade.

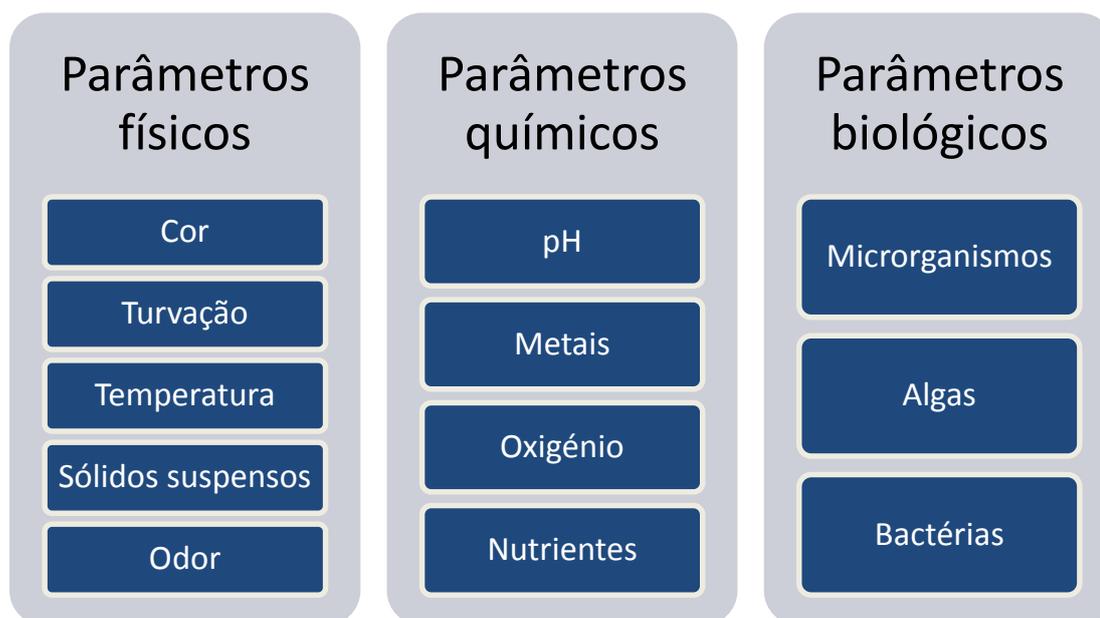


Figura 2.3 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água mais relevantes

Segundo a Carta Europeia da Água (1968), “a qualidade da água deve ser mantida a níveis adaptados à utilização para que está prevista e deve, designadamente, satisfazer as necessidades da saúde pública. (...) sendo a vida, na sua infinita diversidade, tributária das qualidades múltiplas das águas, deverão ser tomadas disposições para lhes assegurar a conservação das suas propriedades naturais.”

A qualidade dos meios hídricos numa cidade é uma das principais, senão a maior, referência de qualidade de vida da cidade. A água, como bem natural dotado de valor económico, deve ser garantida tanto para a manutenção do equilíbrio ecológico, como para os múltiplos usos exigidos pela comunidade, garantindo a sua conservação para as gerações futuras (HESPANHOL, 2009).

No caso particular de ribeiras, estas refletem de perto o tipo e o grau de utilização do solo na sua bacia hidrográfica. A qualidade da água pode ser degradada através de apenas um dos vários impactos que incluem erosão, emissão de químicos e outros poluentes, variações no escoamento superficial ou qualidade da água subterrânea, onde todos influenciam o grau com que as atividades humanas afetam o meio hídrico e restringem as formas em que esses efeitos podem ser reduzidos. Todos estes impactos são, posteriormente, transferidos para jusante do rio, tais como as quantidades significativas de matéria de origem natural (erosão do solo, entradas de água de precipitações) e de origem antropogénica (atividades domésticas, industriais e agrícolas) (VIEIRA, et al., 2012), contaminando outras localizações.

Para o controlo efetivo de descargas de poluentes, de forma a impedir a degradação da qualidade da água a um nível inaceitável, tem de ser um esforço quantitativo, ou seja, recorrer à medição da concentração dos poluentes, prever o seu impacto na qualidade da água, determinar a qualidade da água subterrânea que deveria ser apresentada sem qualquer intervenção humana e decidir os níveis aceitáveis para um uso de água pretendido (DAVIS & CORNWELL, 1991). O volume de águas residuais tratadas em Portugal Continental ascendeu para o valor de 550 milhões de m<sup>3</sup>, correspondentes a 95% do total de 580 milhões de m<sup>3</sup> de águas residuais rejeitadas (INE, 2009).

O planeamento do uso dos recursos hídricos é um fator fundamental para a obtenção de uma política sustentável de gestão de água, que faz a sua aplicação a nível territorial e articula adequadamente os vários elementos dos usos da água de forma equilibrada como é apresentado na Figura 2.4 (DUARTE, 2005).

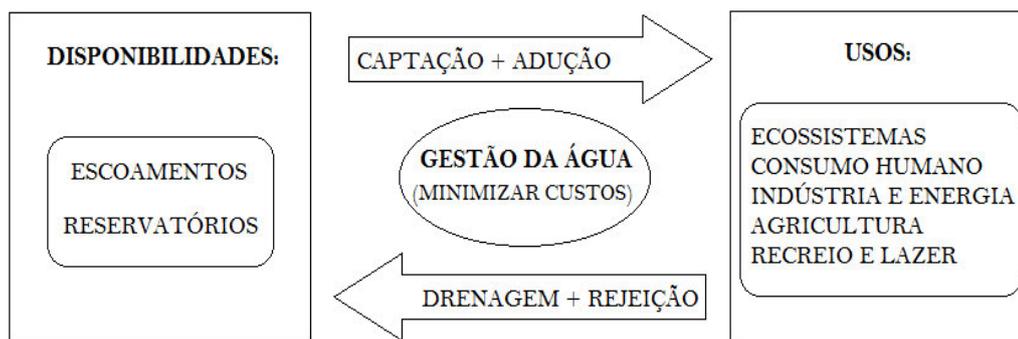


Figura 2.4 – Gestão de recursos hídricos (modelo simplificado)

O desenvolvimento económico e social dos países têm grande influência na disponibilidade de água de boa qualidade, na capacidade da sua conservação e na proteção dos recursos hídricos, tendo sempre em conta a densidade populacional e a ausência de tratamento de águas residuais em algumas situações, que compromete a qualidade da água com a contaminação através de microrganismos patogénicos (HESPANHOL, 2009).

A qualidade da água é afetada por uma grande variedade de influências naturais e humanas. As influências naturais mais importantes são as geológicas, hidrológicas e climáticas, visto que estas afetam a quantidade e a qualidade de água disponível. As suas influências são, geralmente, mais severas quando as quantidades de água disponível são baixas, sendo acompanhadas de uma procura máxima dos recursos limitados (BARTRAM & BALLANCE, 1996).

Duarte (2005) afirma que “a limitação dos recursos hídricos nacionais, associada à grande variação da sua distribuição temporal e espacial e ao aumento dos consumos de água, conduzem à exigência de mobilização de avultados recursos financeiros para a implementação de projetos e de programas que assegurem”:

- A disponibilização da água onde e quando é necessária para os seus diferentes usos;
- A proteção de pessoas e bens durante a ocorrência de inundações, secas e acidentes causadores de elevados níveis de poluição;
- A proteção da Natureza e conservação dos recursos naturais, incluindo a preservação do bom estado ecológico dos ecossistemas.

Uma vez que os rios contêm uma fração muito pequena da água total existente no planeta (JI, 2008) e constituem a principal fonte de abastecimento para fins domésticos, industriais e para irrigação, é crucial a existência de um programa de monitorização que forneça uma avaliação fiável e representativa da qualidade da água, necessário para a prevenção e controlo da poluição da água (VIEIRA, FONSECA, VILAR, BOAVENTURA, & BOTELHO, 2012).

### **2.2.1 Monitorização**

O principal motivo da monitorização da qualidade da água tem sido, tradicionalmente, a necessidade de verificar se a qualidade da água observada é apropriada para os usos pretendidos (BARTRAM & BALLANCE, 1996). Por outras palavras, a monitorização da qualidade da água é o processo de obtenção de informações quantitativas acerca das características físicas químicas e biológicas da água através da realização de uma amostragem estatística (DUARTE, 1997).

Um aspeto importante na avaliação da qualidade da água de um meio hídrico é a realização de um programa de monitorização ao longo do tempo e do espaço. A análise temporal é importante para se poder acompanhar a evolução da qualidade da água, permitindo aos gestores serem rápidos na tomada de medidas.

Um programa de monitorização implica um sistemático levantamento de dados em pontos de amostragem seleccionados e visa acompanhar a evolução das condições da qualidade da água ao longo do tempo, garantindo a sua manutenção futura. A análise espacial visa a avaliação do comportamento de um determinado parâmetro de qualidade, para pontos situados ao longo de um mesmo corpo hídrico. Essa avaliação permite identificar trechos críticos, nos quais a qualidade da água se encontre significativamente comprometida (HESPANHOL, 2009).

O tipo de informação procurada passa pela medição das características da água, de modo a verificar se as leis ou normas de qualidade estão a ser cumpridas (DUARTE, 1997), bem como pela determinação de tendências de variação sazonal da qualidade da água.

O projeto duma rede de monitorização inclui a definição dos pontos de amostragem, da frequência temporal e duração da amostragem e da seleção das variáveis a serem medidas (HESPANHOL, 2009).

A monitorização de massas de água é uma tarefa não só cientificamente relevante, como também legalmente imposta em vários países. Neste contexto, pode-se afirmar que estes países têm como função proteger, aumentar e recuperar todos os meios hídricos e assegurar um balanço entre captações e descargas, com o objetivo de obter um bom estado (químico e ecológico) até ao ano de 2015, através da realização de análises às pressões e impactos da atividade antropogénica sobre o estado das águas (VIEIRA, FONSECA, VILAR, BOAVENTURA, & BOTELHO, 2012).

Em suma, a monitorização da qualidade da água tem em vista a realização da medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água utilizada para acompanhar a evolução das suas condições de qualidade ao longo do tempo e observar como este é afetado por poluentes e contaminantes resultantes de atividades humanas ou de fenómenos naturais.

Em diversos locais do mundo, a descarga de poluentes provenientes das atividades humanas tem degradado gravemente a qualidade da água, ao ponto de transformarem linhas de água naturais em esgotos a céu aberto (DAVIS & CORNWELL, 1991). Estas águas superficiais têm sido poluídas e contaminadas pelas descargas de águas residuais contendo matéria orgânica degradável, nutrientes e organismos patogénicos (VIEIRA, FONSECA, VILAR, BOAVENTURA, & BOTELHO, 2012).

Para se ter conhecimento acerca da capacidade de assimilação de poluentes de um determinado curso de água, é fundamental saber a natureza dos poluentes descarregados e a forma em como estes afetam a qualidade da água, bem como a forma em que a qualidade da água é afetada por fatores naturais, tais como o clima de uma região e a geometria do terreno (DAVIS & CORNWELL, 1991).

### **2.2.2 Parâmetros de qualidade da água**

O uso de indicadores de qualidade da água consiste no emprego de variáveis que se relacionam com as alterações ocorridas na bacia hidrográfica, sejam elas de origem natural ou antropogénica. Os parâmetros que representam as condições da qualidade de águas superficiais e que podem causar problemas são: material com carência de oxigénio, nutrientes, organismos patogénicos, sólidos suspensos, substâncias tóxicas, sais minerais e aquecimento das águas (poluição térmica) (DAVIS & CORNWELL, 1991):

**Material com carência de oxigênio:** Todo o tipo de material que pode ser oxidado no meio hídrico recetor através do consumo de oxigênio dissolvido denomina-se por material com carência de oxigênio. Este material é geralmente matéria orgânica biodegradável, porém, inclui também certos compostos inorgânicos. O consumo do oxigênio dissolvido (OD) por parte deste tipo de materiais forma uma ameaça para todas as formas de vida aquáticas que necessitam de oxigênio para sobreviverem. Os materiais com carência de oxigênio presentes nas águas residuais domésticas advêm principalmente de dejetos humanos e resíduos alimentares.

**Nutrientes:** o fósforo e o azoto são dois nutrientes de primeira importância, pois são considerados poluentes que se tornam perigosos em quantidades excessivas. Todos os seres vivos aquáticos necessitam de nutrientes para crescerem, portanto, é fundamental que estejam presentes nos lagos e rios para suportarem a natural cadeia alimentar. No entanto, quando os seus níveis são demasiados elevados, os nutrientes tornam-se um problema provocando perturbações e promovendo a propagação de algas, que são prejudiciais para a concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático.

**Organismos patogénicos:** Os microrganismos patogénicos presentes nas águas residuais incluem bactérias, vírus e protozoários provenientes de excreções de pessoas ou animais doentes. Quando descarregados em águas superficiais, fazem com que a água seja imprópria para consumo. No caso das concentrações de microrganismos patogénicos serem elevadas, a água pode ser também considerada imprópria para pesca e natação.

**Sólidos suspensos:** As partículas orgânicas e inorgânicas transportadas nas águas residuais descarregadas em meios hídricos recetores denominam-se sólidos suspensos. Quando se dá uma diminuição da velocidade de escoamento muitas destas partículas instalam-se no fundo do corpo de água como sedimentos. Partículas coloidais que não sedimentam causam a turvação existente em muitas águas superficiais.

**Sais minerais:** Apesar de grande parte das pessoas associarem a água salgada a oceanos, todas as águas possuem sal. O problema com este tipo de substância é quando a sua concentração em águas doces se torna excessiva ao ponto da população natural de plantas e animais ser ameaçada ou da água não ser mais potável para abastecimento e irrigação. Muitas indústrias fazem descargas de águas residuais com elevadas concentrações de sal e durante a

estação do inverno, o sal utilizado nos pavimentos, causa elevadas concentrações de sal nas águas provenientes do escoamento urbano.

**Substâncias tóxicas:** O escoamento agrícola frequentemente contém pesticidas e herbicidas que são usados nas plantações e o escoamento urbano é a principal fonte de chumbo e zinco em muitos meios hídricos. Várias águas residuais industriais contêm também metais tóxicos ou substâncias orgânicas tóxicas. Se introduzidos em grandes proporções, muitos destes materiais podem tornar os recursos hídricos quase inutilizáveis por longos períodos de tempo.

**Aquecimento:** Apesar de o calor não ser frequentemente reconhecido como um poluente, as indústrias de energia elétrica causam problemas devido à descarga de calor residual. Também, existem outros tipos de indústrias que necessitam de águas mais quentes que a água do meio recetor para vários processos. Esta descarga de águas residuais quentes para o meio ambiente acarreta impactos negativos, derivados do aumento da temperatura natural do meio hídrico, como a afetação de algumas espécies de peixes que apenas habitam em águas frias e impedindo a sua migração e o aumento da taxa de depleção de oxigénio nos locais onde existem materiais com carência de oxigénio.

### 2.2.3 Carência de oxigénio nos sedimentos

O oxigénio dissolvido (OD) é a quantidade de oxigénio presente na água do meio hídrico, que ocorre quando bolhas microscópicas de oxigénio gasoso estão misturadas com a água. É um dos parâmetros da qualidade da água mais importantes e é usado para medir a quantidade de oxigénio disponível para as atividades bioquímicas na água. Pode ser eliminado pela oxidação de carbono orgânico, pelos processos de nitrificação e respiração, sendo repostado por trocas gasosas à superfície e pela fotossíntese (JI, 2008).

O OD é um requisito básico para um sistema aquático saudável, visto que a maior parte dos peixes e insetos aquáticos necessitam de oxigénio para sobreviver. Essa depleção de oxigénio dissolvido na água causa uma ameaça a todas as formas de vida aquáticas se a concentração de oxigénio decair até ao seu nível crítico (DAVIS & CORNWELL, 1991). Sendo este um fator crítico para a saúde e bem-estar da vida aquática, ambientalistas do estado de New Jersey estabeleceram um valor padrão mínimo para o OD a observar nos meios hídricos de todo o estado (HECKATHORN & GIBS, 2008).

De acordo com Ji (2008), sempre que os níveis de OD na água descem para valores inferiores a 5,0 mg/L, a vida aquática fica ameaçada e quanto mais baixa for essa concentração maior é a pressão sofrida por estes seres aquáticos. Concentrações de OD inferiores a 2 mg/L são consideradas hipóxicas e, em alguns casos, a água pode perder todo o oxigênio e tornar-se anóxica. Se os níveis de oxigênio permanecerem baixos durante longos períodos de tempo, pode originar uma elevada mortalidade de espécies aquáticas.

Para se compreender completamente as características de uma massa de água é essencial quantificar os mecanismos que afetam as concentrações de oxigênio dissolvido nestes meios aquáticos, tais como as suas formas de depleção e fontes. Muitos fatores, como a velocidade e profundidade do rio, carência bioquímica de oxigênio e proliferação de algas, bem como a carência de oxigênio nos sedimentos, podem afetar a concentração de oxigênio dissolvido na coluna de água.

Uma potencial e importante forma de depleção de oxigênio dissolvido na água é a carência de oxigênio nos sedimentos, que é a taxa à qual o oxigênio é eliminado da coluna de água, perto ou na interface água – sedimentos, junto ao leito (HECKATHORN & GIBS, 2008).

Heckathorn e Gibs (2008) afirmam que a carência de oxigênio nos sedimentos (SOD), em conjunto com outros constituintes da qualidade da água na coluna de água, é um fator crítico e bastante importante no desenvolvimento e calibração de modelos de qualidade de água.

Os sedimentos em bacias hidrográficas urbanizadas podem ser categorizados em dois principais tipos: os sedimentos depositados em superfícies de estradas (RDS) e os sedimentos depositados e transportados em ambientes aquáticos. Segundo Taylor e Owens (2009), estes subsistemas estão ligados através de uma cascata sedimentar urbana que reconhece a natureza altamente dinâmica do sistema sedimentar urbano e as relações entre fontes de sedimentos, mecanismos de transporte, deposição e modificação dos sedimentos após a disposição destes. Os principais locais de disposição de sedimentos, de acordo com a cascata sedimentar urbana, são as superfícies de ruas, sarjetas e galerias de águas pluviais, rios e lagos.

As principais fontes naturais de sedimentos nos rios são: a deposição de poeira atmosférica e erosão de partículas devido ao vento, eventos de movimentação de massas e erosão do solo devido à água das chuvas e agricultura. Outras fontes naturais que derivam do fluxo da água dos rios são: erosão dos canais, erosão das zonas inundáveis e ressuspensão dos sedimentos do leito do rio devido à variação das condições de escoamento.

As fontes de sedimentos que derivam das atividades antropogênicas incluem: exploração mineira, construção, redes rodoviárias urbanas, fontes poluentes industriais pontuais, águas residuais e trabalhos de tratamento de esgotos. Todas estas fontes são importantes para a caracterização do fluxo de sedimentos das bacias hidrográficas urbanizadas (Figura 2.5), onde dominam aquelas que são provenientes das atividades antropogênicas (TAYLOR & OWENS, 2009):

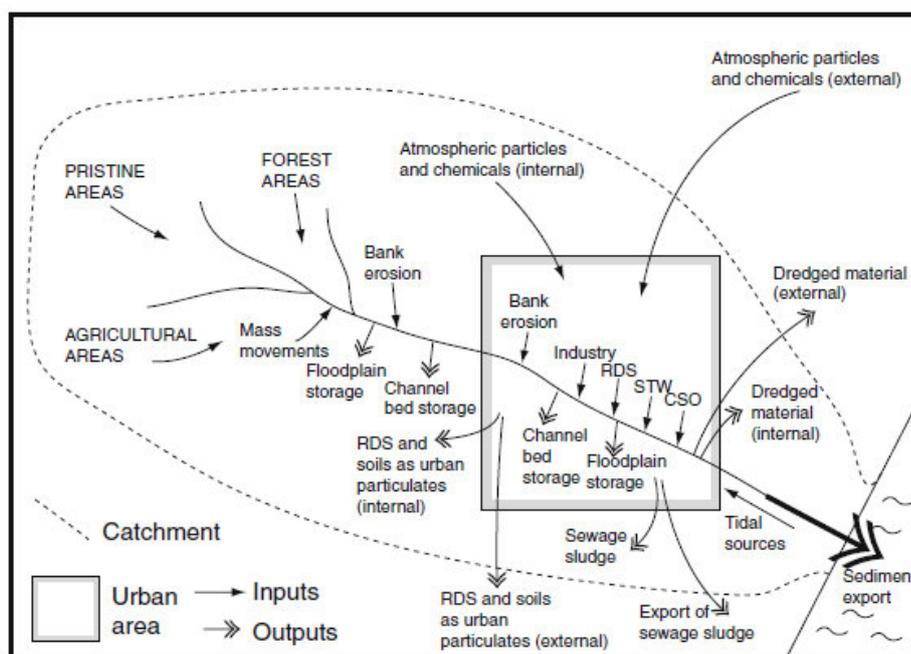


Figura 2.5 – Diagrama das fontes de sedimentos e seus percursos na bacia hidrográfica urbanizada

A gama de fontes de sedimentos para rios é maior do que a gama de fontes de sedimentos para superfícies de estradas, pois grande parte de bacias hidrográficas urbanas compreendem uma mistura entre usos urbanos e não urbanos do solo. Portanto, para além dos sedimentos nos rios provenientes da deposição em superfícies de estradas, estes também derivam da erosão do leito e margens do rio e movimentos de massas em algumas bacias hidrográficas.

Carter (2003) mostrou que os sedimentos, na maior parte das secções urbanizadas da bacia hidrográfica do rio Aire-Calder no Reino Unido, eram provenientes da erosão das margens do canal (18 - 33%), de solos não cultivados (4 - 7%), de solos cultivados (20 - 45%), RDS (19 - 22%) e de descargas residuais (14 - 18%). Também mostrou que Yin e Li (2008) estimaram que cerca de 60% dos sedimentos suspensos na saída de um sistema de esgoto em Wuhan City, na China, derivavam do sistema de drenagem (sedimentos das sarjetas combinados com

os sedimentos do esgoto), com cerca de 40% provenientes dos RDS. Já no caso de Nelson e Booth (2002), descobriram que, tal como os deslizamentos de terra como a erosão das margens do canal, 15% dos sedimentos numa microbacia urbanizada originavam da erosão da superfície de estradas.

Em muitos casos, os sedimentos presentes nos rios urbanos contêm elevadas concentrações de metais e outros poluentes, originados do escoamento de estradas, deposição de sedimentos em superfícies das ruas e descargas de águas residuais tratadas. Enquanto muitos dos poluentes nos rios urbanos são descarregados já dissolvidos nos sedimentos, outros poluentes são introduzidos ainda em formas particulares e dissolvidas nos sedimentos assim que se encontrem dentro do curso de água (TAYLOR & OWENS, 2009).

## 2.3 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

### 2.3.1 Tipos e fontes de poluição

As concentrações de poluentes presentes nos cursos de água, tais como nutrientes e substâncias tóxicas, são controladas por fontes externas ao sistema de água e por processos internos. Os resíduos poluentes provenientes de fontes externas incluem: descargas de águas municipais, deposição atmosférica, escoamento superficiais, infiltrações de águas subterrâneas e outras fontes próximas da linha de água. Na modelação de sistemas de água superficiais é importante a caracterização das fontes poluentes e a previsão de cargas poluentes associadas (JI, 2008).

As fontes poluentes externas numa bacia hidrográfica podem ser separadas em duas categorias pontuais e difusas (ZEVIT, PAGE, & GOBLE, 2008), que são regidas por diferentes mecanismos e que podem resultar em diferentes impactos no meio hídrico recetor (JI, 2008).

**Fontes pontuais:** Águas residuais domésticas e industriais são consideradas fontes poluidoras pontuais, visto que estas são geralmente recolhidas por uma rede de condutas e direcionadas para o meio hídrico através de um único ponto de descarga, que pode ser reduzido ou eliminado através de um tratamento de águas residuais adequado a descarregar no curso de água natural (DAVIS & CORNWELL, 1991), facilmente localizável e identificável.

Águas residuais domésticas são provenientes de habitações, escolas, edifícios de escritórios e comércio. No entanto, quando as águas residuais domésticas são descarregadas no mesmo local que as águas residuais industriais, estas são designadas por águas residuais municipais (DAVIS & CORNWELL, 1991).

**Fontes difusas:** Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas fazem a introdução de poluentes nos cursos de água através de numerosas localizações ou fontes sem pontos de origem definidos, consequentemente ameaçando a qualidade da água do meio hídrico e dos sistemas naturais. Cada fonte difusa, individualmente, pode não constituir um sério problema para o meio ambiente mas juntas, este tipo de fontes, podem danificar significativamente o meio recetor. A maior parte deste tipo de fontes poluentes incluem: escoamentos provenientes de terras agrícolas (sedimentos, fertilizantes, bactérias e pesticidas), escoamentos de áreas urbanas (óleos, produtos químicos tóxicos, metais pesados, microrganismos patogénicos e sedimentos), deposição atmosférica (produtos químicos tóxicos, metais pesados, nutrientes e ácidos) e infiltrações de águas subterrâneas (nutrientes e produtos químicos tóxicos) (JI, 2008).

A vasta gama de contaminantes que são introduzidos nas águas superficiais pode ser agrupada em diferentes classes (Tabela 2.1), onde também são incluídas as principais fontes de cada grupo poluente (DAVIS & CORNWELL, 1991).

Tabela 2.1 – Principais categorias poluentes e seus tipos de fontes poluentes

Categoria dos poluentes	Fontes pontuais		Fontes difusas	
	Águas residuais domésticas	Águas residuais industriais	Escoamento agrícola	Escoamento urbano
Material com carência de oxigénio	X	X	X	X
Nutrientes	X	X	X	X
Organismos patogénicos	X	X	X	X
Sólidos suspensos	X	X	X	X
Sais minerais		X	X	X
Metais tóxicos		X		X
Químicos orgânicos tóxicos		X	X	
Calor		X		

As fontes poluentes difusas podem diferenciar significativamente de fontes poluentes pontuais na sua distribuição no tempo e no espaço. As principais diferenças entre estes dois tipos de fontes poluidoras são apresentadas na Tabela 2.2 (JI, 2008).

Tabela 2.2 – Principais diferenças entre fontes poluidoras pontuais e difusas

Características	Fontes pontuais	Fontes difusas
Variação temporal	Relativamente uniforme	Altamente variável
Magnitude do caudal	Varia em menos de uma ordem de grandeza	Varia em mais de uma ordem de grandeza
Impacto	Mais gravoso em caudais baixos	Mais gravoso durante ou a seguir a tempestades
Previsibilidade	Bastante previsível	Pouco previsível

Fontes difusas frequentemente envolvem um transporte complexo através do solo, ar e água, sendo mais espalhadas e difíceis de identificar e quantificar do que as fontes pontuais. Deste modo, é muito mais complicada a avaliação do impacto no meio hídrico e o desenvolvimento de soluções para este tipo de fontes poluentes (JI, 2008).

### 2.3.2 Impactos do caudal fluvial na qualidade da água

Os sistemas de água superficial são águas naturalmente abertas para a atmosfera, como é o caso dos rios, lagos, reservatórios, estuários e águas costeiras. O impacto da introdução de poluentes nas águas de um rio depende tanto da natureza dos poluentes e das suas características (DAVIS & CORNWELL, 1991), como das suas condições de escoamento do rio, afetando a qualidade da água de diversas formas (JI, 2008):

- Diluição:

Um grande volume de água é capaz de diluir concentrações de poluentes que são introduzidos no rio;

- Tempo de residência

É o tempo durante o qual o poluente permanece dentro de determinada secção do rio. Uma elevada velocidade de escoamento reduz o tempo de residência e afeta a quantidade de material que pode ser produzido ou degradado na secção do rio;

- Mistura

Elevadas velocidades de escoamento aumentam a mistura do poluente introduzido, melhorando a capacidade de assimilação do rio e reduzem os gradientes da concentração do poluente;

- Erosão

Um elevado caudal do rio pode erodir o material do leito e conseqüentemente destabilizar o ambiente.

O impacto de cargas poluentes num rio é fortemente determinado através da magnitude dessas cargas e da taxa de escoamento do rio, pois um rápido transporte de poluentes devido a elevados caudais resulta num curto tempo de residência, causando problemas mínimos na qualidade da água. Contrariamente, um lento transporte de poluentes devido a baixos caudais resulta num maior tempo de residência que pode conduzir a problemas de qualidade de água tais como a depleção de oxigénio e eutrofização (JI, 2008).

Contudo, variações sazonais na precipitação, no escoamento superficial e subterrâneo têm grande impacto no caudal do rio e conseqüentemente na concentração e distribuição dos poluentes na água (VIEIRA, et al., 2012). Geralmente, as fontes poluidoras pontuais têm maior impacto num rio durante os períodos de baixo caudal devido à menor diluição dos poluentes. No caso de fontes poluentes difusas, estas são acompanhadas de uma vasta quantidade de poluentes provenientes da área envolvente durante os períodos de maior precipitação (maiores caudais). Assim sendo, é importante uma examinação de ambas as fontes poluidoras durante os fluxos baixos e elevados de caudal (JI, 2008).

## **2.4 MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA**

### **2.4.1 Importância da utilização de modelos**

A utilização de técnicas e ferramentas capazes de auxiliar os processos de análise, operação, planeamento e tomadas de decisões são necessárias para uma adequada gestão dos recursos hídricos (LIMA, 2010). Existem três ferramentas que são consideradas imprescindíveis no suporte à gestão da qualidade da água. Essas ferramentas são a observação, a análise teórica e a modelação numérica. A forma mais apropriada e correta de aplicar estas ferramentas é compreendê-las o melhor possível e fazer uso delas de acordo com as suas propriedades, sendo de extrema importância que seja feita uma análise crítica e criteriosa por parte dos engenheiros e gestores na aplicação das mesmas (JI, 2008).

A modelação é um pouco como a arte de acordo com palavras de Pablo Picasso. Nunca é completamente realista, nunca é a verdade. No entanto, esta contém verdade e realismo suficientes para uma melhor compreensão dos sistemas ambientais.

As duas principais razões que levam à aplicação de modelos matemáticos são um melhor entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos, bem como o desenvolvimento de modelos capazes de criar uma representação real das águas superficiais, para que estes possam ser utilizados no suporte da gestão da qualidade da água e tomada de decisões. Estes modelos não só têm de representar as condições presentes, como também preverem e criarem condições que não existem (JI, 2008).

A capacidade de representar quantitativamente as respostas dos sistemas de recursos hídricos a estímulos externos, constitui uma parte essencial da própria gestão desses recursos hídricos. É um facto que a modelação matemática da qualidade da água, se corretamente utilizada, tem a capacidade de simular o comportamento dos sistemas hídricos sob a ação de diferentes estímulos. Um modelo, desde que utilizado de forma racional e tendo em atenção as suas limitações, pode funcionar como uma ferramenta extremamente útil no processo de gestão dos sistemas de recursos hídricos, possibilitando ao seu utilizador a comparação de diferentes cenários e a identificação das melhores soluções para a resolução de diferentes problemas (COELHO, 2009).

Porém, os modelos numéricos apresentam alguns inconvenientes onde se destacam a necessidade de adotar hipóteses simplificativas na formulação matemática dos processos e

ainda a dificuldade em equacionar devidamente alguns dos fenómenos físicos e bioquímicos que ocorrem nos meios hídricos (DUARTE, 2005).

Apesar de todas as potencialidades associadas aos modelos matemáticos de simulação da qualidade de água, ao nível da sua utilização nunca devem ser esquecidas duas referências consensualmente consideradas fundamentais na sua prática (COELHO, 2009):

- É necessário dispor de um conjunto mínimo de dados de monitorização, adequados à calibração e validação do modelo criado, que permita a sua utilização para a descrição e caracterização de um determinado sistema, com uma representatividade e um grau de confiança que se possam considerar apropriados aos objetivos do estudo em análise;
- Um adequado nível de conhecimento dos pressupostos e das formulações inerentes ao modelo, bem como uma suficiente compreensão do tipo de funcionamento do sistema a modelar, de modo a que seja possível um entendimento correto do mesmo.

Para a validação e interpretação dos resultados obtidos é necessário evidenciar a importância que a calibração tem para um modelo matemático de simulação. Essa calibração consiste na procura e seleção dos melhores valores para os parâmetros obtidos, com base numa comparação entre os resultados do modelo e as medições efetuadas em campo. No processo de validação os valores resultantes do modelo são comparados com uma série independente de observações medidas que não foram utilizadas na calibração do modelo. Essa comparação é feita para averiguação da descrição verídica do comportamento do sistema por parte do modelo (NOGUEIRA, 2012).

A calibração pode ser executada através da fixação de valores de parâmetros sustentados nas seguintes fontes de informação (DUARTE, 2005):

- Informação bibliográfica, no caso em que os parâmetros modelados já tenham sido amplamente estudados e consensualmente aceites como constantes em diversos sistemas;
- Determinações experimentais, sempre que se pretenda adquirir parâmetros específicos de determinados processos, com a noção de que ao individualizarmos os fenómenos em estudo podemos estar a restringir a complexidade do sistema hídrico devido à eliminação de relações existentes entre eles;
- Recurso a correlações, tendo como objetivo a obtenção dos valores dos parâmetros em função das variáveis do sistema, possibilitando a simulação de um número de condições mais elevado;

- Recurso a critérios de otimização, que tenham sido estabelecidos em sub-rotinas do programa de cálculo, de forma a selecionar o conjunto de valores dos parâmetros que melhor se adequa ao critério de calibração;
- Utilização de sistemas periciais, que são programas de cálculo automático capazes de resolver de forma eficaz incoerências que se verificarem na estimativa dos parâmetros que derivam da aplicação de técnicas heurísticas a um elevado de números de dados de campo. Depois de quantificada a disparidade entre os valores medidos e os valores calculados, o programa pode gerar, através de iterações, a melhor combinação de parâmetros para o critério definido.

Resumidamente, os modelos de qualidade da água desempenham uma função mais ampla pois, para além de solucionarem problemas pontuais de controlo da poluição, representam um meio para melhor compreender o modo como o ambiente funciona (NOGUEIRA, 2012).

## **2.4.2 Critérios de classificação dos modelos de qualidade da água**

Cox, citado por Nogueira (2012), afirma que os modelos de qualidade da água são geralmente agrupados em categorias de acordo com as seguintes características, cujas subdivisões são apresentadas na Figura 2.6.

- Ambiente a ser modelado;
- Finalidade do modelo;
- Número de dimensões consideradas;
- Forma como os processos são descritos;
- Proveniência dos dados de base (medições discretas observadas ou distribuições estatísticas);
- Variação temporal dos parâmetros (estacionários ou dinâmicos).

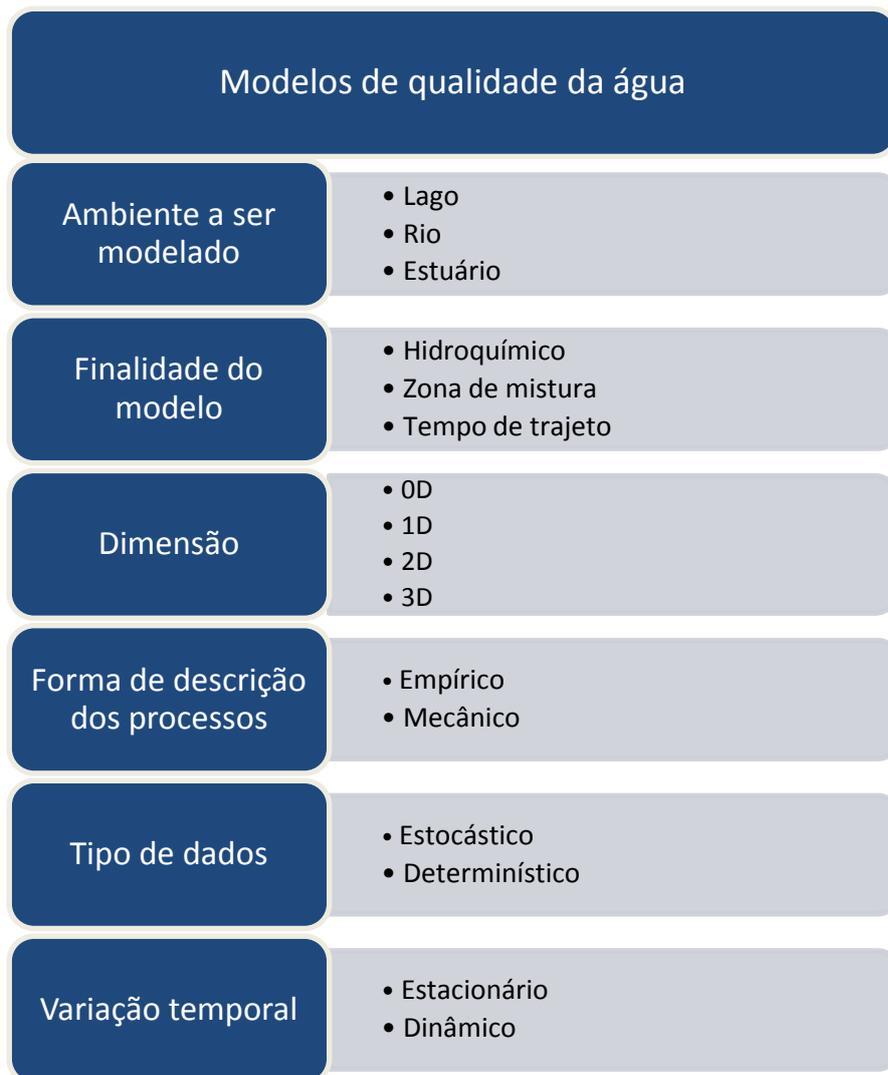


Figura 2.6 - Subdivisão dos modelos de qualidade de água

### 2.4.3 Autodepuração dos meios hídricos

Um dos meios de se controlar a poluição é estudar e conhecer a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, estimando a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber sem que as suas características naturais sejam alteradas. Dependendo do grau de poluição dos rios, o processo de autodepuração pode ser bastante eficiente na melhoria da qualidade da água (ANDRADE, 2010).

O fenómeno da autodepuração está vinculado à regeneração do equilíbrio do meio aquático, que é feito através de mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelas descargas de efluentes. A introdução de matéria orgânica num curso de água resulta no consumo de oxigénio dissolvido, que se deve aos processos de estabilização da matéria

orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigénio disponível presente na água para a sua respiração. O decréscimo da concentração de oxigénio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas (HESPANHOL, 2009).

Segundo Braga (2002), a matéria orgânica em si não é um poluente, no entanto, a sua descarga nos cursos de água pode ocasionar um desequilíbrio entre a produção e o consumo de oxigénio.

A autodepuração é decorrente da associação de vários processos de natureza física, química e biológica. Nesse processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigénio (ANDRADE, 2010), conforme ilustrado na Figura 2.7 (NOGUEIRA, 2012).

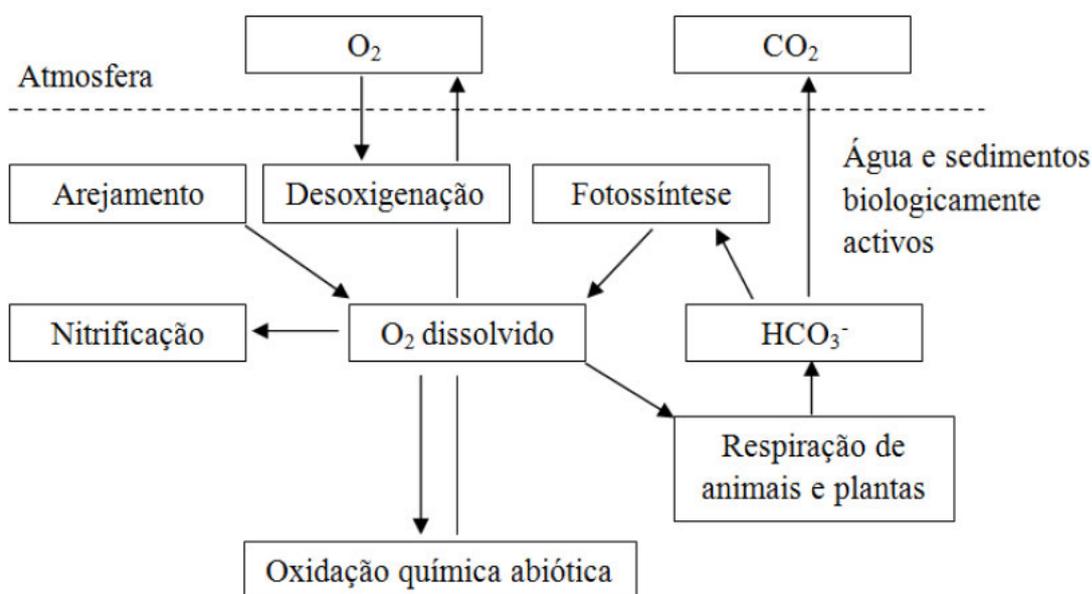


Figura 2.7 – Balanço do oxigénio dissolvido num sistema aquático

Segundo Andrade (2010), os principais fenómenos do ciclo do oxigénio e que interagem no seu consumo e produção são as seguintes, conforme a Figura 2.8.

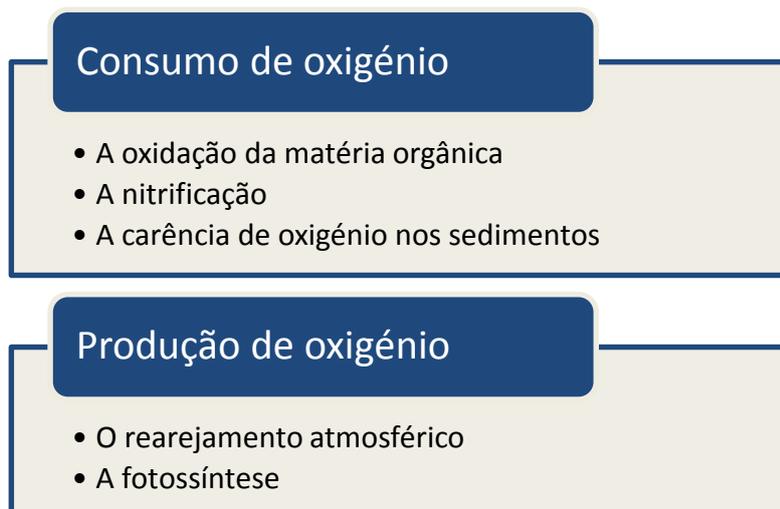


Figura 2.8 – Principais fenómenos do ciclo do oxigênio

Dentro de uma perspectiva prática, deve-se considerar uma água não poluída quando as suas características não se encontrem mais em conflito com a sua utilização prevista em cada trecho do curso de água. É importante referir que não existe uma recuperação absoluta do estado da água: o ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes das anteriores, devido ao aumento da concentração de determinados contaminantes. Pode-se afirmar que a comunidade aquática se apresenta de um modo diferente, ainda que em novo equilíbrio (HESPANHOL, 2009).

O processo de autodepuração desenvolve-se ao longo do tempo e na direção longitudinal do meio hídrico, em que os estágios de sucessão ecológica presentes nesse processo são fisicamente identificados por trechos. Esses trechos são definidos como zonas de autodepuração e são divididos em (ANDRADE, 2010):

- Zona de águas limpas – localização da região a montante do lançamento do efluente e também após a zona de recuperação;
- Zona de degradação – situada a jusante do ponto de descarga, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;
- Zona de decomposição ativa – região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo;
- Zona de recuperação – região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição.

Na Figura 2.9 encontra-se exposta a curva “saco”, também designada por curva “sag”, que representa a evolução do oxigénio dissolvido (OD) ao longo do tempo, após a introdução de uma descarga poluente.

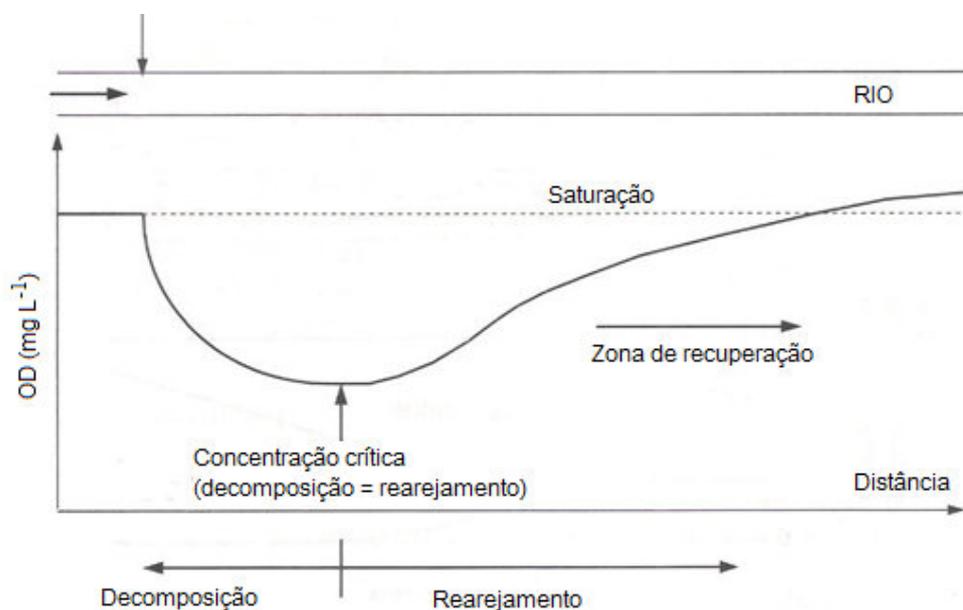


Figura 2.9 – Caracterização das zonas de autodepuração da curva “sag”

A quantificação e a compreensão do fenómeno de autodepuração são de extrema importância, principalmente quando se procura controlar o lançamento de cargas de efluentes que estejam acima da capacidade de assimilação do sistema hídrico.

A concentração de oxigénio dissolvido em rios depende de dois tipos de fatores: características geofísicas da bacia de drenagem e fatores físicos e químicos das águas. No primeiro caso, incluem-se o caudal escoado, a geomorfologia do rio e a temperatura na região, enquanto no segundo caso, se consideram as várias fontes e sumidouros de oxigénio que ocorrem num determinado curso de água (DUARTE, 1997).

Essa concentração de saturação de oxigénio aumenta à medida que a temperatura da água diminui e à medida que a turbulência e a mistura no corpo de água aumentam. Desta forma, um escoamento rápido, turbulento e superficial apresenta um nível de oxigénio dissolvido superior do que num escoamento lento de um rio profundo (NOGUEIRA, 2012).

A quantidade máxima de oxigénio que pode ser dissolvida na água é designada por solubilidade do oxigénio ou concentração de saturação do oxigénio dissolvido, que diminui à

medida que a temperatura aumenta. Essa concentração de saturação pode ser descrita através da expressão 2.1, em função da temperatura (DUARTE, 1997):

$$C_s = 14,64 - 0,4106 \times T + 0,00795 \times T^2 - 0,0000776 \times T^3 \quad (2.1)$$

Segundo Hespanhol (2009), os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico-científico, sendo o modelo matemático de qualidade da água visto como um auxiliar valioso para simular alternativas. Torna-se possível, deste modo, prever a capacidade do sistema em receber descargas de efluentes, além de quantificar os impactos causados por determinadas ações.

O estudo clássico de Streeter & Phelps, no ano de 1925, é reconhecido como um dos primeiros usos de relações matemáticas para descrever os níveis de oxigênio dissolvido num rio. Este modelo foi desenvolvido a partir de intensos estudos das fontes da poluição e respectivos impactos no rio Ohio, nos Estados Unidos da América.

Esse primeiro modelo de qualidade da água, desenvolvido por estes, permite descrever as relações de oxigênio dissolvido (OD) e a carência bioquímica de oxigênio (CBO) num curso de água. Os dois mecanismos primários que regem o destino do oxigênio dissolvido em rios recetores de esgoto são a biodegradação da matéria orgânica descarregada no rio e o rearejamento atmosférico. Assim, a hipótese básica do modelo de Streeter-Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático é proporcional à concentração da matéria orgânica presente num dado instante de tempo, que é dada pela expressão 2.2 (CHAPRA, 1997):

$$\frac{dL}{dt} = -k_d \times L \quad (2.2)$$

Em que,

L      é a concentração de CBO remanescente (mg/L);

$k_d$     coeficiente de decaimento ou constante de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ );

Integrando a equação 2.2 entre  $L_0$  e  $L$ , obtém-se a expressão 2.3 referente à CBO remanescente no final do instante  $t$ :

$$L_t = L_0 \times e^{-k_d \times t} \quad (2.3)$$

Onde,

$L_t$  é a CBO remanescente no instante  $t$  (mg/L);

$L_0$  é a CBO inicial de mistura no ponto de lançamento (mg/L);

Em termos de consumo de oxigénio, é importante a quantificação da CBO removida, que pode ser obtida através da expressão 2.4:

$$y_t = L_0 \times (1 - e^{-k_d \times t}) \quad (2.4)$$

Em que,

$y_t$  é a concentração de CBO removida no instante  $t$  (mg/L).

A Figura 2.10 representa a evolução da concentração total da CBO,  $L_0$ , ao longo do tempo:

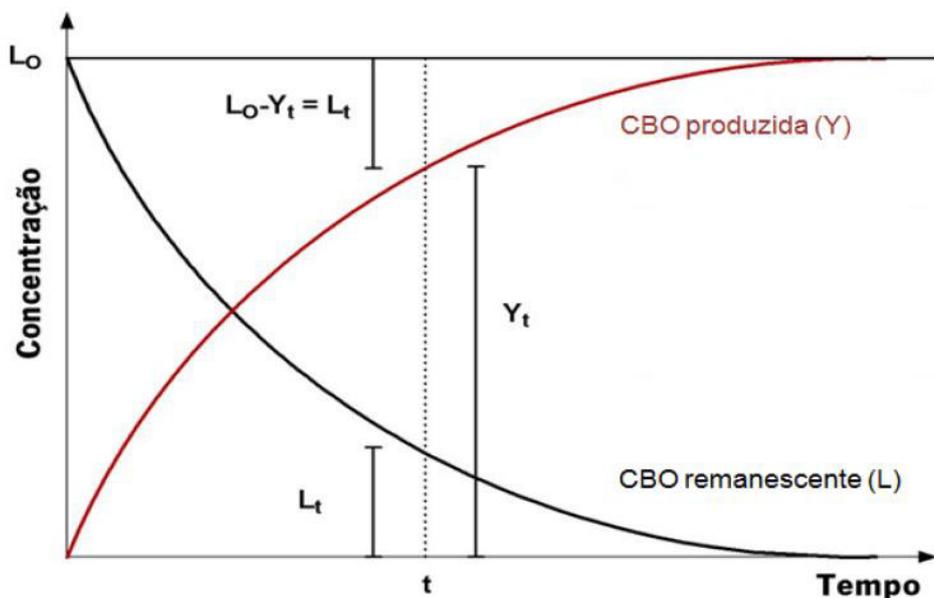


Figura 2.10 – Evolução temporal da concentração de CBO

O consumo de OD no meio líquido ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reações exógenas, o oxigénio passa da atmosfera para a água. Esse processo é modelado pela expressão 2.5:

$$\frac{dL}{dt} = -k_a \times D \quad (2.5)$$

Dessa forma, como o défice de saturação de oxigénio dissolvido corresponde à resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e rearejamento, obtém-se a equação 2.6 (CHAPRA, 1997):

$$\frac{dD}{dt} = k_d \times L - k_a \times D \quad (2.6)$$

Em que,

- D      é o défice de oxigénio dissolvido (mg/L);
- L      é a concentração de CBO remanescente (mg/L);
- $k_d$     coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $k_a$     coeficiente de rearejamento ( $\text{dia}^{-1}$ ).

O défice de oxigénio é a diferença entre a concentração de saturação de oxigénio no meio hídrico e a concentração de oxigénio dissolvido na água num dado instante.

Com a integração da expressão 2.6 obtém-se:

$$D_t = \frac{k_d \times L_0}{k_a \times k_d} \times (e^{-k_d \times t} - e^{-k_a \times t}) + D_0 \times e^{-k_a \times t} \quad (2.7)$$

Onde,

- $D_t$     é o défice de oxigénio no instante t (mg/L);
- $D_0$     é o défice inicial de oxigénio dissolvido no curso de água (mg/L);
- $L_0$     CBO inicial de mistura no ponto de lançamento (mg/L)

A concentração de oxigénio é dada pela diferença entre a concentração de saturação do curso de água e o défice de oxigénio dissolvido:

$$OD_t = C_s - D_t \quad (2.8)$$

Onde,

$OD_t$  concentração de oxigénio no instante  $t$  (mg/L);

$C_s$  concentração de saturação de oxigénio do curso de água (mg/L);

$D_t$  défice de oxigénio no instante  $t$  (mg/L).

A expressão 2.8 traduz a fórmula integral representativa da curva “sag” do oxigénio dissolvido (Figura 2.9) proposta por Streeter & Phelps (1925).

No início, quando é feita uma descarga de água residual no meio aquático, a matéria orgânica particulada torna a água turva, o que consequentemente impede a penetração da radiação solar dificultando a fotossíntese e o crescimento das plantas presentes no curso hídrico. Para além disso, alguns sólidos acumulam-se a jusante da descarga criando camadas de lodo que podem emitir odores fortes e nocivos em situações de anaerobiose. Como a matéria orgânica é assimilada e os níveis de oxigénio dissolvido diminuem, existirá um ponto no qual o processo de desoxigenação e o de rearejamento estarão em equilíbrio. Este é designado por ponto crítico e a partir deste o rearejamento domina e os níveis de OD começam a subir, podendo ou não atingir mais uma vez o valor de saturação (CHAPRA, 1997).

As equações de Streeter-Phelps referidas anteriormente, quando aplicadas a um curso de água natural com apenas uma descarga pontual de matéria orgânica, mais propriamente CBO, podem ser rescritas da seguinte forma:

$$\left\{ \begin{array}{l} L_t = L_0 \times e^{-k_d \times \frac{x}{U}} \\ D_t = \frac{k_d \times L_0}{k_a - k_d} \times \left( e^{-k_d \times \frac{x}{U}} - e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \right) + D_0 \times e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \end{array} \right. \quad (2.9)$$

Em que,

$x$  é a distância à descarga poluente (m);

$U$  velocidade de escoamento da linha de água (m/s).

Quanto ao balanço de massa no ponto de lançamento, assumindo uma mistura completa na secção de descarga dum fonte pontual, os princípios da conservação de massa e da continuidade são (CHAPRA, 1997):

$$\begin{cases} Q_{jus} \times C_{jus} = Q_{desc} \times C_{desc} + Q_{mont} \times C_{mont} \\ Q_{jus} = Q_{desc} + Q_{mont} \end{cases} \quad (2.10)$$

Onde,

$Q_{jus}$  caudal a jusante do local de mistura;

$C_{jus}$  concentração do poluente a jusante do local de mistura;

$Q_{desc}$  caudal de descarga;

$C_{desc}$  concentração do poluente da descarga;

$Q_{mont}$  caudal a montante do local de mistura;

$C_{mont}$  concentração do poluente a montante do local de mistura.

O coeficiente de desoxigenação,  $k_d$ , depende das características da matéria orgânica e do grau de tratamento, bem como da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Os efluentes tratados são exemplos de casos em que a taxa de degradação é mais lenta, pelo facto da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já foi removida, restando apenas a parcela de estabilização mais lenta (HESPANHOL, 2009).

Os intervalos de valores de  $k_d$  são definidos, para temperaturas de 20 °C, tendo em conta o tipo de origem da água (Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Valores de  $k_d$  usualmente utilizados, para a temperatura padrão de 20 °C

Origem	$k_d$ (dia <sup>-1</sup> )
Água residual concentrada	0,35 – 0,45
Água residual de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Rio com água límpida	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de estabilização da matéria orgânica. Visto que os ensaios laboratoriais para a determinação da CBO ocorrem a uma temperatura padrão de 20 °C, é necessário ajustar a taxa de decaimento da CBO à temperatura do meio hídrico.

A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa através da equação 2.11 (DAVIS & CORNWELL, 1991):

$$k_T = k_{20} \times \theta^{T-20} \quad (2.11)$$

Em que,

- T é a temperatura do meio hídrico (°C);
- $k_T$  coeficiente à temperatura T (dia<sup>-1</sup>);
- $k_{20}$  coeficiente à temperatura de 20 °C (dia<sup>-1</sup>);
- $\theta$  coeficiente de correção da temperatura com valores compreendidos entre 1,03 e 1,05 (para temperaturas entre 15 e 35 °C), sendo o valor 1,024 preconizado por vários autores.

O coeficiente de rearejamento,  $k_a$ , é utilizado para caracterizar a transferência de oxigênio para um meio aquático. Se este assume um valor suficientemente elevado, a carência de oxigênio provocada por uma descarga poluente pode ser superada pela capacidade natural do corpo de água em absorver oxigênio. O coeficiente de rearejamento é portanto um parâmetro

importantíssimo, visto que possibilita a avaliação da capacidade do sistema hídrico em compensar/recuperar a CBO provocada pelos efluentes de água residuais ou fontes difusas, o impacto da respiração algal e a carência de oxigênio nos sedimentos do seu leito. No entanto, este parâmetro varia de rio para rio e pode ser afetado por fatores atmosféricos, bem como o caudal do rio.

Os valores de  $k_a$  frequentemente adotados, para temperaturas de 20 °C, encontram-se expostos na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Valores de  $k_a$  usualmente utilizados, para a temperatura padrão de 20 °C

Corpo de água	$k_a$ (dia <sup>-1</sup> )	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios lentos e grandes lagos	0,23	0,37
Rios grandes com velocidade baixa	0,37	0,46
Rios grandes com velocidade normal	0,46	0,69
Rios com velocidade elevada	0,69	1,15
Quedas de água	>1,15	>1,61

É também usual recorrer-se a expressões empíricas que constituem uma forma possível para a quantificação deste coeficiente. Essas expressões, desenvolvidas por vários autores, relacionam o valor do coeficiente de rearejamento com a velocidade de escoamento (U) e a altura da lâmina de água (H). Uma vez que estas foram obtidas a partir de dados relativos a sistemas hídricos com características diversas, a sua aplicação deve respeitar as faixas de valores de velocidades de escoamento e de alturas de água para as quais foram criadas.

Na Tabela 2.5, encontram-se expostas as principais expressões empíricas para a determinação do valor de  $k_a$  (SPERLING, 2005).

Tabela 2.5 – Principais fórmulas empíricas para a determinação do  $k_a$ 

<b>Autores</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Faixa de aplicação aproximada</b>
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73 \times \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq U < 0,8m/s$
Churchill (1962)	$5,0 \times \frac{U^{0,97}}{H^{1,67}}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq U < 1,5m/s$
Owens (1978)	$5,3 \times \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq U < 1,5m/s$

Tal como no caso do coeficiente de desoxigenação, o coeficiente de rearejamento também se encontra estabelecido para temperaturas padrão de 20 °C, quer os valores já pré-definidos apresentados na tabela, como os que resultam da aplicação das expressões empíricas. Por isso, é necessário ajustar a taxa rearejamento à temperatura do meio hídrico, sendo a relação empírica entre estas expressa através da equação 2.12 (DAVIS & CORNWELL, 1991):

$$k_T = k_{20} \times \theta^{T-20} \quad (2.12)$$

Em que,

- T é a temperatura do meio hídrico (°C);
- $k_T$  coeficiente à temperatura T (dia<sup>-1</sup>);
- $k_{20}$  coeficiente à temperatura de 20 °C (dia<sup>-1</sup>);
- $\theta$  coeficiente de correção da temperatura com valores compreendidos entre 1,016 e 1,04 (para temperaturas entre 15 e 35 °C), sendo o valor 1,035 preconizado por vários autores.

## 2.5 ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS FLUVIAIS

Os rios são sistemas complexos caracterizados como meios de escoamento naturais das áreas de drenagem adjacentes, formando bacias hidrográficas. A complexidade destes sistemas deve-se ao uso da terra, geologia, tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais. O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas, sejam estas de origem natural ou antrópica (TOLEDO & NICOLELLA, 2002).

Os índices e os indicadores ambientais surgiram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos relacionados com o desenvolvimento ambiental, processo que requer um número elevado de informações em níveis de complexidade cada vez maiores (BARROS, BARRETO, & LIMA, 2012).

O índice de qualidade de água (IQA) é um único valor que expressa a qualidade geral da água em determinado local e tempo, baseado em várias variáveis de qualidade. Tem como objetivo transformar dados de qualidade da água em informação sobre um determinado meio hídrico que será comunicada aos gestores institucionais de uma bacia hidrográfica, sejam eles a população, as câmaras municipais, os órgãos de controlo ambiental, as organizações não-governamentais, entre outros. Dessa forma, o índice de qualidade de água deveria ser integrado quando da construção de um sistema e suporte à decisão de uma bacia hidrográfica (HESPANHOL, 2009).

Para uma interpretação ecológica da qualidade das águas superficiais e/ou para estabelecer um sistema de monitorização, é necessário o recurso a métodos simples que ofereçam informações objetivas e interpretáveis que considerem as características próprias de cada sistema hídrico. Neste sentido, o uso de índices de qualidade da água é uma tentativa para que o programa de monitorização das águas superficiais preveja e acompanhe a possível degradação dos cursos de água ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo.

Como já foi referido anteriormente, cada sistema lótico possui características peculiares, o que torna bastante difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer corpo de água. Por isso, a realização de trabalhos de campo revela-se essencial na obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente essas alterações, com ênfase para as intervenções humanas (TOLEDO & NICOLELLA, 2002).

O problema na elaboração de um índice de qualidade da água é sintetizar num único número uma realidade complexa, na qual múltiplas variáveis ambientais têm influência, juntando-se o facto de que a qualidade da água é uma função direta do seu uso proposto.

Um índice pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de apenas uma bacia hidrográfica, expondo a diversidade urbano-industrial, a prática de uso e ocupação do solo, bem como o padrão de desenvolvimento tecnológico, ou seja, a elaboração de um índice de qualidade de água pode ser simplificada ao levar em consideração somente os parâmetros ambientais críticos que afetam esse mesmo curso hídrico, num determinado momento. Essa diminuição do número de variáveis, devido à escolha daquelas que afetam a qualidade da água, facilita a realização de um índice de qualidade (HESPANHOL, 2009).

O uso de um índice para graduar a qualidade da água é motivo de controvérsia para especialistas da área por não poder refletir uma situação real, visto que, existe uma possibilidade de algumas substâncias que estão presentes no meio aquático não serem contempladas nesse mesmo índice. No entanto, um índice baseado em alguns parâmetros de qualidade importantes permite a população ter uma ideia geral dos possíveis problemas com a água numa determinada região ou local do curso de água.

Todos os índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade da água. Índices fundamentados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos da massa de água em estudo, embora cada um deles possua a sua característica peculiar, não sendo permitidas generalizações.

### **2.5.1 Definição de índices de qualidade da água (IQA)**

Vários são os índices de qualidade da água existentes na literatura, sendo alguns deles utilizados de forma regular para controle da qualidade da água em países como os EUA, Brasil, Inglaterra, Escócia e Polónia. Entre esses índices destaca-se o IQA desenvolvido pela NSF dos Estados Unidos da América.

Segundo Barros (2012), em 1970 foi realizado um estudo pela “National Sanitation Foundation”, NSF, dos Estados Unidos da América, onde a estrutura do índice de qualidade da água foi desenvolvida com base no método DELPHI, uma técnica de pesquisa de opinião que pode ser utilizada para extrair informações de um grupo de profissionais, procurando uma maior convergência nos dados dos parâmetros. O tratamento dos dados da mencionada pesquisa definiu um conjunto de nove variáveis, consideradas mais representativas para a caracterização da qualidade da água:

- Oxigênio dissolvido
- Coliformes fecais
- pH
- Carência bioquímica de oxigênio
- Nitrato
- Fosfato total
- Temperatura da água
- Turbidez
- Sólidos totais

A partir desse estudo, a CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo no Brasil, adaptou e desenvolveu o IQA-CETESB, com objetivo de avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

A cada variável selecionada foi atribuído um peso, de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA (Tabela 2.6), e traçadas curvas médias de variação da qualidade das águas em função da concentração do mesmo, como mostra a Figura 2.11 (a e b) (CETESB, 1996).

Tabela 2.6 – Pesos dos parâmetros para o índice de qualidade (NSF)

Parâmetro	Peso ( $w_i$ )
Oxigénio dissolvido	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
Carência bioquímica de oxigénio	0,10
Nitrato	0,10
Fosfato	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08
<b>Total</b>	<b>1</b>

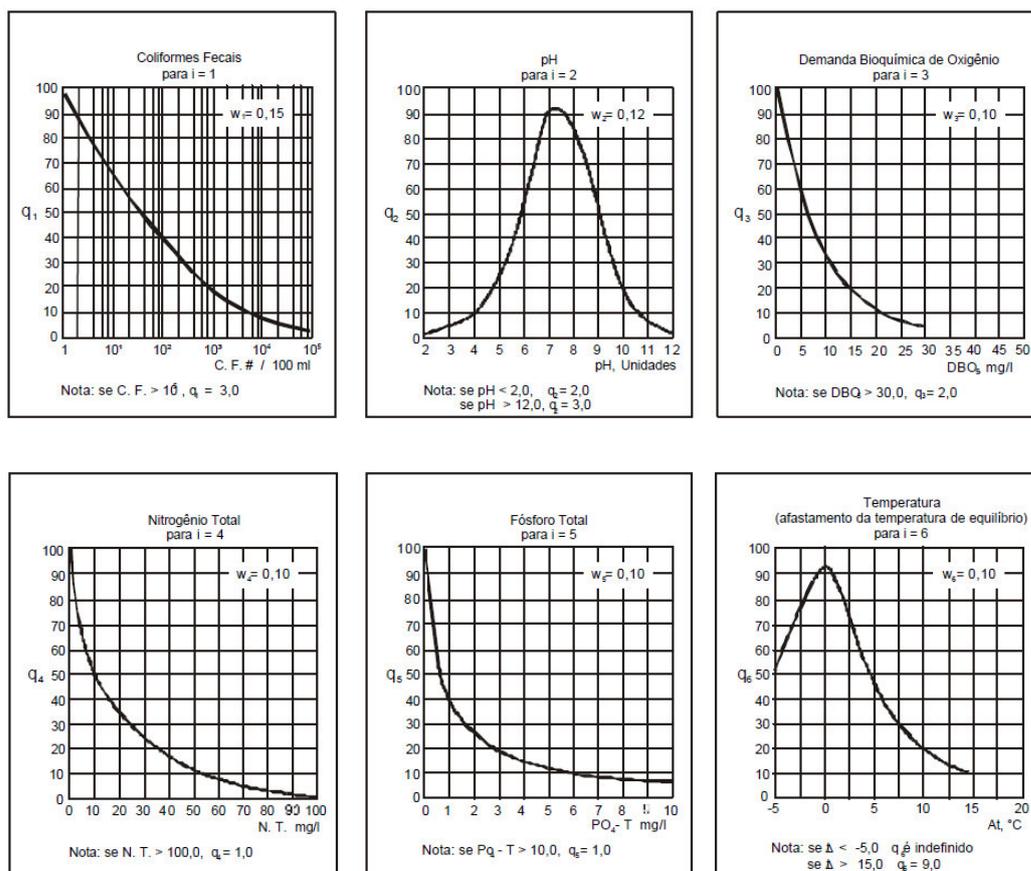


Figura 2.11.a – Curvas médias de variação de qualidade da água

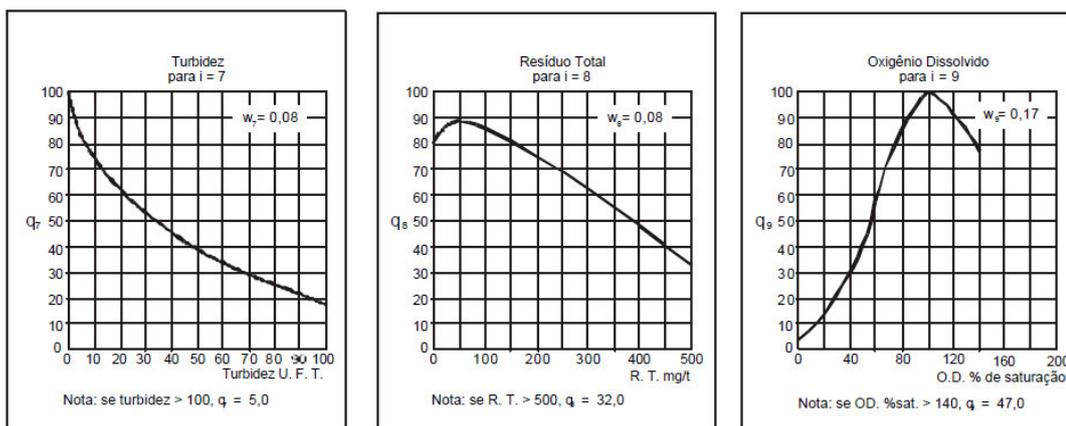


Figura 2.11.b – Curvas médias de variação de qualidade da água

No Brasil, este método foi modificado pela CETESB, que trocou alguns parâmetros, como o nitrato pelo nitrogênio total, o fosfato pelo fósforo total e o oxigênio dissolvido pelo oxigênio dissolvido saturado, tentando com isso traduzir, de uma forma mais eficiente, o valor do IQA, utilizando estes parâmetros que são mais evidentes nas nossas águas (HESPANHOL, 2009). Por fim, o IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros que integram o índice, descrito pela expressão 2.13 (CETESB, 1996):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (2.13)$$

Onde,

IQA Índice de Qualidade da Água, numa escala de 0 a 100;

$q_i$  qualidade do parâmetro “i”, numa escala de 0 a 100, obtido através da “curva média de variação de qualidade”;

$w_i$  peso correspondente ao parâmetro “i”, numa escala de 0 a 1.

A partir do cálculo que se efetua com a expressão anterior pode-se proceder à classificação da qualidade das águas brutas, em função do IQA modificado pela CETESB, variando numa escala de 0 a 100 conforme representado na Tabela 2.7 (adaptada de CETESB, 1996).

Tabela 2.7 – Descrições numéricas do IQA modificado pela CETESB

<b>Categoria</b>	<b>Faixa de aplicabilidade</b>	<b>Cor indicadora</b>
Ótima	80 – 100	Azul
Boa	52 – 79	Verde
Normal	37 – 51	Amarelo
Má	20 - 36	Laranja
Péssima	0 - 19	Vermelho

O IQA ainda é um índice aproximado, cujo cálculo não considera outros contaminantes potenciais e, portanto, não atinge uma abordagem multidimensional, limitando o seu poder de discriminação.

## **2.5.2 Avaliação integrada da qualidade da água em meios hídricos (AIQA)**

Uma avaliação integrada (físico-química e biológica) dos efeitos da poluição sobre a qualidade da água minimiza as incertezas relativas à qualidade da água. É neste contexto que o Instituto do Panamá (IAP), para adequar as águas superficiais aos preceitos de preservação das comunidades aquáticas, desenvolveu uma forma de avaliação integrada, através do método denominado Avaliação Integrada do Qualidade da Água, AIQA (HESPANHOL, 2009).

A aplicação de indicadores gerais de qualidade da água, na verdade, não é nova nem tão pouco é consolidada na literatura, visto que os indicadores já aplicados e descritos na literatura não são imunes a críticas e reparos. Não há medida padrão de qualidade da água que possa ser utilizada independentemente do tempo e do espaço e que possa ser compreendida da mesma forma por todos sem que sejam suscitadas dúvidas sobre o método que se está a usar como indicador.

O objetivo do AIQA é fornecer informações sobre a qualidade da água através da consideração de elementos de diversas naturezas. Pode-se afirmar que procura a integração dos resultados das análises físico-químicas e biológicas na construção de uma estrutura que

permita uma avaliação mais exata em relação aos diversos métodos encontrados na literatura, sobre a presença dos contaminantes e dos seus impactos no meio hídrico.

A estratégia deste indicador foi fundamentada na aplicação da Metodologia da Programação por Compromissos e para se proceder à demonstração da sua estruturação será considerado, inicialmente, o princípio da Normalização. Este princípio permite a representação da escala de um indicador entre dois extremos, atribuindo o valor zero (0,0) para a pior condição possível da grandeza medida e o valor unitário (1,0) para a melhor condição possível. Aplicando-se este conceito para um indicador de qualidade físico-química da água, este apresentará valores entre 0,0 e 1,0 que representam a pior e a melhor condição de qualidade, respetivamente.

Quando se considera a hipótese de trabalhar com duas grandezas aplicando o princípio da normalização, qualidade físico-química e qualidade bacteriológica, pode-se delimitar um espaço cartesiano através das retas  $y = 0$ ,  $y = 1$ ,  $x = 0$  e  $x = 1$ . No modelo apresentado na Figura 2.12, qualquer que seja o valor normalizado obtido para os indicadores de qualidade físico-química e qualidade bacteriológica será obtido um par cartesiano  $(x,y)$ .

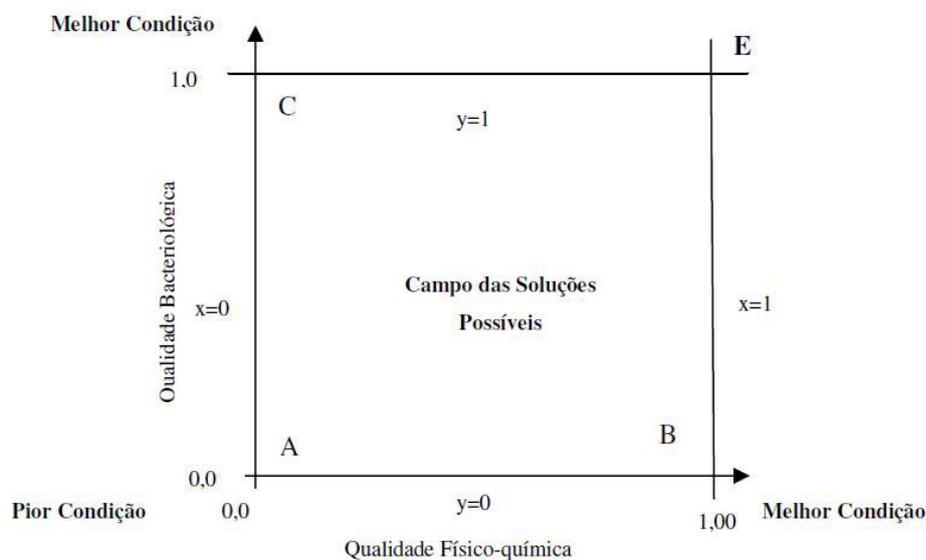


Figura 2.12 – Campo das soluções possíveis do Indicador de Qualidade Integrada

Sendo assim, é possível estabelecer três regiões de proximidade do ponto E, baseadas na consideração geométrica da equidistância a este ponto: região de “Boa Qualidade”, região de “Qualidade Razoável” e região de “Qualidade Má”, conforme apresentado na Figura 2.13.

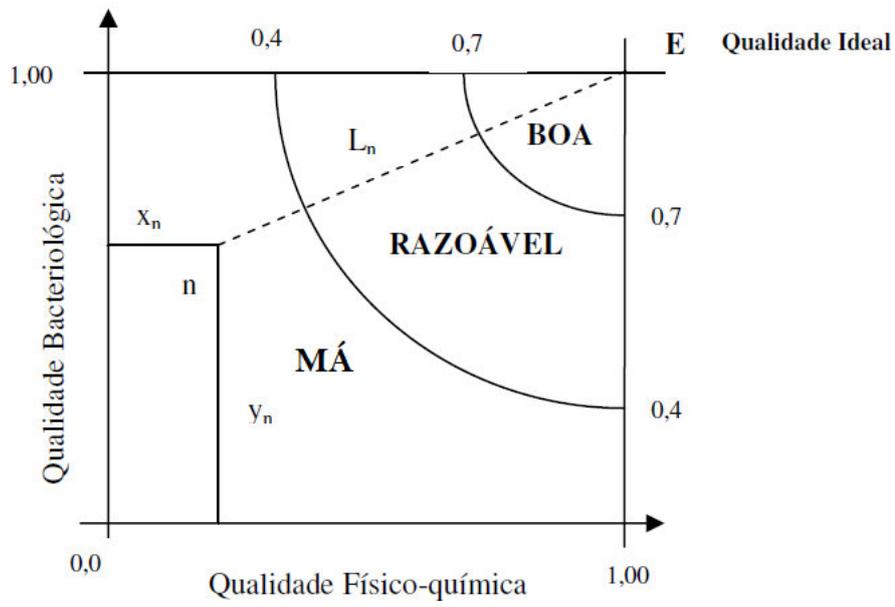


Figura 2.13 – Regiões de proximidade à Qualidade Ideal

## Capítulo 3

---

# ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA RIBEIRA DE COUROS



### 3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

#### 3.1.1 Enquadramento histórico e geográfico

A Ribeira de Couros, também conhecida por Ribeira da Costa, era um dos muitos locais de norte a sul do país que dependia fortemente da transformação das peles em couros. Existem registos documentais que comprovam a forte ligação da população vimaranense às operações de curtimenta no século XIII.

Nas margens da ribeira instalou-se um bairro industrial de produção de curtumes (Figura 3.1) que é uma atividade que requer uma elevada abundância de água, uma das condições verificadas nos arredores da cidade, dando origem ao seu nome de Ribeira de Couros.



Figura 3.1 – Centro histórico da cidade de Guimarães

Apresentando-se como um eixo estruturante deste bairro, que era um dos maiores da indústria de produção de couros na Europa e que sempre dependeu da elevada quantidade de água para a realização da sua principal atividade, a ribeira foi sujeita a um grande impacto no seu estado ecológico.

Tendo esta atividade subsistido até ao século XX, a linha de água foi muitas vezes um local de descarga de águas residuais (domésticas e industriais), fonte de água para a irrigação de campos agrícolas e abastecimento de tanques públicos existentes ao longo de todo o seu percurso. É de se notar que, apesar do ponto de vista histórico este trecho ser um dos mais importantes por atravessar a zona urbana de Guimarães e servir a sua população, a sua localização proporcionou diversos usos indevidos.

A ribeira em estudo é uma das linhas de água que atravessam a cidade de Guimarães (Figura 3.2), tendo uma bacia hidrográfica que abrange um conjunto de nove freguesias, onde três delas compõem o Centro Histórico da Cidade e as restantes pertencem ao perímetro urbano da cidade. Pode-se ainda referir que tem um comprimento total de aproximadamente 6,2 km e uma bacia hidrográfica com uma área que abrange 11,23 km<sup>2</sup>.



Figura 3.2 – Localização geográfica da ribeira de Couros

A ribeira de Couros percorre diversas áreas com características distintas, nomeadamente o Parque da Cidade (zona rural), zona das Hortas (urbana recente), zona de Couros (urbana antiga), Lameiras (urbana recente), Veiga de Creixomil (rural), até desaguar no rio Selho, como é possível verificar na Figura 3.3 (VIEIRA, RAMÍSIO, DUARTE, & PINHO, 2008).

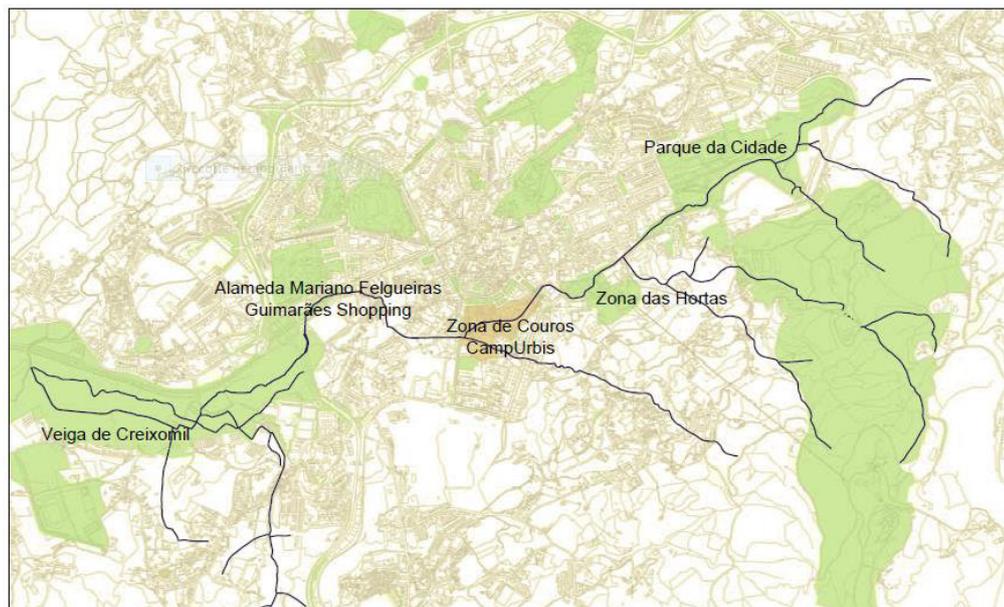


Figura 3.3 – Mapas das diferentes zonas de Guimarães atravessadas pela ribeira

Esta massa de água nasce na Serra da Penha, que ao longo dos anos foi um local importante a nível de captação de água, servindo todo o aglomerado populacional situado nas suas redondezas. Inicia o seu percurso até ao Parque da Cidade, que é uma área agrícola antiga onde o sistema hídrico era utilizado como principal fonte de irrigação e onde ainda se podem verificar algumas estruturas em pedras que foram preservadas, seguindo o seu percurso para a zona das Hortas e, posteriormente para a zona de Couros.

Com a aproximação da zona mais urbanizada do percurso deste curso de água, é notória a existência de várias indústrias que se foram acomodando nas suas margens, não só as de curtumes, como também as têxteis. Nesta zona a linha de água tinha como função servir a população nos diversos usos, sendo possível a identificação do aproveitamento das águas da ribeira para moinhos, fábricas de produção de couros, tanques públicos, agricultura e ainda para despejo de efluentes domésticos e industriais.

A cidade de Guimarães foi enfrentando um progressivo crescimento ao longo do tempo, o que se refletiu na canalização de diversos trechos da linha de água de forma a satisfazer as suas necessidades urbanísticas, sendo a zona central a parte onde se verifica maior pressão sobre o sistema.

Por fim, quando chega à Veiga de Creixomil, que se apresenta como uma das últimas zonas agrícolas na cidade, a ribeira é ainda utilizada como fonte de água para a irrigação dos campos e as suas margens encontram-se substancialmente degradadas. Porém, é nesta zona e no Parque da Cidade onde sempre se pode verificar maior naturalidade associada a este sistema hídrico.

### **3.1.2 Caraterização biofísica e paisagística**

A caraterização a nível biofísico é feita com base na bacia hidrográfica da Ribeira de Couros que se localiza a norte no Vale do Ave, com uma paisagem muito típica e bastante compartimentada que alterna entre zonas de vale e zonas montanhosas.

As classes de altitude da bacia hidrográfica variam entre os 100 e os 650 metros, sendo na Serra da Penha o valor mais elevado, 613 metros, que se situa a montante da zona de estudo. Os valores mais baixos de altitude são verificados a jusante do curso de água, tendo uma altitude média de 518 metros. Esta zona apresenta também declives bastante elevados a montante, rondando os 40%, enquanto a jusante se verificam declives inferiores na ordem dos 8% que promovem infiltrações de água.

O clima desta região em que se insere o concelho de Guimarães é predominantemente temperado com caraterísticas atlânticas, com invernos chuvosos e um período estival seco curto (inferior a 45 dias), chegando a verificar-se eventos de precipitação mesmo nos meses de verão.

A bacia hidrográfica da Ribeira de Couros encontra-se inserida numa área de influência granítica com zonas montanhosas caraterizadas por escassa vegetação, solos poucos profundos e por grandes afloramentos rochosos. No que diz respeito as zonas de vale predominam as formações de aluviões que são terrenos que possuem elevada aptidão agrícola. Porém, existe uma parte da ribeira que escoar em áreas impermeabilizadas associadas às áreas sociais, mais propriamente no centro urbano da cidade.

### **3.1.3 Situação de referência**

A Ribeira de Couros, visto ser uma linha de água que atravessa toda a cidade de Guimarães, apresenta uma localização que despoleta um conjunto de pressões antrópicas, quer através da emissão de efluentes industriais e domésticos, quer pelo contínuo crescimento da ocupação urbanística do solo, criando uma enorme vulnerabilidade na qualidade ambiental, estética e paisagística deste curso, levando ao seu estado de degradação atual.

Como consequência do aumento de áreas urbanas através da ocupação de solo, a crescente impermeabilização do terreno junto às margens da ribeira, que impossibilita a infiltração da água, tem criado diversas situações de cheias/inundações com maior incidência no centro histórico de Guimarães durante eventos de maior precipitação, para além dos vários problemas relacionados com a erosão e estabilidade das suas margens, como também o assoreamento do leito da ribeira em trechos com menores velocidades de escoamento.

Segundo a informação da Câmara Municipal de Guimarães, foram detetados os vários problemas que caracterizam o estado atual ecológico e estético da Ribeira de Couros em cada uma das diferentes zonas que constituem o percurso deste curso de água, desde a sua nascente até ao local onde desagua (Figura 3.4).

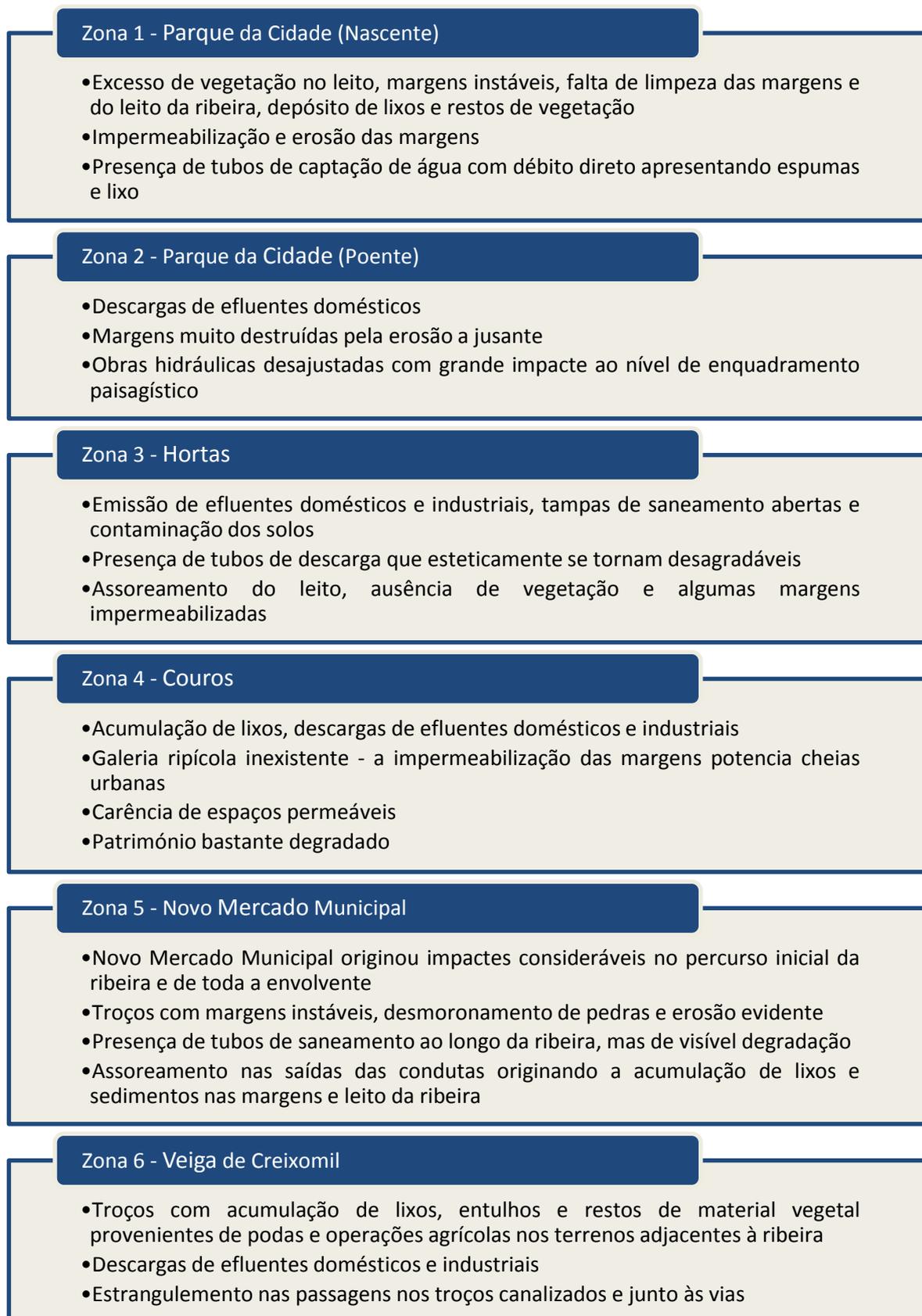


Figura 3.4 – Problemas identificados que alteram o estado atual da ribeira nas várias zonas

Ao longo de todo o percurso da ribeira são bem visíveis alguns dos casos anteriormente referidos, tais como descargas de águas pluviais, acumulação de lixos e restos de material vegetal, descargas de efluentes residuais domésticos e industriais, que alteram significativamente a vertente estética e as características da qualidade das águas, tornando-se na maior parte das vezes um grande incómodo para a população vimaranense devido a maus cheiros e mau aspeto.



Figura 3.5 – Poluição da ribeira devido ao efeito de descargas e seus impactos

### 3.2 CARATERIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

Torna-se necessário e urgente procurar minimizar as perturbações sofridas por esta linha de água no que diz respeito, principalmente, a descargas indevidas e não controladas de efluentes de redes de drenagem pública e águas residuais domésticas.

A atuação neste tipo de sistema natural passa pela definição de áreas de intervenção que facilitem uma melhor compreensão e análise do estado atual da ribeira através de campanhas de monitorização. Estas campanhas foram efetuadas em determinados pontos de amostragem previamente selecionados, de acordo com determinados critérios.

Com um total de dezanove pontos de amostragem, localizados nas últimas cinco zonas referidas anteriormente (rurais e urbanas), a Ribeira de Couros foi dividida em trechos e a cada ponto de amostragem foi atribuída uma designação com base no trecho em que se localiza (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Designação atribuída aos pontos de amostragem

Trecho	Zona	Ponto de Amostragem	Designação
1	Parque da Cidade (Poente)	1	T1_P1
		2	T1_P2
		3	T1_P3
		4	T1_P4
		5	T1_P5
		6	T1_P6
		7	T1_P7
2	Hortas	8	T2_P1
		9	T2_P2
		10	T2_P3
3	Couros	11	T3_P1
		12	T3_P2
		13	T3_P3
4	Novo Mercado Municipal	14	T4_P1
		15	T4_P2
		16	T4_P3
		17	T4_P4
5	Veiga de Creixomil	18	T5_P1
		19	T5_P2

Os critérios utilizados para a definição dos pontos de amostragem referidos na tabela anterior, que são necessários à monitorização deste sistema, tiveram como base análises efetuadas em investigações anteriores (NOGUEIRA, Modelação da evolução do oxigénio dissolvido em sistemas fluviais urbanos. Aplicação ao caso da ribeira de Couros, 2012), bem como as seguintes características:

- Existência de descargas;
- Secção com geometria uniforme;
- Condições de acessibilidade para recolha de amostras;
- Trecho canalizado a montante.

Seguidamente são apresentadas algumas imagens que ilustram as secções e as descargas que foram objeto de estudo durante toda a campanha de monitorização realizada.



Figura 3.6 – Secções de monitorização T1\_P1 e T1\_P2



Figura 3.7 – Secções de monitorização T1\_P3 e T1\_P4



Figura 3.8 – Secções de monitorização T1\_P5 e T1\_P6



Figura 3.9 – Secções de monitorização T1\_P7 e T2\_P1



Figura 3.10 – Secções de monitorização T2\_P2 e T2\_P3



Figura 3.11 – Secções de monitorização T3\_P1 e T3\_P2



Figura 3.12 – Secções de monitorização T3\_P3 e T4\_P1



Figura 3.13 – Secções de monitorização T4\_P2 e T4\_P3



Figura 3.14 – Secções de monitorização T4\_P4 e T5\_P1



Figura 3.15 – Secção de monitorização T5\_P2

### 3.3 PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO

Face à inexistência de redes de monitorização automáticas neste tipo de sistemas hídricos para a obtenção de dados acerca de parâmetros hidráulicos e de qualidade da água, torna-se fundamental a execução de campanhas de monitorização ao longo de todos os pontos de amostragem seleccionados na Ribeira de Couros.

Todos os parâmetros analisados são essenciais à caracterização hidráulica dos trechos, bem como à caracterização dos fenómenos de desoxigenação e rearejamento presentes no balanço do OD e CBO nas zonas mais críticas da ribeira. É através destes parâmetros que é possível fazer uma análise ao impacte sofrido na qualidade da água ao longo de todo o percurso deste meio.

Os parâmetros que foram alvo de estudo durante as campanhas de monitorização efetuadas encontram-se na Figura 3.16.

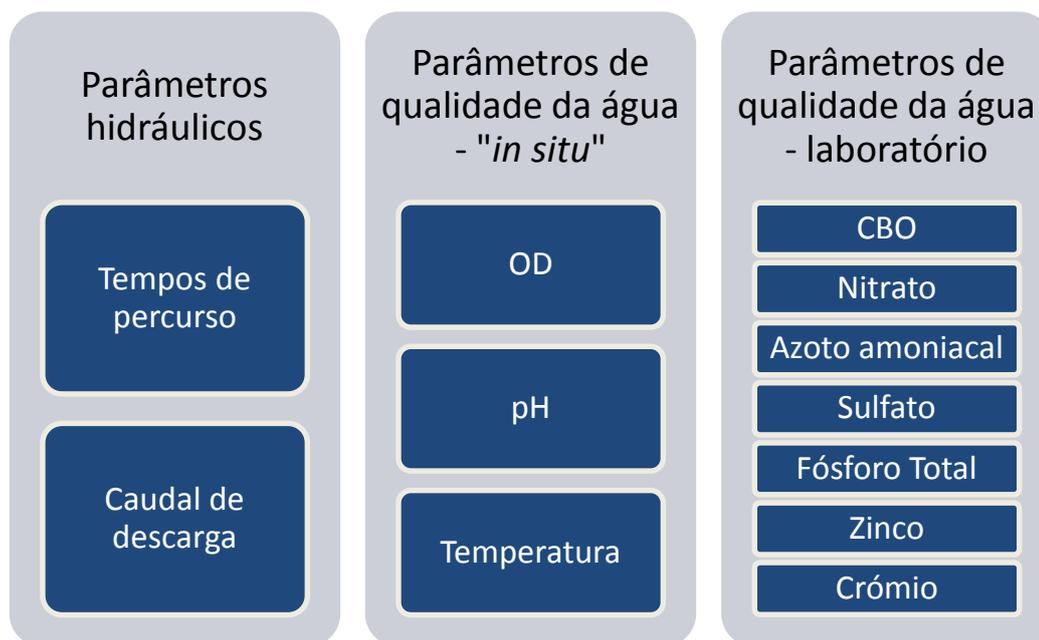


Figura 3.16 – Parâmetros avaliados durante o programa de monitorização

### 3.3.1 Medição de parâmetros “in situ”

O programa de monitorização “in situ” foi realizado nos dias 7 de Junho, 10, 16, 22 e 30 de Julho, o que perfaz um total de 5 campanhas de amostragem. Estes meses caracterizam um período de estiagem que propicia o registo e análise de situações críticas derivadas dos baixos caudais e da baixa capacidade de diluição dos poluentes presentes no meio hídrico. Durante este período de trabalho de campo na ribeira foram recolhidas informações acerca de seis parâmetros – tempos de percurso, caudal da descarga, altura de água, OD, pH e temperatura.

As campanhas de amostragem efetuadas decorreram, maioritariamente, em períodos secos (durante a estação do verão), com exceção da primeira campanha que se realizou no mês de Junho durante um período de precipitação curto e de pouca intensidade. É importante referir que estes períodos secos de amostragem têm uma importância significativa na caracterização do efeito das descargas na qualidade da água da ribeira, pois representam as situações mais críticas de desoxigenação ao longo do seu percurso e a diluição dos poluentes na coluna de água é diminuta.

Na Tabela 3.2 são indicadas as datas da realização das campanhas de monitorização, assim como as condições pluviométricas em que estas foram efetuadas.

Tabela 3.2 – Calendário da realização das campanhas de monitorização e suas condições climatéricas

<b>Número da campanha</b>	<b>Data da campanha</b>	<b>Período</b>
1	7 de Junho	Pluvioso
2	10 de Julho	Muito Seco
3	16 de Julho	Seco
4	22 de Julho	Seco
5	30 de Julho	Muito Seco

A atribuição do período em que a campanha de amostragem decorreu foi feita com base no estado meteorológico, ou seja, para dias de precipitação ou alguma precipitação foi atribuído o período pluvioso, para dias de temperaturas amenas sem verificação de eventos de precipitação o período seco e para dias de intenso calor o período muito seco.

Nessas campanhas foram medidos “in situ” os parâmetros hidráulicos e de qualidade da água a seguir referidos e de acordo com os procedimentos sucintamente descritos.

### 3.3.1.1 Tempos de Percurso

Os tempos de percurso foram medidos durante a realização das campanhas de amostragem (Figura 3.17), em cada secção de estudo (exceto as que dizem respeito às descargas de efluentes), ao longo de todos os trechos em análise. Esta medição teve como objetivo o cálculo de uma velocidade média para a determinação do valor dos caudais escoados em cada secção de amostragem em estudo.



Figura 3.17 – Monitorização hidrodinâmica da ribeira – tempos de percurso

A Ribeira de Couros apresenta secções bastante irregulares em determinados locais, principalmente na zona das Hortas e na do Novo Mercado Municipal, originando uma maior incerteza nos valores dos resultados obtidos. Na maior parte dos casos, a variação da geometria das secções ocorre em poucos metros de distância, sendo uma característica dos pequenos sistemas hídricos urbanos.

A medição dos tempos de percurso foi realizada com recurso a um material flutuante, nomeadamente rolhas de cortiça coloridas para uma melhor visibilidade e acompanhamento do seu trajeto. Era então determinada uma distância a ser percorrida pelo objeto flutuante e, posteriormente, este era largado no ponto inicial no sentido da corrente. Assim que a rolha de cortiça atingisse o ponto final, registava-se o tempo que demorou a percorrer a distância pré-estabelecida. Este processo era repetido algumas vezes para que no final fosse feita uma média aritmética, de modo a minimizar o erro associado ao valor real final.

### 3.3.1.2 Caudal de descarga

A medição do caudal de descarga de alguns efluentes que fazem parte dos pontos de amostragem seleccionados (Figura 3.18) é bastante importante no que diz respeito à determinação da sua gama de valores, que nos leva a um melhor entendimento do impacto que estas descargas têm na qualidade da água da ribeira.



Figura 3.18 – Monitorização hidrodinâmica da ribeira – caudais de descarga

De uma forma rápida e simplificada, a medição do caudal das descargas foi executada com recurso a um recipiente de recolha do volume de água lançado para a ribeira durante um período de tempo. Para a obtenção de maior precisão quanto ao caudal efluente, fizeram-se igualmente várias repetições deste procedimento de medição.

### 3.3.1.3 Oxigénio Dissolvido

O OD da água da ribeira e dos efluentes foi medido através de um medidor de oxigénio dissolvido portátil, Hanna Instruments 9146 (Figura 3.19), autocalibrante e com compensação automática da temperatura. Os valores de concentração de oxigénio registados no aparelho

são apresentados em ppm (partes por milhão) ou em percentagem de saturação, para uma gama de 0 a 45 mg/L de O<sub>2</sub> e de 0 a 300% de O<sub>2</sub>, respetivamente, com uma precisão de  $\pm 1,5\%$  a uma temperatura de 20 °C.



Figura 3.19 – Equipamento de medição da concentração do OD in situ

A medição do OD inicia-se com a introdução da sonda do dispositivo na água, a qual possui uma membrana fina e permeável que cobre os elementos do sensor polarográfico e um termistor integrado para a compensação e medição da temperatura, permitindo a entrada de oxigénio. Quando se aplica uma voltagem ao sensor, o oxigénio que atravessa a membrana faz uma corrente fluir, determinando assim a concentração do oxigénio.

Durante a realização da primeira campanha de monitorização, no dia 7 de Julho, o medidor de OD começou a apresentar algumas falhas durante a medição efetuada no ponto de amostragem T4\_P4, deixando mesmo de funcionar, pelo que não se conseguiu finalizar a recolha de dados ao longo do resto da ribeira.

#### 3.3.1.4 Temperatura e pH

A temperatura e o pH foram medidos com recurso a um equipamento portátil para determinação de pH/mV/°C, modelo Hanna Instruments 8424 (Figura 3.20), com um teclado de utilização simples, identificação automática dos valores de calibração e mensagens de erro para guiar o utilizador na calibração do equipamento, evitando eventuais erros de medição.

A calibração é automática em um ou dois pontos, com três valores-padrão de pH previamente memorizados (pH 4,01; pH 7,01 e pH 10,01) e possui compensação automática da temperatura. Apresenta uma gama de valores entre 0 e 14, no que diz respeito ao pH, e de 0 a 100°C para a temperatura, com uma precisão de  $\pm 0,01$  pH e 0,1 °C, a uma temperatura de 20 °C.



Figura 3.20 – Equipamento de medição do pH e temperatura, in situ

A medição da temperatura e do pH foi realizada em simultâneo, com a sonda modelo Hanna Instruments 7662 e com o eléctrodo modelo Hanna Instruments 1230B do equipamento atrás referido. Para isso, procedeu-se à recolha de uma amostra de água em cada ponto de amostragem para um recipiente, onde eram inseridas a extremidade do eléctrodo do pH e a sonda de temperatura. Por fim, após a estabilização da leitura do aparelho, os valores eram registados.

### 3.3.2 Medição de parâmetros em laboratório

O programa de monitorização “in situ” foi complementado com algumas análises de parâmetros no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Civil, nomeadamente a CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal, sulfato, nitrato, fósforo e metais pesados como o zinco e o crómio.

Este tipo de parâmetros requer uma análise mais precisa sob condições ambientais controladas de modo a assegurar que não ocorram influências estranhas que alterem o resultado do experimento ou medição. São análises mais sensíveis que requerem uma maior duração na determinação do seu valor e o uso de reagentes químicos que não poderiam ser transportados para o local de recolha das amostras.

### 3.3.2.1 Carência bioquímica de oxigénio

A monitorização da CBO<sub>5</sub> foi executada nas campanhas de amostragem dos dias 10, 16, 22 e 30 de Julho, assim como os parâmetros medidos “in situ”, à exceção da campanha de amostragem do dia 7 de Junho que não pode ser realizada devido aos equipamentos de laboratório necessários não se encontrarem disponíveis. Os dezassete pontos de amostragem foram selecionados criteriosamente tendo em conta a existência de descargas de água (pluviais e/ou águas domésticas) ou elevada alteração da qualidade da água, perceptível pela sua cor e cheiro. Esta monitorização também teve como base o cálculo do balanço de massa para a caracterização do impacto das descargas de efluentes na ribeira.

As amostras de água foram recolhidas em todos os pontos de amostragem e, posteriormente, transportadas para o laboratório em garrafas devidamente fechadas, completamente cheias de forma a não reter bolhas de ar, colocadas dentro de um recipiente refrigerado e protegidas da radiação solar. A realização do ensaio para a determinação da CBO<sub>5</sub> foi executado no mesmo dia da recolha das amostras, assim que chegavam ao laboratório.

A CBO<sub>5</sub> foi determinada através do método Oxitop, nome associado a um equipamento que regista e armazena automaticamente os valores diários de pressão negativa que se gera no espaço gasoso do frasco de incubação, acima da amostra líquida, durante 5 dias. Os dígitos obtidos do equipamento são multiplicados por um determinado fator, que depende do volume líquido da amostra, permitindo obter a CBO<sub>5</sub> expressa em mg/L. Este método é diretamente aplicável a todas as águas cuja CBO seja inferior a 4000 mg/L, sendo que para valores mais elevados é necessária a diluição prévia da amostra.

Após a recolha das amostras de água e o seu transporte para o laboratório, a água é transferida para frascos de incubação com um volume pré-estabelecido de acordo com a gama de CBO<sub>5</sub> que se prevê obter (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Volumes de amostra e fatores baseados na CBO<sub>5</sub> esperada

Volume (mL)	Fator	Intervalo esperado CBO <sub>5</sub> (mg/L)
432	1	0 a 40
365	2	0 a 80
250	5	0 a 200
164	10	0 a 400
97	20	0 a 800
43,5	50	0 a 2000
22,7	100	0 a 4000

Uma pastilha de NaOH (equivalente a uma quantidade de cerca de 400 mg) é colocada em cada frasco, por baixo do medidor, na zona alta da fase gasosa, dentro do pequeno saco de borracha, que também serve como vedante (Figura 3.21). Esta pastilha tem por finalidade a remoção de todo o CO<sub>2</sub> que se forme durante o processo, não podendo ser removida ou misturada com a amostra de água.



Figura 3.21.a – Determinação da CBO através do método oxitop



Figura 3.21.b – Determinação da CBO através do método oxitop

Por fim, os medidores de CBO são adaptados aos frascos de incubação e neles fixados, até ficarem devidamente fechados. Os frascos são colocados nos tabuleiros magnéticos dentro da incubadora (que se encontra a uma temperatura constante de 20 °C), com um agitador magnético no interior de cada um e convenientemente identificados com uma etiqueta, onde permanecerão durante cinco dias.

Visto que, durante o mês de Junho, a câmara de incubação do Laboratório de Engenharia Têxtil sofreu uma avaria e que a câmara do Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Civil apenas tem espaço para 10 frascos de incubação, os ensaios tiveram de ser semanalmente alternados, ou seja, as primeiras 7 amostras a serem analisadas pertenciam ao trecho do Parque da Cidade (Poente) e as seguintes 10 amostras pertenciam aos restantes pontos de amostragem.

O primeiro ensaio laboratorial da CBO foi efetuado com um volume de 365 mL correspondente a um fator de multiplicação dos valores de 2, aplicado a todas as amostras de água recolhidas, quer da ribeira, quer das descargas de água, para uma CBO<sub>5</sub> esperada de 0 a 80 mg/L. Porém, após o término do ensaio, nem todas as tampas oxitop fizeram a leitura dos valores de CBO<sub>5</sub> por se encontrarem fora da gama prevista. Com o receio da perda de mais informação relativa à CBO<sub>5</sub> ao longo da ribeira, realizou-se uma alteração do volume das amostras e, conseqüentemente, aplicou-se outro fator de multiplicação correspondente a essa diferente gama de valores de CBO<sub>5</sub>.

Nos ensaios seguintes, já foi utilizado um volume de água de 250 mL com um fator de multiplicação de 5, que corresponde a uma gama de valores que varia dos 0 aos 200 mg/L de CBO<sub>5</sub>, para todas as amostras de água recolhidas. No entanto, os valores obtidos de CBO<sub>5</sub> apresentaram alguma incerteza visto que as tampas oxitop apenas fazem a leitura de números inteiros e o fator de multiplicação é bastante elevado para os pontos de amostragem em que a CBO<sub>5</sub> é baixa, aumentando eventuais erros associados ao arredondamento implícito nas leituras. Sendo assim, optou-se por realizar um novo ensaio laboratorial com a intenção de se verificar a viabilidade e o possível erro cometido com a utilização de um único e elevado fator de multiplicação para todos os trechos, bem como a análise da aplicabilidade de diferentes fatores de multiplicação em várias zonas da ribeira.

O processo de definição do método de trabalho baseou-se na seleção de três locais com características distintas em termos de CBO<sub>5</sub> esperada. As amostras de água de cada local foram analisadas recorrendo a três volumes de água diferentes, correspondentes a três fatores de multiplicação distintos de modo a observar a evolução da curva de remoção de CBO ao longo dos cinco dias de incubação e os resultados obtidos da aplicação de cada um dos fatores para validar as leituras anteriormente efetuadas para baixos valores de CBO<sub>5</sub> (Figura 3.22).

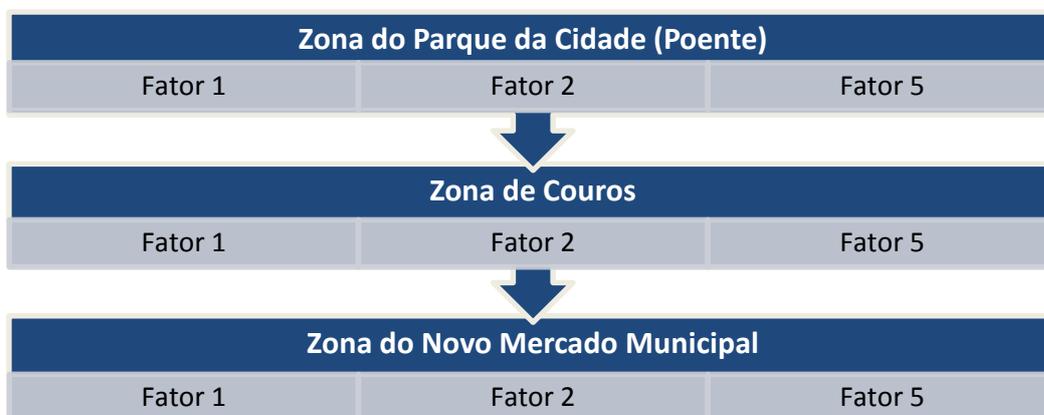


Figura 3.22 – Descrição do método de ensaio laboratorial

### 3.3.2.2 Carência de oxigénio nos sedimentos (SOD)

A carência de oxigénio nos sedimentos de um curso hídrico pode ser medido em laboratório através de um modelo de bancada chamado Bench Model Respirometer. Qualquer forma de medição de SOD “in situ” apresenta valores mais fiáveis e precisos, devido à baixa perturbação dos sedimentos envolvida nesse processo. Porém, este é um processo de medição

que pode levar alguns dias até à obtenção dos valores finais de concentração, o que quer dizer que qualquer tipo de dispositivo colocado na Ribeira de Couros durante um longo período de tempo, sem supervisão, pode levar ao seu furto, condicionando toda a pesquisa efetuada.

Esta técnica de medição tem várias vantagens, entre elas a possibilidade de conduzir diversas taxas de medição para uma dada amostra durante períodos de tempo prolongados, pode ser aplicada em amostras retirados do meio ambiente com baixa concentração de oxigénio dissolvido e também pode ser utilizada numa grande variedade de sedimentos.

O princípio básico da operação deste modelo de análise (Figura 3.23) é a circulação de um dado volume de água a uma velocidade controlada dentro da câmara, onde posteriormente foi colocada uma amostra de sedimentos, retirada do leito do curso de água, a uma profundidade e área uniformes. A diminuição de oxigénio na coluna de água é monitorizada durante um específico período de tempo, de forma a estimar a carência de oxigénio nos sedimentos (SOD) que se resume no somatório de todos os processos que consomem oxigénio na coluna de sedimentos.

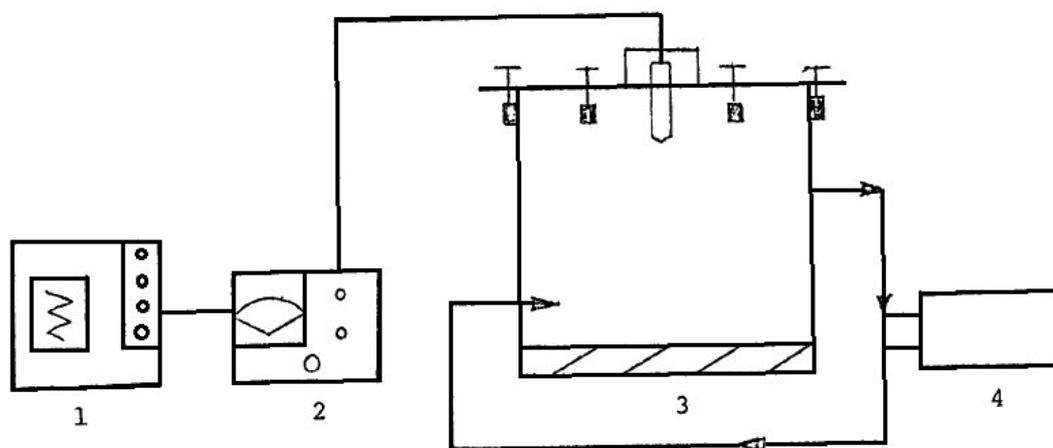


Figura 3.23 – Esquema do modelo para determinação do SOD

Legenda:

1 – Data logger

2 – Medidor de OD

3 – “Bench Model Respirometer”

4 – Bomba com circuito fechado

Em campo, procede-se à recolha de amostras de sedimentos do leito da ribeira e, com o mínimo de perturbações possíveis, colocadas num recipiente refrigerado, para conservação das amostras, e levadas para análise no laboratório.

Os sedimentos são cuidadosamente colocados na câmara com uma espessura de camada de 2,5 cm e cobertos por água desionizada ou, opcionalmente, por água da ribeira do mesmo local onde a amostra foi recolhida (com um mínimo de 70% de OD saturado), sem provocar nenhuma alteração na camada de sedimentos. Antes de se iniciar o processo, todos os sedimentos suspensos na coluna de água têm de repousar.

A circulação da água dentro da câmara é mantida a uma velocidade constante com a ajuda de uma bomba, dentro de um circuito fechado. O ensaio é realizado a uma temperatura constante de  $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$  ou à temperatura ambiental do local onde se recolheram as amostras, desde que se mantenha constante.

Após um período de estabilização que ronda os 15 a 60 minutos, inicia-se o processo de monitorização do oxigénio dissolvido, através de uma sonda calibrada diariamente, que tem de ser posto em prática durante períodos de tempo que variam entre as 4 e as 24 horas.

Durante o processo de análise da SOD, a água que é colocada juntamente com os sedimentos é armazenada em garrafas claras e escuras, de forma a determinar se a respiração e a fotossíntese atribuídas a essa água têm influência no seu cálculo. O valor da concentração de SOD pode ser obtida pela equação 3.1:

$$SOD\ g\ O_2/m^2\ dia = \frac{\{(O_i - O_f) - (B_i - B_f)\}}{SA \times t} \times V \quad (3.1)$$

Apesar de toda a pesquisa bibliográfica efetuada, da escolha de um método de análise e da descrição minuciosa de todas as etapas de execução do processo, a medição deste parâmetro não foi posta em prática devido à falta de equipamento adequado, principalmente no que diz respeito a um medidor de oxigénio dissolvido que pudesse ser fixado à câmara para uma leitura e registo constantes das concentrações e pudesse estar disponível sem que comprometesse a realização de outros trabalhos de investigação em curso, face às restrições de equipamento de medição existentes e disponíveis.

### 3.3.2.3 Outros parâmetros de qualidade da água

Quanto aos restantes parâmetros de qualidade da água, nomeadamente o azoto amoniacal, fósforo total, nitrato, sulfato e metais pesados foram medidos com recurso a um fotómetro multiparamétrico de bancada, modelo Hanna Instruments 83200, durante os dias 26 e 27 de Setembro e 4 de Outubro.

Estas campanhas de amostragem decorreram em diferentes períodos hidrológicos para uma melhor perceção da variação da amplitude das suas concentrações em diversas situações e ao longo de todo o percurso da ribeira de Couros (Tabela 3.4)

Tabela 3.4 – Data da realização das campanhas de amostragem, acompanhadas do período em que ocorreram

Número da campanha	Data da campanha	Período
1	26 de Setembro	Muito Seco
2	27 de Setembro	Pluvioso
3	4 de Outubro	Seco

O fotómetro HI 83200 (Figura 3.24) é um equipamento que efetua medições de 44 parâmetros de qualidade da água, convertendo automaticamente as leituras para outras fórmulas químicas e possui um sistema ótico que se baseia em lâmpadas de tungsténio miniatura especiais e filtros de banda de estreita interferência para garantir, quer um alto desempenho, quer resultados fiáveis.



Figura 3.24 – Equipamento de medição de parâmetros da qualidade da água em laboratório

A seleção dos métodos de análise de cada parâmetro aparece indicada de um modo claro no mostrador do aparelho, bem como cada procedimento de medição dos vários métodos de análise, guiando o utilizador passo-a-passo durante o processo. Na Figura 3.5 são apresentados os nomes dos parâmetros medidos, assim como a gama abrangida e o respetivo método de análise.

Tabela 3.5 – Descrição dos testes de análise efetuados

<b>Parâmetro</b>	<b>Gama (mg/L)</b>	<b>Método</b>
Nitrato	0 a 30	Redução Cádmio
Fósforo	0 a 15	Aminoácido
Sulfato	0 a 150	Turbidimétrico
Amónia GM	0 a 10	Nessler
Zinco	0 a 3	Zincon
Crómio GB	0 a 0,3	Difenilcarboidrazida

A amónia determinada pelo fotómetro foi automaticamente convertida para a fórmula química do azoto amoniacal, que é objeto de estudo numa fase mais avançada.

### **3.4 MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DA RIBEIRA DE COUROS**

A modelação matemática de uma parte deste sistema hídrico foi realizada com o intuito de se obter o balanço de massa nas descargas de água que aparentam ser mais relevantes, para uma posterior caracterização destas, e, ainda, para a obtenção de curvas de simulação da evolução da concentração da CBO<sub>5</sub> e do OD ao longo de um percurso estabelecido.

Pretendeu-se também representar os valores de CBO<sub>5</sub> e de OD registados nesse percurso modelado, que foram obtidos experimentalmente através do programa de monitorização efetuado, de modo a tentar minimizar as diferenças que se possam verificar entre os valores medidos e os valores modelados. Essa diferença será minimizada na fase de calibração do modelo, através da alteração dos coeficientes de desoxigenação,  $k_d$ , e de rearejamento,  $k_a$ .

O modelo matemático será aplicado a um trecho com início no ponto de amostragem T1\_P5, situado na zona do Parque da Cidade, e terminando logo após o ponto T4\_P4, localizado no trecho pertencente à zona do Novo Mercado Municipal, como é apresentado na Figura 3.25, onde também se encontram definidas as entradas/descargas de água consideradas mais importantes para este estudo.

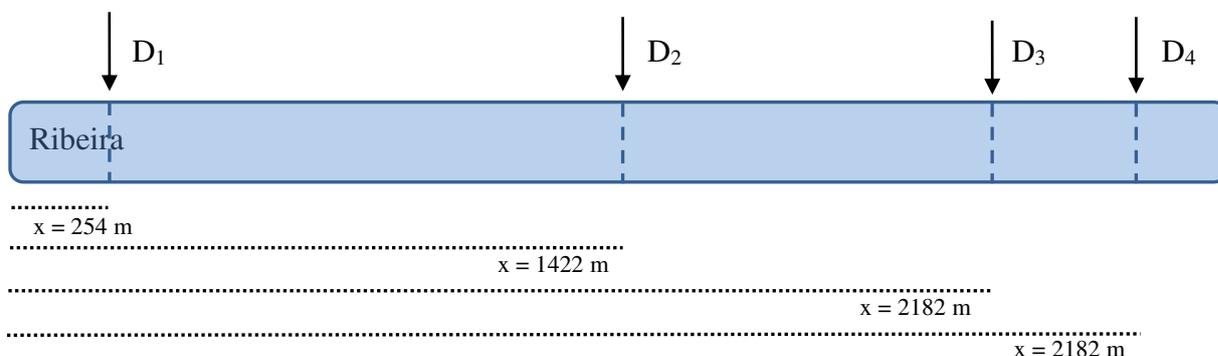


Figura 3.25 – Esquema conceitual do modelo matemático e respetivas descargas de água consideradas

### 3.4.1 Balanço de massa nas descargas de água

Durante as campanhas de monitorização foi possível efetuar a medição dos caudais de entrada e das concentrações de  $\text{CBO}_5$  e OD relativas às descargas  $D_1$  e  $D_2$ , que correspondem aos pontos de amostragem T1\_P6 e T3\_P2.

Porém, a medição dos caudais não pode ser efetuada de modo rigoroso devido ao facto de numa situação (descarga  $D_1$ ) o coletor se localizar ao nível da ribeira e apresentar uma deficiente posição criando uma abertura que permite a perda de uma parte significativa do caudal que não pode ser medido e, noutra situação (descarga  $D_2$ ), o coletor se situar numa posição com um grande desnível em relação à superfície da estrada. Por isso, os valores dos caudais considerados para estas duas descargas são apenas valores estimados com base no caudal que foi medido e numa extrapolação para um valor que poderá ser o real.

Quanto às restantes descargas, não foi possível a realização de medições in situ devido à localização das mesmas que, ou por se encontrar num local sem acessibilidade ( $D_3$ ) entre as secções T4\_P2 e T4\_P3, ou por ser uma entrada de água submersa ( $D_4$ ) situada na parte canalizada entre as secções T4\_P3 e T4\_P4, dificultou o cálculo do balanço de massa e, conseqüentemente, o processo de caracterização da carga poluente dessas descargas.

Apesar da descarga D<sub>3</sub> estar situada num local em que é impossível o seu acesso, esta é visível a uns metros de distância. Assim, de acordo com uma observação atenta e cuidada, conseguiu-se comparar esta entrada de água com a que se situa na zona de Couros (D<sub>2</sub>) reconhecendo-se que ambas apresentam um caudal descarregado bastante similar.

Uma vez que a descarga D<sub>4</sub> é uma entrada de água submersa, esta possui um caudal e concentrações de CBO<sub>5</sub> e OD desconhecidas e, por isso, foi efetuado um cálculo para determinação do seu caudal com base na variação do caudal entre os pontos de amostragem T3\_P3 e o ponto T4\_P3, situados em zonas urbanas, aplicando a seguinte metodologia:

$$\text{Caudal de entrada de T3\_P3} \rightarrow \text{T4\_P3}, \quad q = \frac{\Delta Q_1}{x_1} \quad (3.2)$$

$$\text{Então a variação de caudal de T4\_P3} \rightarrow \text{T4\_P4}, \quad \Delta Q_2 = q \times x_2 \quad (3.3)$$

Por fim, a concentração de CBO<sub>5</sub> necessária para o cálculo do balanço de massa desta descarga D<sub>4</sub> foi proposta de acordo com dois cenários possíveis, a sua semelhança à concentração de CBO<sub>5</sub> da descarga D<sub>1</sub> e da descarga D<sub>2</sub>.

Após a obtenção dos valores essenciais à realização do balanço de massa nos pontos de mistura de descargas de água, procedeu-se ao seu cálculo através do princípio da conservação da massa (de poluente e hídrica), traduzido nas seguintes expressões:

$$\begin{cases} Q_{jus} \times C_{jus} = Q_{desc} \times C_{desc} + Q_{mont} \times C_{mont} \\ Q_{jus} = Q_{desc} + Q_{mont} \end{cases} \quad (3.4)$$

Os valores adotados, referentes a secções da ribeira a montante e jusante duma descarga de efluentes, na execução do cálculo do balanço de massa numa dada secção de descarga encontram-se sintetizados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Valores a montante e a jusante duma descarga de efluentes utilizados no balanço de massa nessa secção

Descarga	Distância origem (m)	Q <sub>mont</sub> (L/s)	C <sub>mont</sub> (mg/L)	Q <sub>desc estimado</sub> (L/s)	C <sub>desc</sub> (mg/L)	Q <sub>mont</sub> (L/s)
D <sub>1</sub>	254	48	2	1	215	49
D <sub>2</sub>	1422	161	6	5	90	166
D <sub>3</sub>	2182	182	8	5	25	187
D <sub>4</sub>	2368	187	8	5	100 200	192

### 3.4.2 Simulação da evolução de CBO<sub>5</sub>

A simulação da curva de evolução da CBO<sub>5</sub> é bastante importante na medida em que se pode acompanhar o processo de desoxigenação do meio aquático através do impacto das descargas de matéria orgânica indesejadas. Para tal, a variação de CBO<sub>5</sub> remanescente, ao longo do percurso estabelecido para o modelo, será dada pela expressão 3.5:

$$L_t = L_0 \times e^{-k_d \times \frac{x}{U}} \quad (3.5)$$

A determinação da evolução de CBO<sub>5</sub> no trecho em análise foi realizada considerando o valor do coeficiente de desoxigenação determinado analiticamente e posteriormente convertido para a temperatura da água da ribeira medida. Para tal, foi necessária a construção de um gráfico que traduz a evolução da CBO<sub>5</sub> removida ao longo do período de incubação de cinco dias.

O valor do coeficiente de desoxigenação utilizado na modelação é correspondente ao valor do coeficiente de desoxigenação relativo à remoção de CBO no primeiro dia, calculado pelo declive da reta desenhada, antes da sua correção. Optou-se por este valor ao invés da média total dos coeficientes obtidos nos cinco dias pois o percurso da ribeira a ser modelado é de pequenas dimensões, o que se reflete em pequenos períodos de tempo em relação à permanência da água dentro do percurso estabelecido, não chegando a atingir os 5 dias do coeficiente de desoxigenação médio que se podia utilizar.

Na Figura 3.26 é apresentado um exemplo de um gráfico resultante da evolução da CBO ao longo dos cinco dias de incubação, para a amostra de água correspondente ao ponto T3\_P3, através do qual se calculou o coeficiente de desoxigenação utilizado no modelo.

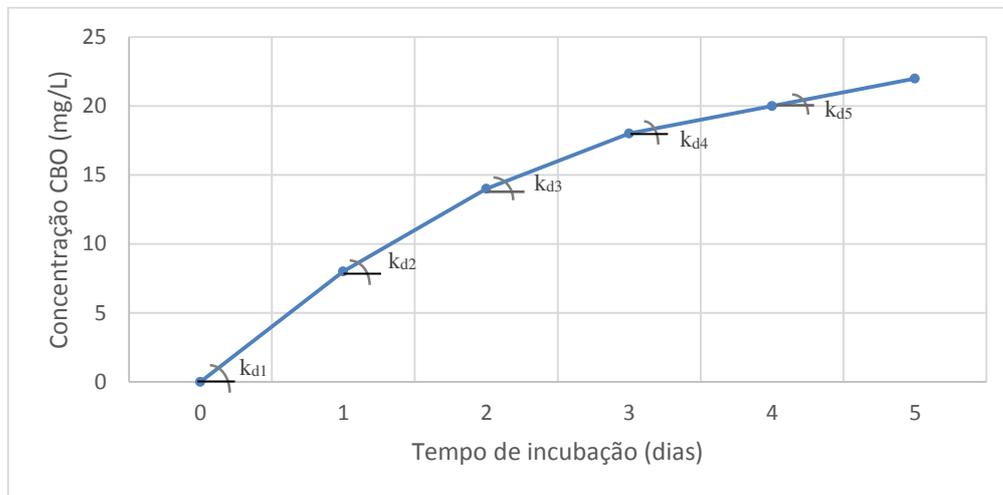


Figura 3.26 – Evolução da CBO ao longo dos 5 dias de incubação, no ponto de amostragem T3\_P3

Os valores de CBO<sub>5</sub> utilizados nesta fase de modelação matemática provêm de uma campanha de amostragem adicional efetuada apenas para a análise deste parâmetro, com o objetivo de anular a existência de incertezas relativamente ao processo laboratorial efetuado e ao resultado das concentrações registadas.

O coeficiente de desoxigenação  $k_d$  a ser usado na expressão acima referida terá de ser corrigido para o valor correspondente à temperatura da água da linha de água registada durante o programa de monitorização, através da aplicação da expressão 3.6:

$$k_T = k_{20} \times \theta^{T-20} \quad (3.6)$$

Quanto ao valor da concentração da CBO inicial  $L_0$ , necessária no cálculo da curva de evolução de CBO<sub>5</sub>, esta foi obtida segundo a equação 3.7 apresentada seguidamente:

$$L_0 = \frac{y_5}{(1 - e^{-k_d \times 5})} \quad (3.7)$$

Aplicando este procedimento de cálculo a todos os subtrechos criados do trecho modelado em estudo, obtiveram-se os valores de  $L_0$  apresentados na Tabela 3.7, juntamente com os restantes parâmetros necessários ao cálculo da curva de evolução da concentração de  $CBO_5$  ao longo do percurso, relativos aos pontos imediatamente a jusante das descargas de água, à exceção do primeiro que serviu apenas como iniciação da curva e do ponto T2\_P3.

Tabela 3.7 – Parâmetros necessários à modelação da evolução da  $CBO_5$  na ribeira de Couros

Ponto	Subtrecho	Distância origem (m)	U (m/d)	$L_0$ (mg/L)	$k_d$ 20 °C (dia <sup>-1</sup> )	$k_d$ corrigido (dia <sup>-1</sup> )
T1_P5	1	182	15984	2	2	1,9
T1_P6	2	254	15984	16	6	5,7
T2_P3	3	977	29635	6	4	3,8
T3_P2	4	1422	15638	22	8	7,9
T4_P2	5	2150	21168	8	2	2,0
T4_P4	6	2368	21168	18	6	6,0

Salienta-se que a velocidade considerada nos subtrechos é igual à velocidade resultante da média aritmética das velocidades de escoamento registadas nas secções de monitorização relativas a cada trecho monitorizado.

### 3.4.3 Simulação da evolução de OD

A simulação da evolução de OD num trecho deste sistema aquático foi realizada pela avaliação da evolução das concentrações de OD e  $CBO_5$  ao longo de um percurso pré-definido da ribeira de Couros, com o intuito de simular os fenómenos de desoxigenação e de rearejamento. A evolução do défice de OD ao longo do trecho é descrita pela seguinte expressão:

$$D_t = \frac{k_d \times L_0}{k_a - k_d} \times \left( e^{-k_d \times \frac{x}{U}} - e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \right) + D_0 \times e^{-k_a \times \frac{x}{U}} \quad (3.8)$$

Em que a evolução da concentração de OD é dada pela diferença entre concentração de saturação do meio hídrico e o défice obtido da expressão 3.8, da seguinte forma:

$$OD_t = C_s - D_t \quad (3.9)$$

O défice de OD inicial  $D_0$  em cada subtrecho do modelo é dado pela diferença entre a concentração de saturação  $C_s$  da coluna de água e o valor da concentração de OD medida imediatamente a seguir à descarga de água para a ribeira.

Relativamente aos valores do coeficiente de rearejamento  $k_a$ , estes foram obtidos através da aplicação da fórmula empírica desenvolvida por Owens em 1978, em que o coeficiente depende da altura da lâmina de água e da velocidade de escoamento, valores dentro de uma gama já definida. Este valor do coeficiente de rearejamento aplicado na equação da evolução do OD em cada subtrecho ao longo do percurso modelado é apresentado como uma média aritmética de todos os coeficientes obtidos nas secções de amostragem de cada trecho em estudo nas campanhas de monitorização.

O coeficiente de rearejamento ( $k_a$ ) a ser usado terá de ser corrigido para o valor correspondente à temperatura da água da linha de água registada durante o programa de monitorização, através da aplicação da equação 3.10:

$$k_T = k_{20} \times \theta^{T-20} \quad (3.10)$$

A concentração de saturação  $C_s$  da coluna de água de cada trecho é calculada através da equação 3.11, dada em função da temperatura:

$$C_s = 14,64 - 0,4106 \times T + 0,00795 \times T^2 - 0,0000776 \times T^3 \quad (3.11)$$

Os restantes parâmetros necessários à resolução da equação representante da evolução da concentração de OD foram apresentados na Tabela 3.7, nomeadamente o coeficiente de desoxigenação  $k_d$  e a CBO inicial após o ponto de mistura  $L_0$ . A Tabela 3.8 mostra os parâmetros necessários à determinação da curva sag do OD ao longo do percurso modelado da ribeira de Couros.

Tabela 3.8 – Parâmetros necessários à modelação da evolução do OD na ribeira de Couros

Ponto	Subtrecho	Distância origem (m)	U (m/d)	T (°C)	L <sub>0</sub> (mg/L)	OD medido (mg/L)	k <sub>d</sub> 20 °C (dia <sup>-1</sup> )	k <sub>d</sub> corrigido (dia <sup>-1</sup> )	K <sub>a</sub> corrigido (dia <sup>-1</sup> )	C <sub>s</sub> (mg/L)
T1_P5	1	182	15984	17,7	2	7,72	2	1,9	5,6	9,4
T1_P6	2	254	15984	17,7	16	7,78	6	5,7	5,6	9,4
T2_P3	3	977	29635	18,2	6	6,32	4	3,8	117,5	9,3
T3_P2	4	1422	15638	19,1	22	7,04	8	7,9	24,0	9,2
T4_P2	5	2150	21168	20,2	8	3,07	2	2,0	19,2	9,0
T4_P4	6	2368	21168	20,2	18	1,58	6	6,0	8,0	9,0

### 3.5 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os índices de qualidade da água foram propostos com o intuito de sintetizar as características da qualidade da água analisadas num único valor numérico, associado a uma classificação qualitativa. Essa classificação representa o estado e evolução da qualidade da água no tempo e no espaço, localizando a poluição, e ainda é utilizada como meio de comunicação entre profissionais e o público leigo.

Geralmente os dados gerados por programas de monitorização ambiental resultam em informações técnicas de complexa compreensão por parte da comunidade, em geral. Portanto, a aplicação e adoção de índices de qualidade da água facilita a compreensão do público-alvo sobre os problemas dos recursos hídricos e das condições da água de um meio hídrico, devido à simplificação da sua forma de apresentação.

Para o desenvolvimento de um índice de qualidade de águas é necessário que sejam consideradas as seguintes etapas:

- Selecionar os parâmetros de qualidade, nos quais o índice está baseado;
- Determinar o peso desses parâmetros de acordo com a sua importância relativa no índice geral;
- Estabelecer uma escala de avaliação para cada parâmetro, relacionando com valores medidos em campo com a qualidade, ou um índice individual, para cada parâmetro;

- Escolher uma fórmula de agregação que tenha a capacidade de reunir as qualidades individuais no índice global.

Para uma correta utilização do índice é de extrema importância saber interpretar os problemas e as características dos parâmetros de qualidade da água para que sejam selecionados tendo em conta o tipo de curso de água e toda a sua envolvente que, direta ou indiretamente, o afeta.

De acordo com a informação recolhida acerca de todas as zonas que a ribeira atravessa e todos os problemas que alteram o seu estado químico e ecológico, são apresentados na Tabela 3.9 os parâmetros selecionados, bem como a sua relevância e os problemas ambientais associados.

Tabela 3.9 – Parâmetros de qualidade de água selecionados para o IQA

<b>Parâmetro</b>	<b>Relevância</b>	<b>Problemas</b>
<b>Oxigénio dissolvido</b>	É um dos parâmetros mais significativos de expressão da qualidade de um ambiente aquático	Provocam a mortalidade dos organismos aeróbios, a solubilização de diversos compostos químicos de presença indesejável e aumento da toxicidade de diversos elementos
<b>Carência bioquímica de oxigénio</b>	Utilizada para indicar a presença de matéria orgânica dissolvida na água, proveniente de descargas de água residual	Principal fator de consumo do oxigénio dissolvido na coluna de água
<b>pH</b>	Principal medida da acidez ou alcalinidade das águas	Valores de pH da água muito diferentes do valor neutro não são considerados tóxicos para os seres vivos
<b>Temperatura</b>	Desempenha um papel fundamental no controlo do meio aquático, condicionando as influências de vários parâmetros físico-químicos	Os organismos aquáticos possuem tolerância térmica quer para a sua sobrevivência como para as suas atividades, além de a temperatura ser importante na velocidade de reação de vários processos físico-químicos
<b>Azoto amoniacal</b>	Serve como indicador do lançamento de esgotos para a linha de água	Substância tóxica quando se encontra em elevadas concentrações no meio aquático e atua como agente corrosivo na presença de oxigénio
<b>Nitrato</b>	Composto originado pelo processo de nitrificação e também tem origem agrícola e doméstica	Em concentrações elevadas está associado a doenças de risco elevado e está presente no processo da eutrofização
<b>Fósforo</b>	Nutriente mais importante para o crescimento de plantas aquáticas	O crescimento de plantas em excesso prejudica o uso da água para as diversas aplicações, dando origem ao fenómeno da eutrofização
<b>Sulfato</b>	Proveniente de descargas domésticas e industriais	Associado a problemas de corrosão dos coletores de esgotos
<b>Zinco</b>	Introduzido na água devido ao uso de fertilizantes e outros compostos tóxicos na agricultura, corrosão de estruturas galvanizadas, eliminação de resíduos, entre outros	Águas com elevadas concentrações de zinco têm uma aparência leitosa, e produz um sabor metálico
<b>Crómio</b>	Utilizado pela indústria de curtumes para o tratamento das peles	Substância muito tóxica para qualquer meio hídrico, podendo ser letal em determinadas concentrações

Após a realização dos ensaios laboratoriais para determinação das concentrações dos parâmetros selecionados a serem introduzidos no índice de qualidade da água, foram obtidos

os seguintes valores apresentados nas Tabelas 3.10, 3.11 e 3.12, de acordo com o período e os pontos onde se procedeu à recolha das amostras de água.

- Período muito seco

Tabela 3.10 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período muito seco

Trecho	Ponto	OD (%)	CBO <sub>5</sub> (mg/L)	pH	T (°C)	Azoto Amon. (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
1	T1_P7	76,8	24	6,7	19,6	2,78	12,58	0,18	20	0	0
2	T2_P3	72,1	30	6,9	20,6	0,93	12,75	0,58	20	0	0
3	T3_P3	77,3	40	7,1	21,4	4,09	15,65	0,78	25	0	0
4	T4_P1	36,7	65	7,0	22,1	5,03	15,35	0,85	25	0	0
	T4_P3	36,3	40	7,0	23,8	6,54	12,93	0,78	30	0	0
	T4_P4	10,6	40	7,1	22,0	+10	17,48	1,50	30	0	0
5	T5_P2	18,8	40	7,0	23,2	+10	10,75	1,48	25	0	0

- Período seco

Tabela 3.11 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período seco

Trecho	Ponto	OD (%)	CBO <sub>5</sub> (mg/L)	pH	T (°C)	Azoto Amon. (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
1	T1_P7	90,8	25	6,8	19,6	0,25	15,18	0,10	30	0	0
2	T2_P3	80,0	30	6,8	19,1	0,65	25,40	0,55	20	0	0
3	T3_P3	73,8	35	7,0	19,3	3,15	22,33	0,28	20	0	0
4	T4_P1	45,0	45	7,1	20,1	2,53	38,43	0,20	25	0	0
	T4_P3	35,3	30	7,1	19,3	2,82	10,93	0,00	25	0	0
	T4_P4	16,9	25	7,3	19,1	4,67	4,10	0,50	25	0	0
5	T5_P2	39,2	20	7,0	20,6	6,49	28,28	0,20	35	0	0

- Período chuvoso

Tabela 3.12 – Concentrações obtidas dos parâmetros de qualidade da água no período chuvoso

Trecho	Ponto	OD (%)	CBO <sub>5</sub> (mg/L)	pH	T (°C)	Azoto Amon. (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
1	T1_P7	93,0	20	6,7	15,7	0,87	0,00	0,00	2,5	0	0
2	T2_P3	89,1	10	6,7	16,2	4,48	1,60	0,10	2,5	0	0
3	T3_P3	89,2	25	6,8	16,9	2,78	1,85	0,03	5,0	0	0
4	T4_P1	84,4	25	6,8	17,5	2,39	1,43	0,20	5,0	0	0
	T4_P3	81,6	20	7,0	16,6	1,18	5,25	0,00	5,0	0	0
	T4_P4	-	20	-	-	1,57	0,00	0,00	10,0	0	0
5	T5_P2	-	20	-	-	2,88	1,58	0,10	10,0	0	0

A expressão de cálculo adotada para a obtenção do Índice de Qualidade da Água (IQA) para cada secção de amostragem corresponde ao produtório ponderado das classificações atribuídas a cada indicador de qualidade de água que integra este índice, e que pode ser obtido pela equação 3.12.

$$IQA = \prod_{i=1}^{10} q_i^{W_i} \quad (3.12)$$

Para que se proceda à aplicação da fórmula de cálculo do índice de qualidade da água é necessário efetuar a normalização dos parâmetros selecionados para a mesma escala de classificação, que será realizada através do traçado de curvas de normalização que permitem a atribuição de uma pontuação (0 a 100) para cada indicador em função da variação da concentração de cada parâmetro de qualidade da água integrado no cálculo ponderado deste índice geral de qualidade.

A normalização efetuada dos valores dos parâmetros de qualidade selecionados, através das curvas ilustradas (Figuras 3.27, 3.28, 3.29, 3.30 e 3.31), tiveram como base os valores máximos impostos no Decreto-Lei 236/98, constantes do quadro relativo à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano (Anexo I) e do quadro relativo aos objetivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Anexo XXI), bem como os valores paramétricos impostos no Decreto-Lei 306/07 aplicáveis à água destinada a consumo humano.

Os valores máximos admissíveis na qualidade mínima para as águas superficiais foram equiparados a uma qualidade média de água, isto é, o valor correspondente ao VMA obteve a classificação de 50, ou aproximada, na escala de normalização dos parâmetros de qualidade, considerados neste estudo.

No caso dos valores paramétricos da água para consumo humano, estes serviram para obter uma maior e melhor perceção em relação à variação da qualidade de água associada ao valor máximo de 100 até ao valor médio de 50, estabelecido previamente, sendo possível identificar com maior exatidão uma curva de variação da qualidade para determinado parâmetro.

Quanto à evolução das curvas de normalização, estas são descritas ou por uma função sigmoideal ou por uma função J-shaped, dependendo da magnitude do impacto que os poluentes têm na qualidade da água, sendo descritas pelas equações 3.13 e 3.14.

Função sigmoideal crescente:

$$\begin{cases} y = 0, & x \leq x_a \\ y = \text{sen}^2[(x - x_a)/(x_b - x_a) \times \pi/2] \times 100, & \text{se } x > x_a \text{ e } x < x_b \\ y = 100, & x \geq x_b \end{cases} \quad 3.13. a$$

Função sigmoideal decrescente:

$$\begin{cases} y = 100, & x \leq x_c \\ y = \text{sen}^2[(x - x_d)/(x_c - x_d) \times \pi/2] \times 100, & \text{se } x > x_c \text{ e } x < x_d \\ y = 0, & x \geq x_d \end{cases} \quad 3.13. b$$

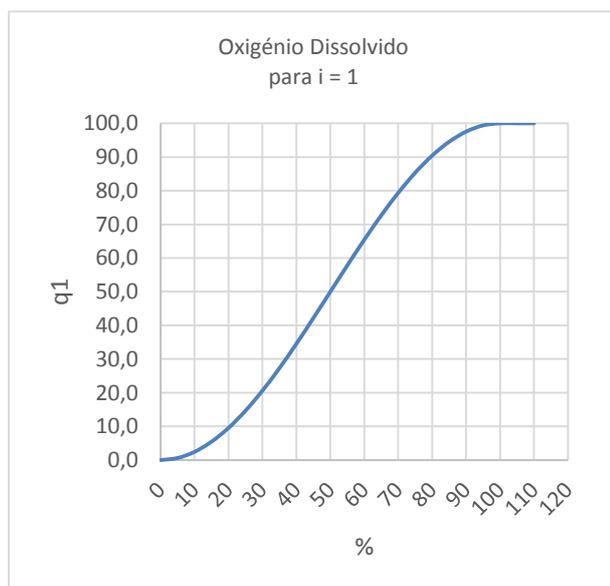
Função J-shaped crescente:

$$\begin{cases} y = 1/[1 + ((x - x_b)/(x_b - x_a))^2] \times 100, & x < x_b \\ \text{com } y = 0,5, & x = x_a \\ y = 100, & x \geq x_b \end{cases} \quad 3.14. a$$

Função J-shaped decrescente:

$$\begin{cases} y = 100, & x \leq x_c \\ \text{com } y = 0,5, & x = x_d \\ y = 1/[1 + ((x - x_c)/(x_c - x_d))^2] \times 100, & x < x_c \end{cases} \quad 3.14. b$$

Função sigmoideal crescente:  $x_a=0$  e  $x_b=100$



Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=5$

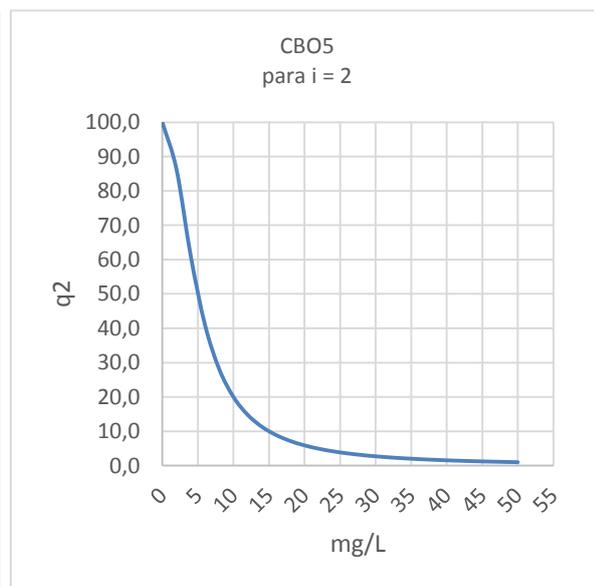


Figura 3.27 – Curvas de normalização para os indicadores OD e CBO<sub>5</sub>

Função sigmoidal crescente:  $x_a=2$  e  $x_b=7,5$

Função sigmoidal decrescente:  $x_c=5$  e  $x_d=40$

Função sigmoidal decrescente:  $x_c=7,5$  e  $x_d=11$

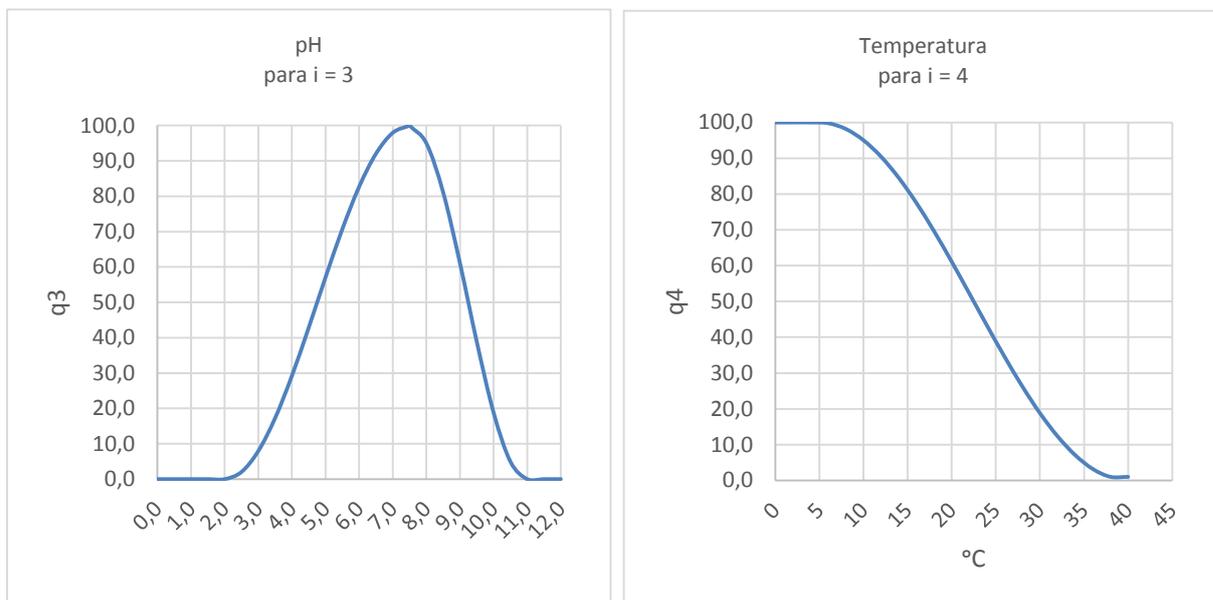


Figura 3.28 – Curvas de normalização para os indicadores pH e temperatura

Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=1$

Função sigmoidal decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=100$

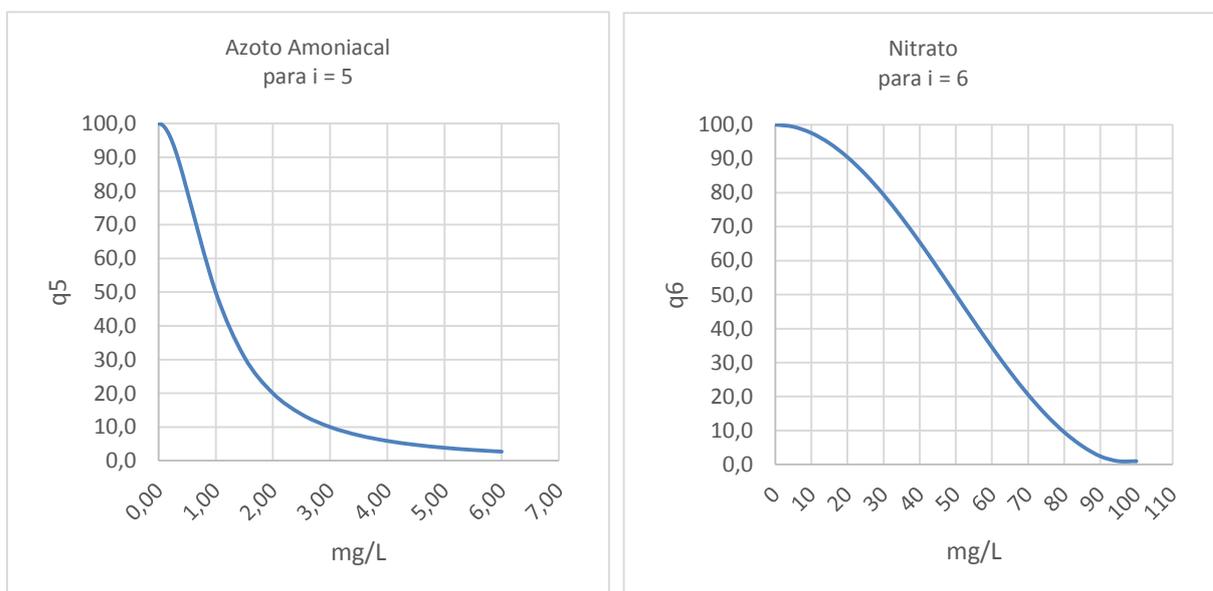


Figura 3.29 – Curvas de normalização para os indicadores Azoto Amoniacal e Nitrato

Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=1$

Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=250$

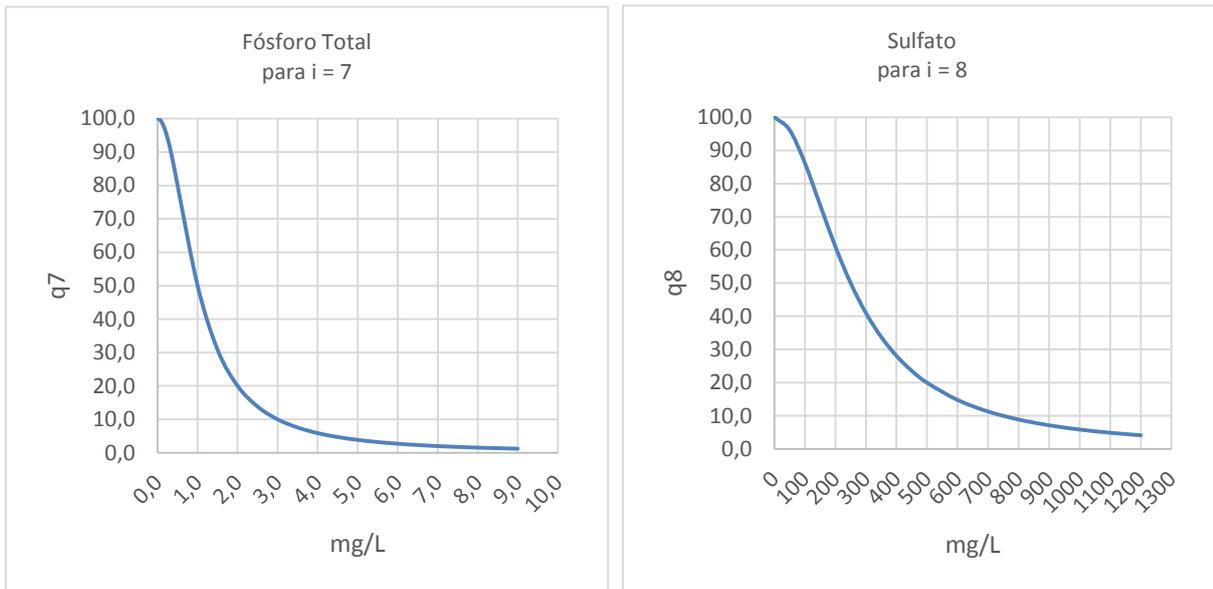


Figura 3.30 – Curvas de normalização para os indicadores Fósforo Total e Sulfato

Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=0,5$

Função J-shaped decrescente:  $x_c=0$  e  $x_d=0,05$

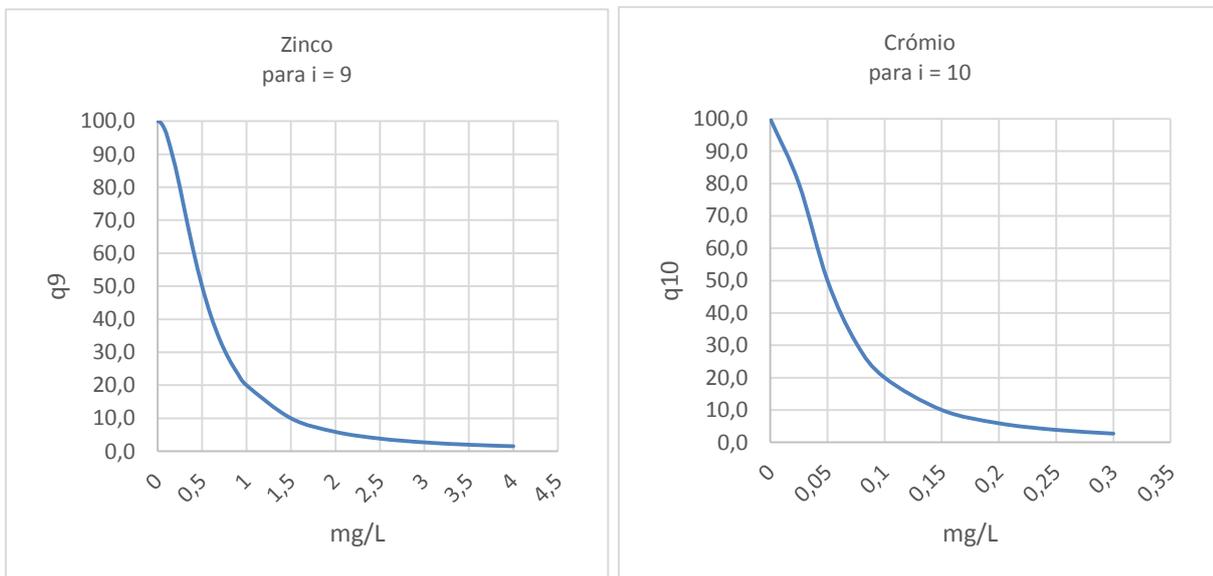


Figura 3.31 – Curvas de normalização para os indicadores Zinco e Crómio

A partir do cálculo do valor do índice IQA, já se consegue proceder à classificação da qualidade da água nos trechos ou secções analisadas, em que o resultado final obtido varia numa escala de 0 a 100 conforme representado na Tabela 3.13.

Tabela 3.13 – Classificações numéricas do IQA adotado

<b>Categoria</b>	<b>Faixa de aplicabilidade</b>	<b>Cor indicadora</b>
Muito Boa	85 – 100	Azul
Boa	65 – 84	Verde
Razoável	40 – 64	Amarelo
Má	20 - 39	Laranja
Péssima	0 - 19	Vermelho

### 3.5.1 Definição de cenários de avaliação da qualidade da água

Relativamente aos pesos dos parâmetros de qualidade de água, estes serão estabelecidos de acordo com a influência dos parâmetros no estado da água. Para uma avaliação mais abrangente da qualidade do meio hídrico serão analisadas diversos cenários correspondentes a diversos problemas ambientais dos sistemas hídricos que podem ser induzidos por diferentes agentes de poluição ou contaminação descarregados nessa massa de água.

- **Cenário 0**

Este é um cenário mais global focado nos principais poluentes da qualidade dos cursos de água, nomeadamente o oxigénio dissolvido, a carência bioquímica de oxigénio e o nitrato. O OD e a CBO<sub>5</sub> obtiveram um peso superior em relação aos restantes parâmetros neste cenário pois estão envolvidos no processo de desoxigenação da água e o nitrato pelo facto de ter uma diretiva comunitária própria destinada ao seu controlo nos meios hídricos. No caso do pH, como é uma grandeza bastante importante que indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma água, sabendo que uma elevada alteração do seu valor pode causar a mortalidade de todos os seres vivos no meio aquático, também obteve um peso mais elevado, no entanto com menor relevância em relação aos dois anteriormente referidos. Na Tabela 3.14 são apresentados todos os pesos propostos para este cenário.

Tabela 3.14 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 0

<b>Parâmetro</b>	<b>Peso (<math>w_i</math>)</b>
<b>Oxigénio dissolvido</b>	0,14
<b>CBO<sub>5</sub></b>	0,14
<b>pH</b>	0,1
<b>Temperatura</b>	0,08
<b>Azoto Amoniacal</b>	0,08
<b>Nitrato</b>	0,14
<b>Fósforo Total</b>	0,08
<b>Sulfato</b>	0,08
<b>Zinco</b>	0,08
<b>Crómio</b>	0,08

- Cenário 1

Para o cenário 1, a avaliação da qualidade da água baseou-se num dos problemas mais comuns presentes na deterioração de meios hídricos, a desoxigenação. Neste caso, e tendo em conta o fenómeno em análise, os parâmetros com maior relevância são o oxigénio dissolvido e a carência bioquímica de oxigénio e que possuem maior impacto no IQA. Além disso, o pH, pelos motivos referidos anteriormente no cenário 0, também possui maior importância relativamente aos restantes parâmetros. Sendo assim, os pesos escolhidos para este caso são os que se encontram exibidos na Tabela 3.15.

Tabela 3.15 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 1

<b>Parâmetro</b>	<b>Peso (<math>w_i</math>)</b>
<b>Oxigénio dissolvido</b>	0,14
<b>CBO<sub>5</sub></b>	0,14
<b>pH</b>	0,12
<b>Temperatura</b>	0,08
<b>Azoto Amoniacal</b>	0,09
<b>Nitrato</b>	0,09
<b>Fósforo Total</b>	0,09
<b>Sulfato</b>	0,09
<b>Zinco</b>	0,08
<b>Crómio</b>	0,08

- Cenário 2

O problema ambiental que caracteriza este cenário 2 é a eutrofização, que é um processo causado pelo excesso de nutrientes na coluna de água, provocando um aumento excessivo de plantas aquáticas, nomeadamente algas, que são uma fonte de consumo de oxigénio. O aumento rápido dessas algas está relacionado, principalmente, com os nutrientes fósforo e nitrato, que foram os parâmetros selecionados com maior relevância em conjunto com o oxigénio dissolvido. Tal como nos cenários anteriores, o pH fica novamente evidenciado em relação aos outros parâmetros de qualidade da água, como é mostrado na Tabela 3.16.

Tabela 3.16 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 2

<b>Parâmetro</b>	<b>Peso (<math>w_i</math>)</b>
<b>Oxigénio dissolvido</b>	0,14
<b>CBO<sub>5</sub></b>	0,08
<b>pH</b>	0,1
<b>Temperatura</b>	0,08
<b>Azoto Amoniacal</b>	0,08
<b>Nitrato</b>	0,14
<b>Fósforo Total</b>	0,14
<b>Sulfato</b>	0,08
<b>Zinco</b>	0,08
<b>Crómio</b>	0,08

- Cenário 3

Por fim, o último cenário considerado e não menos importante é a toxicidade da água que em determinadas concentrações se pode tornar fatal para toda a vida aquática existente. Neste caso, os parâmetros com maior peso para o cálculo do índice de qualidade são o zinco e o crómio, que são os metais pesados elegidos para o conjunto de parâmetros avaliados. Da mesma forma que as hipóteses anteriores, o oxigénio dissolvido, sendo um dos principais parâmetros de qualidade, também revela um grande impacto no índice geral, bem como o pH, novamente distinguido dos restantes. Na Tabela 3.17 encontram-se expostos os pesos estabelecidos para todos os parâmetros em questão.

Tabela 3.17 – Pesos dos parâmetros indicadores de qualidade no índice geral de qualidade, cenário 3

<b>Parâmetro</b>	<b>Peso (<math>w_i</math>)</b>
<b>Oxigénio dissolvido</b>	0,14
<b>CBO<sub>5</sub></b>	0,08
<b>pH</b>	0,1
<b>Temperatura</b>	0,08
<b>Azoto Amoniacal</b>	0,08
<b>Nitrato</b>	0,08
<b>Fósforo Total</b>	0,08
<b>Sulfato</b>	0,08
<b>Zinco</b>	0,14
<b>Crómio</b>	0,14

### 3.5.2 Classificação da qualidade da água de meios hídricos urbanos

Uma outra forma de avaliação da qualidade da ribeira, segundo a informação obtida do SNIRH, é a classificação individualizada para cada parâmetro de qualidade da água. É um método de análise adicional para complementar o estudo aqui desenvolvido para avaliação da qualidade da água na ribeira de Couros, baseado no cálculo do IQA e também com meio de avaliação das concentrações de cada parâmetro nas diferentes zonas da ribeira selecionadas para o efeito. Deste modo, a classificação de cada um deles pode ser útil na deteção do parâmetro mais problemático em determinado local, que através da sua origem pode denunciar o tipo de fonte de poluição/contaminação.

De acordo com o SNIRH, existe uma tabela de classificação dos cursos de água superficiais onde cada parâmetro apresenta um valor máximo relacionado a uma classificação dada ao estado ecológico da água. Para que se pudesse proceder à sua classificação e análise fez-se uma adaptação da tabela existente, onde apenas os parâmetros em estudo se encontram expostos como mostra a Tabela 3.18.

Tabela 3.18 – Tabela de classificação dos cursos de água superficiais segundo o SNIRH

Parâmetro	Classificação				
	Excelente	Boa	Razoável	Má	Muito má
OD (% mín)	90	70	50	30	<30
CBO <sub>5</sub> (mg/L)	3	5	8	20	>20
pH	6,5 – 8,5	5,5 – 9	5 – 10	4,5 – 11	>11
Azoto Amoniacal (mg/L)	0,5	1,5	2,5	4	>4
Nitrato	5	25	50	80	>80
Fósforo Total (mg/L)	0,2	0,25	0,4	0,5	>0,5
Zinco	0,3	1	3	5	>5
Crómio	0,05	-	0,08	0,08	>0,08



## Capítulo 4

---

# ANÁLISE DE RESULTADOS



## 4.1 PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO

### 4.1.1 Parâmetros hidráulicos

No presente ponto serão apresentados os resultados obtidos com o decorrer das campanhas de monitorização efetuadas acerca dos parâmetros hidráulicos avaliados, nomeadamente o tempo de percurso entre secções da ribeira e o caudal das descargas.

#### 4.1.1.1 Tempo de percurso

A medição de tempo de percurso entre secções transversais da ribeira serviu de base ao cálculo de velocidades médias do escoamento em locais próximos dos pontos de amostragem, visando a estimativa dos caudais nos diferentes trechos da ribeira de Couros. Nas Tabelas 4.1 (a e b) encontram-se expostos os valores obtidos durante o período de monitorização, que decorreu semanalmente de 7 de Junho até 30 de Julho, onde as velocidades mais baixas estão associadas a tons de vermelhado e as mais elevadas a tons de azul, relativas a cada secção de amostragem.

Tabela 4.1.a – Velocidades médias de escoamento nos trechos 1, 2 e 3

Campanha de amostragem	Data	Velocidade (m/s)							
		T1_P1	T1_P3	T1_P5	T1_P7	T2_P1	T2_P3	T3_P1	T3_P3
1	7 de Junho	0,39	0,38	0,29	0,17	0,26	0,33	0,22	0,40
2	10 de Julho	0,36	0,24	0,15	0,14	0,11	0,52	0,09	0,22
3	16 de Julho	0,28	0,30	0,16	0,14	0,12	0,53	0,10	0,21
4	22 de Julho	0,24	0,22	0,14	0,13	0,09	0,59	0,13	0,24
5	30 de Julho	0,22	0,20	0,14	0,09	0,13	0,45	0,10	0,23
<b>Média (m/s)</b>		0,30	0,27	0,17	0,14	0,14	0,49	0,13	0,26

Tabela 4.1.b – Velocidades médias de escoamento nos trechos 4 e 5

Campanha de amostragem	Data	Velocidade (m/s)					
		T4_P1	T4_P2	T4_P3	T4_P4	T5_P1	T5_P2
1	7 de Junho	0,27	0,13	0,33	-	-	-
2	10 de Julho	0,11	0,16	0,08	0,26	0,13	0,17
3	16 de Julho	0,10	0,30	0,09	0,26	0,13	0,13
4	22 de Julho	0,13	0,28	0,28	0,29	0,10	0,35
5	30 de Julho	0,10	0,27	0,24	0,17	0,11	0,26
<b>Média (m/s)</b>		0,14	0,23	0,20	0,25	0,12	0,23

Através da análise das Tabelas 4.1.a e 4.1.b é possível afirmar que a campanha de monitorização de 7 de Junho, efetuada durante um período de pluviosidade, corresponde à monitorização em que se verificaram as maiores velocidades médias de escoamento nos diversos pontos de amostragem, excluindo os últimos três pontos em que a campanha de monitorização não pode ser efetuada devido a problemas técnicos. No entanto, no caso dos pontos T2\_P3 e T4\_P2 as velocidades de escoamento mais elevadas ocorreram nos dias 22 e 16 de Julho, respetivamente, durante períodos secos. As velocidades médias de escoamento mais baixas correspondem a diversos pontos ao longo de todo o trajeto da ribeira e em campanhas distintas, porém, com maior incidência na campanha de amostragem 5, efetuada durante um período muito seco.

De acordo com estes resultados, pode-se também constatar que a velocidade média de escoamento mais elevada, de 0,59 m/s, ocorreu durante a campanha de amostragem 4, no ponto T2\_P3. O valor mínimo da velocidade média do escoamento, de 0,08m/s, verificou-se no ponto de amostragem T4\_P3 durante um período muito seco correspondente à campanha de monitorização 2.

Segundo o cálculo das médias da velocidade de escoamento efetuadas, o ponto de amostragem que apresentou as velocidades mais baixas durante todas as campanhas de amostragem realizadas foi o ponto T5\_P1 com um valor médio de 0,12 m/s e o ponto T2\_P3, com uma média de 0,49 m/s, foi o local de amostragem com velocidades de escoamento mais elevadas em todas as campanhas, em relação a todos os restantes pontos de monitorização.

Relativamente à amplitude dos valores da velocidade média do escoamento obtidos, constatou-se que o ponto de amostragem T2\_P3 apresenta a maior amplitude, com uma variação de 0,26 m/s, nos valores das velocidades médias mínima e máxima, sendo o ponto T5\_P1 aquele onde se registou a menor variação de velocidades ao longo das campanhas, com uma diferença entre os seus valores extremos de apenas 0,03 m/s.

Na primeira secção de monitorização, observou-se que 60% dos valores medidos estão compreendidos entre 0,22 m/s e 0,28 m/s, encontrando-se acima da média da velocidade de escoamento calculada, de 0,30 m/s, e os restantes 40% situam-se numa gama que varia dos 0,28 m/s aos 0,39 m/s.

No ponto de amostragem T1\_P2, com um valor médio de velocidade de escoamento de 0,27 m/s, observou-se um valor máximo igual a 0,38 m/s e um mínimo de 0,20 m/s, em que 60% dos valores registados se situam entre 0,20 m/s e 0,24 m/s e apresentam pequena variação.

Na terceira secção em análise, T1\_P5, constatou-se que 80% das velocidades médias de escoamento se encontram numa gama que varia dos 0,14 m/s aos 0,16 m/s, que são inferiores ao valor médio de 0,17 m/s. Apenas a velocidade de escoamento correspondente ao período pluvioso apresenta um valor mais elevado de 0,29 m/s.

Na secção T1\_P7, a amplitude de velocidades registadas é pouco significativa, sendo que o valor máximo é igual a 0,17 m/s e a mínima igual a 0,09 m/s, com um valor médio calculado de 0,14 m/s. Nesta secção, 80% das velocidades situam-se entre os 0,09 m/s e os 0,14 m/s

Já no trecho 2, no ponto de amostragem T2\_P1, 80% das velocidades de escoamento estão compreendidas entre os 0,09 m/s e os 0,13 m/s, em que o valor mais alto verificado neste ponto é igual a 0,26 m/s, com um valor médio de 0,14 m/s.

O valor mais elevado observado, em relação a todas as campanhas efetuadas, foi registado no ponto de amostragem T2\_P3, correspondente a 0,59 m/s, apresentando uma amplitude de 0,26 m/s em que o valor mínimo da velocidade de escoamento foi de 0,33 m/s.

A secção T3\_P1 registou 80% das velocidades situadas numa gama que varia dos 0,09 m/s aos 0,13 m/s, em que o valor mais alto é igual a 0,22 m/s, verificado durante o período pluvioso da campanha de amostragem 1.

O ponto de amostragem T3\_P3 apresentou como velocidades médias de escoamento mínima e máxima iguais a 0,21 m/s e 0,40 m/s, respetivamente, com uma média obtida de 0,26 m/s.

Quanto à secção T4\_P1 observou-se que 80% dos valores medidos variam dos 0,10 m/s aos 0,13 m/s, sendo inferiores ao valor médio de 0,14 m/s e ao valor máximo igual a 0,27 m/s.

Na secção T4\_P2 constatou-se que apenas 40% das velocidades de escoamento se situam numa gama abaixo do valor médio correspondente a 0,23 m/s, com os valores de 0,13 m/s e 0,16 m/s, tendo como valor máximo 0,30 m/s.

Neste ponto de monitorização, T4\_P3, foi verificada a velocidade média de escoamento mais baixa obtida igual a 0,08 m/s e uma velocidade máxima de 0,33 m/s, com a segunda amplitude mais elevada registada igual a 0,25 m/s.

A partir da secção T4\_P4 não se registaram mais valores acerca da velocidade média de escoamento durante o período pluvioso, sendo que os valores analisados apenas se referem aos períodos secos e muito secos. Desta forma, este ponto apresenta como velocidades mínima e máxima iguais a 0,17 m/s e 0,29 m/s, com um valor médio obtido igual a 0,29 m/s.

As velocidades mais baixas registadas em todas as campanhas de amostragem foram medidas no ponto T5\_P1, apresentando a menor amplitude até agora observada de apenas 0,03 m/s, em que a velocidade mais baixa foi de 0,10 m/s e mais elevada de 0,13 m/s.

Por fim, no último ponto de amostragem, T5\_P2, mediram-se velocidades compreendidas entre 0,13 m/s e 0,35 m/s, onde 50% dos valores se situam entre os 0,13 m/s e os 0,23 m/s e os restantes 50% variam dos 0,23 m/s aos 0,35 m/s.

#### 4.1.1.2 Caudal das descargas afluentes à ribeira de Couros

Na Tabela 4.2 encontram-se sistematizados os valores relativos aos caudais medidos ao longo de todas as campanhas de monitorização, nas descargas selecionadas como mais importantes desde que acessíveis para medição. Os caudais mais baixos encontram-se realçados com tons de vermelho e os caudais mais elevados em tons de azul, sendo relativos a cada uma das descargas de água.

Tabela 4.2 – Valores dos caudais das descargas na ribeira de Couros selecionadas

Campanhas de amostragem	Data	Caudal (L/s)				
		T1_P2	T1_P4	T1_P6	T2_P2	T3_P2
1	7 de Junho	0,60	0,80	0,09	0,34	2,40
2	10 de Julho	0,52	0,41	0,09	0,06	1,43
3	16 de Julho	0,42	0,40	0,07	0,01	2,5
4	22 de Julho	0,25	0,34	0,29	0,08	3,25
5	30 de Julho	0,34	0,25	0,12	0,15	3,60
<b>Média (L/s)</b>		0,43	0,44	0,13	0,13	2,64

De acordo com os dados obtidos nas campanhas de monitorização realizadas, apresentados na Tabela 4.2, comprova-se que os caudais mais elevados estão, na sua maioria, associados aos pontos de amostragem T1\_P2, T1\_P4 e T2\_P2, e correspondem à data de 7 de Junho (ocorrência de um período pluvioso). No caso particular das descargas T1\_P6 e T3\_P2, os valores dos caudais mais elevados correspondem às campanhas de amostragem realizadas a 22 e 30 de Julho, respetivamente, decorridas em períodos secos e muito secos. Quanto aos valores mínimos dos caudais de descarga encontram-se dispersos por campanhas distintas, no entanto, todos eles obtidos durante monitorizações associadas a períodos secos.

Relativamente ao valor do caudal mais elevado que foi observado, durante a realização das campanhas, corresponde ao ponto T3\_P2 com um valor igual a 3,60 L/s, obtido durante a campanha de monitorização 5. O valor do caudal mais baixo verificado é de 0,01 L/s e corresponde ao ponto T2\_P2, ocorrido durante a campanha de amostragem 3.

Os resultados expostos confirmam que a maior amplitude de caudal de descarga observada corresponde ao ponto T3\_P2 com um valor igual a 2,17 L/s e que a mais baixa, com um valor de 0,22 L/s, está associada ao ponto T1\_P6.

Através das médias dos caudais registados é possível afirmar que, com um valor de 2,64 L/s, a descarga T3\_P2 é a que apresenta os valores mais elevados ao longo de todas as campanhas de amostragem efetuadas e, com um valor médio igual a 0,13 L/s, as descargas T1\_P6 e T2\_P2 são aquelas que detêm os caudais mais baixos em relação ao resto das descargas analisadas.

A primeira descarga monitorizada, na secção T1\_P2, apresentou como valores mínimo e máximo de caudal 0,25 L/s e 0,60 L/s, respetivamente, com um valor médio igual a 0,43 L/s.

No ponto T1\_P4, observou-se que 80% dos caudais registados ao longo das campanhas são inferiores ao valor médio calculado de 0,44 L/s, situando-se entre os 0,25 L/s e os 0,41 L/s e tem como valor máximo o caudal igual a 0,80 L/s.

A terceira descarga analisada, em T1\_P6, sendo um dos pontos onde ocorreram os menores caudais medidos, conforme já referido, apresenta 80% dos valores situados numa gama que varia dos 0,07 L/s aos 0,12 L/s, tendo como valor máximo do caudal 0,29 L/s e a amplitude mais baixa, igual a 0,22 L/s.

Na descarga correspondente ao ponto T2\_P2, foi observado o valor mais baixo ao longo de todas as campanhas de monitorização, registando um valor igual a 0,01 L/s. Tem como valor máximo do caudal 0,34 L/s e uma média de 0,13 L/s, que faz com que seja uma das descargas com os caudais mais baixos verificados.

Por último, o ponto de amostragem T3\_P2 corresponde à descarga com caudais mais elevados e com um valor médio de 2,64 L/s. Quanto ao valor mínimo registado durante as campanhas de monitorização é igual a 1,43 L/s.

## **4.1.2 Parâmetros físico-químicos de qualidade da água**

Durante as campanhas de monitorização foram analisados diversos parâmetros físico-químicos de qualidade da água, nomeadamente o oxigénio dissolvido (OD), a temperatura, o pH, a carência bioquímica de oxigénio (CBO), entre outros. Nesta secção do trabalho serão apresentados os resultados obtidos em todas as secções de amostragem, ao longo da monitorização efetuada e que abrangeu períodos meteorológicos variados.

### **4.1.2.1 Oxigénio Dissolvido**

O OD é um parâmetro de extrema importância na avaliação da qualidade da água de qualquer meio hídrico e que, através da sua análise, permite obter conclusões fundamentais acerca do estado ecológico da ribeira de Couros.

De acordo com o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, no Anexo I relativo à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo, são estabelecidos para diversos parâmetros de qualidade da água, tais como sólidos suspensos totais (SST), temperatura, condutividade, nitrato, cobre, cloretos, valores máximos admissíveis (VMA) e valores máximos recomendáveis (VMR), de acordo com três classes distintas. No caso do OD, a atribuição das classes é efetuada tendo em conta o seu valor mínimo recomendável que é expresso em percentagem de saturação. A designação das três classes (A1, A2 e A3) existentes é feita com base no tipo de esquema de tratamento necessário para as águas superficiais, sendo eles:

- Classe A1 – tratamento físico e desinfecção;
- Classe A2 – tratamento físico, químico e desinfecção;
- Classe A3 – tratamento físico, químico de afinação e desinfecção.

A percentagem de saturação correspondente ao valor mínimo recomendável de cada uma das classes referidas acima é de 70, 50 e 30, respetivamente. Este documento estabelece ainda, no Anexo XXI, referente a objetivos ambientais de qualidade mínima para águas superficiais, um valor limite de 50% de saturação de OD.

Devido ao impacto que os eventos pluviosidade têm no processo de oxigenação dos meios hídricos, ao originando um aumento da concentração de OD na coluna de água, bem como na diluição da concentração de matéria orgânica existente, afetando negativamente o balanço de OD da massa hídrica, através da sua desoxigenação, é fundamental lembrar o tipo de período pluviométrico em que as campanhas de amostragem decorreram, conforme referido na Tabela 3.2. do capítulo anterior.

Na Figura 4.1 apresentam-se os resultados obtidos para as concentrações de OD (em % de saturação), nas diversas campanhas de monitorização efetuadas ao longo das secções da ribeira de Couros em estudo. É importante referir que, nessa figura, os locais relativos às descargas de água estão realçados com uma sombra distinta dos pontos localizados na ribeira, permitindo uma melhor análise.

Quanto aos últimos locais de amostragem, durante a campanha de 7 de Junho (período pluvioso), importa recordar que, devido a problemas técnicos com o equipamento de medição de OD na água, a medição foi interrompida e que, por isso, apresenta nas secções T4\_P4, T5\_P1 e T5\_P2 apenas valores de OD referentes a 4 campanhas de amostragem efetuadas em

períodos secos e muito secos, não sendo possível uma comparação entre estes diferentes períodos como acontece nas restantes secções anteriores.

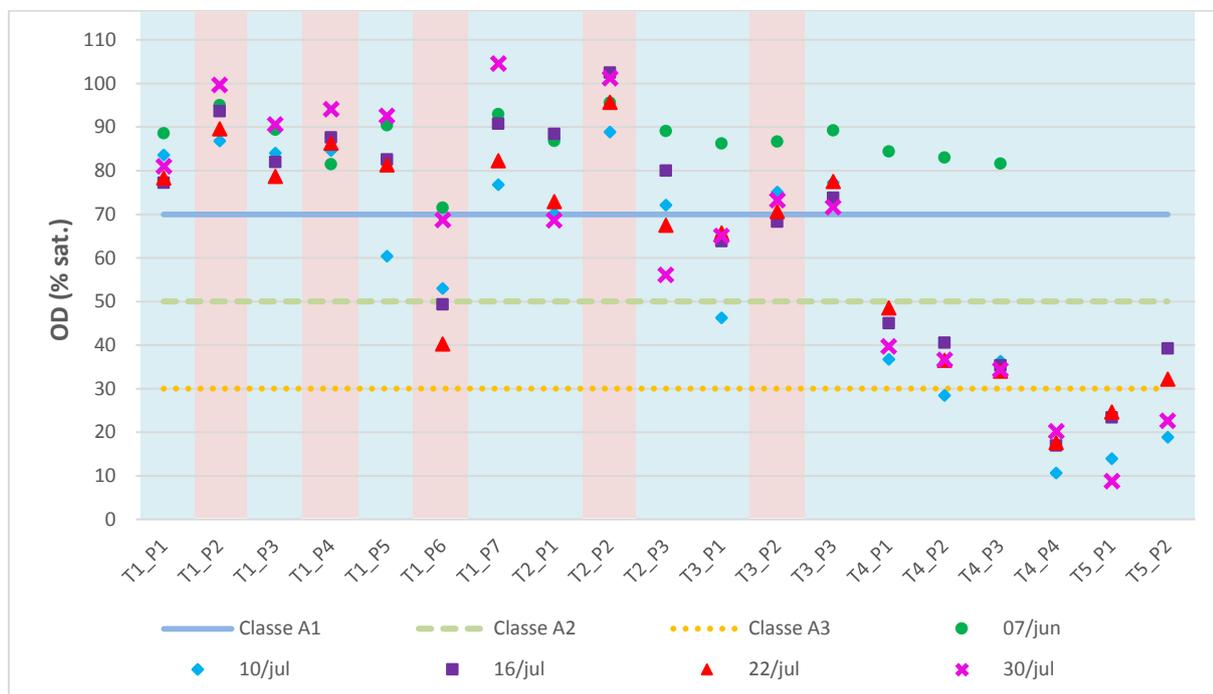


Figura 4.1 – Variação do OD ao longo da ribeira, nas várias campanhas de monitorização

Durante a primeira campanha de monitorização (7 de Junho) foram verificadas concentrações de OD elevadas ao longo de todos os pontos de amostragem, com um valor médio acima dos 80% do valor de saturação. Verificaram-se concentrações bastante estáveis ao longo de todo o percurso da ribeira, apenas apresentando pequenas oscilações a partir do trecho 3, correspondente à zona de Couros, até ao final do trecho 4 situado no Novo Mercado Municipal.

O valor mais elevado medido nesta campanha foi registado no ponto T1\_P7 com uma concentração de 93%, sendo que o valor mais baixo está associado ao ponto T4\_P3 que revelou uma concentração de 82%.

Em campanhas consecutivas, realizadas durante a estação mais quente do ano, que é caracterizada por períodos secos, observaram-se valores de concentração de OD acima do valor limite imposto na legislação referente à qualidade mínima de águas superficiais (50%), em todas as secções de monitorização da ribeira até zona de Couros, inclusive, com uma única

exceção, na secção de amostragem T3\_P1, onde se registou o valor de 46%, em 10 de Julho (período muito seco).

Após o retorno da ribeira a um leito natural, no ponto de monitorização T4\_P1, na zona do Novo Mercado, constatou-se que existia uma crescente diminuição dos valores de concentração de OD na coluna de água, com maior incidência no último ponto deste trecho, secção T4\_P4.

Verificou-se ainda uma pequena recuperação do seu estado de oxigenação a partir das secções monitorizadas no trecho 4, principalmente no local de medição T5\_P2. É de se notar, no entanto, que apesar das campanhas de monitorização terem ocorrido em períodos secos, a concentração mais elevada verificada tem um valor igual a 105%, registada no ponto T1\_P7 na campanha de 30 de Julho.

O trecho 1 é caracterizado por concentrações de OD elevadas, com uma média correspondente a uma concentração de saturação de 84%, em que os valores registados ao longo das secções monitorizadas permaneceram aproximadamente constantes. Os valores de OD obtidos nos pontos T1\_P1 e T1\_P3 apresentaram pequena oscilação ao longo das diferentes campanhas realizadas. Já os pontos T1\_P5 e T1\_P7 mostraram maior discrepância entre os valores máximos e mínimos registados, visto que foi medido um valor bastante mais baixo ou elevado nessa secção, pelo menos uma vez. Os pontos T1\_P5 e T1\_P7 são os pontos de amostragem do trecho 1 que exibem o valor mais baixo e mais alto da concentração de OD, de 60% e 105%, respetivamente.

Quanto ao trecho 2, é possível afirmar que existiu uma pequena diminuição das concentrações de saturação, quer durante o percurso canalizado da ribeira (do trecho 1 até ao trecho 2), quer durante o referido trecho, uma vez que a média de concentração de OD observada no ponto T2\_P1 é de 78% e no ponto T2\_P3 é de 73%.

Além disso, a amplitude dos valores de OD, obtidos em cada uma das secções de amostragem estudadas, aumentou em relação aos valores das secções correspondentes ao trecho 1, principalmente no ponto T2\_P3 onde foi possível observar um valor mínimo de saturação igual a 56% e um máximo igual a 89%. Estes são também os valores, máximo e mínimo, verificados neste trecho durante todas as campanhas de monitorização executadas.

Como é possível observar nos valores apresentados na Figura 4.1, no trecho 3 ocorreu uma nova diminuição da concentração de OD no ponto inicial de amostragem, durante o atravessamento da zona urbana entre as Hortas e Couros, em que o ponto T3\_P1 apresenta um valor médio de OD igual a 65%. Ao longo do trecho 3, ocorreu um acréscimo nos valores de concentração de saturação do OD, designadamente, do ponto de monitorização P3\_P1 para o ponto P3\_P3, local que registou uma média de 78%, sendo possível confirmar a melhoria do estado de oxigenação da coluna de água que se deve à existência de uma pequena cascata que promove a sua oxigenação através da turbulência causada.

Este trecho é caracterizado por um valor médio de OD igual a 72%, bem como por elevadas amplitudes, com maior incidência na secção monitorizada T3\_P1, com uma variação de 40%, enquanto a secção T3\_P3 apenas apresenta uma diferença de aproximadamente 17%.

O valor mais baixo observado neste trecho corresponde à campanha de 10 de Julho com um valor igual a 46% no ponto T3\_P1 e o mais elevado, igual a 89%, à campanha concretizada a 7 de Junho na secção T3\_P3 monitorizada.

Uma progressiva e acentuada diminuição da concentração de saturação de OD foi verificada no trecho 4, tanto no trecho desde a canalização da linha de água na zona de Couros até à sua reaparição na zona do Novo Mercado Municipal, como também ao longo do seu trajeto naturalizado. A crescente diminuição do OD neste trecho, associado a valores muito baixos, confirmaram uma severa deterioração do estado de oxigenação e ecológico da linha de água nesta zona da ribeira de Couros.

Este trecho apresenta a concentração de saturação de OD mais elevada no início do seu percurso, no ponto de amostragem T4\_P1, com o valor de 84%, durante um evento de pluviosidade, com o segundo valor mais elevado (49%) registado a 22 de Julho e o mais baixo (11%), no ponto T4\_P4 (7 de Julho). As amplitudes apuradas neste caso são as mais elevadas em relação a todos os pontos de monitorização estudados, estando relacionadas com o tipo de período em que as campanhas decorreram, mais concretamente entre o período pluvioso e os períodos secos, alcançando uma diferença de aproximadamente 55% no pior caso, relacionado com a segunda secção de amostragem T4\_P2.

Por último, no trecho 5 deu-se uma pequena recuperação do estado de oxigenação visto que é possível observar, na Figura 4.1, o aumento da concentração de saturação de OD nos últimos dois pontos de amostragem analisados.

Apesar da seção T5\_P1 ter mostrado um incremento na concentração de OD em relação ao último ponto do trecho 4, apresentando um valor igual a 25% na campanha de 22 de Julho, também exibiu o valor mais baixo registado em comparação com as restantes secções, com um OD igual a 9% a 22 de Julho. Quanto ao ponto T5\_P2, este exibiu o valor mais elevado deste trecho, 39%, medida a 16 de Julho. Globalmente, o trecho 5 não sofre muitas oscilações em cada ponto de amostragem, ao longo das campanhas de monitorização, sendo caracterizado por uma de concentração média de 23%.

Relativamente às descargas de água, é importante salientar que a média de concentração de OD mais baixa, com um valor igual a 57%, corresponde ao ponto de amostragem T1\_P6, seguido do ponto T3\_P2 com um valor de 75%. As três descargas de água restantes apresentam um valor médio de OD acima dos 85%, bem como variações ao longo das campanhas na ordem dos 15%.

Na descarga associada ao ponto T1\_P6, foram medidos valores de OD bastante distintos, com uma diferença entre o valor mais alto e mais baixo de aproximadamente 31% e com o valor mínimo medido de 40%, na campanha efetuada a 22 de Julho.

Fazendo uma análise mais generalizada, com base nos limites impostos para cada classe (A1, A2 e A3) e para a qualidade mínima para águas superficiais, é possível afirmar que 96% dos dados obtidos no trecho 1 se encontram dentro dos parâmetros definidos pela classe A1, ou seja, acima dos 70% de saturação de OD e que, estando acima do valor imposto de 50%, cumpre o requisito mínimo para águas superficiais. Quanto ao trecho 2, 70% dos valores se situam na classe A1 e os restantes 30% na classe A2, cumprindo assim o limite para a qualidade mínima das águas. Já no trecho 3, localizado na zona de Couros, 60% dos valores medidos durante as campanhas de monitorização estão acima da concentração de saturação mínima imposta pela classe A1, 30% enquadram-se na classe A2 e, com a exceção de apenas uma situação, não é cumprido o limite imposto para a qualidade mínima de 50%. Com apenas 16% dos dados obtidos no trecho 4, correspondendo à classe A1, em 84% das situações não são cumpridos as condições mínimas de qualidade para as águas superficiais e, para além disso, 26% dos valores encontram-se abaixo dos 30% da concentração de saturação imposta pela classe A3. No último trecho não existe qualquer valor registado acima dos 50% de OD e em 75% dos registos efetuados, os valores de OD obtidos neste trecho situam-se abaixo de 30% do seu valor de saturação.

#### 4.1.2.2 Temperatura da água

A temperatura de um meio hídrico é um parâmetro com grande influência nos processos químicos de outros parâmetros de qualidade de água como é o caso do oxigénio dissolvido. A sua concentração de saturação é determinada em função da temperatura medida no curso de água, daí a sua importância em ser medida nas várias secções de amostragem em estudo e em todas as campanhas de monitorização realizadas.

As temperaturas registadas nos diferentes pontos de amostragem, ao longo das campanhas realizadas de 7 de Junho a 30 de Julho, encontram-se registadas na Tabela 4.3, estando evidenciadas as descargas de águas.

Tabela 4.3 – Temperatura nos pontos de amostragem, em cada período de amostragem

Ponto	Temperatura (°C)					
	7 de Junho	10 de Julho	16 de Julho	22 de Julho	30 de Julho	Média
T1_P1	15,0	18,6	18,7	17,3	18,1	17,5
T1_P2	17,6	21,0	21,2	20,3	20,2	20,1
T1_P3	15,3	19,0	18,7	17,5	17,6	17,6
T1_P4	14,8	15,9	16,5	15,5	15,6	15,7
T1_P5	15,5	19,3	18,7	17,9	17,7	17,8
T1_P6	17,9	22,1	22,8	22,2	22,0	21,4
T1_P7	15,7	19,6	18,8	17,7	17,9	17,9
T2_P1	16,9	19,6	19,3	17,9	18,2	18,4
T2_P2	18,4	22,1	22,2	21,3	20,9	21,0
T2_P3	16,2	20,6	19,5	18,2	18,8	18,7
T3_P1	17,5	21,8	20,2	18,6	19,5	19,5
T3_P2	17,0	21,8	21,4	20,0	21,6	20,4
T3_P3	16,9	21,4	20,8	19,7	21,3	20,0
T4_P1	17,5	22,1	22,2	19,2	20,0	20,2
T4_P2	17,0	23,3	21,5	20,1	21,1	20,6
T4_P3	16,6	23,8	22,1	20,4	21,1	20,8
T4_P4	-	22,0	22,4	20,0	20,7	21,3
T5_P1	-	23,6	22,9	21,3	22,2	22,5
T5_P2	-	23,2	25,6	20,8	22,0	22,9

De acordo com a Tabela 4.3, é possível afirmar, de uma forma generalizada, que as temperaturas registadas ao longo dos trechos da ribeira, de montante para jusante, vão aumentando gradualmente, observando-se os valores mais elevados nos últimos trechos, principalmente no trecho 5. No entanto, a variação observada ao longo das campanhas de amostragem é pouco significativa, com a exceção da campanha efetuada no dia 7 de Junho, decorrida num período de pluviosidade, que registou as temperaturas mais baixas ao longo das secções de monitorização.

Ainda é possível constatar que o ponto de amostragem T1\_P1 é o que apresenta valores de temperaturas mais baixas, com uma média de 17,5 °C, sendo o ponto T5\_P2 o que detém os valores de temperaturas registadas mais elevadas com uma média igual a 22,9 °C. Em relação à temperatura da água das descargas, que se encontram salientadas na Tabela 4.3, os valores mais baixos correspondem ao ponto T1\_P4 com um valor médio igual a 15,7 °C e, com uma média correspondente a 21,4 °C, o ponto T1\_P6 apresenta os valores de temperatura mais elevadas.

Durante a campanha de monitorização realizada a 7 de Junho, as temperaturas mais baixas foram medidas no trecho 1, sendo que o valor mínimo foi observado no ponto de amostragem T1\_P1, e a temperatura mais elevada associada a água escoada na ribeira pertence aos pontos T3\_P1 e T4\_P1, com um valor de 17,5 °C.

Nas campanhas de monitorização seguintes, efetuadas em períodos secos e muito secos, verificou-se o aumento da temperatura relativa a todos os pontos de amostragem, tendo registado o valor máximo de 25,6 °C durante a campanha de 16 de Julho na secção T5\_P2. Em relação ao valor mínimo medido foi observado mais uma vez no ponto T1\_P1 com uma temperatura igual a 17,3 °C.

É fundamental realçar o facto da exposição solar, a que estas secções de monitorização estão submetidas, variar consoante a sua localização. As zonas com menor exposição solar estão associadas a valores de temperaturas inferiores relação aos das zonas com elevada exposição solar. Os primeiros trechos (1 e 2), são locais com elevada vegetação circundante, especialmente no trecho 1 localizado no Parque da Cidade, onde a exposição solar é mínima nas primeiras horas da manhã. Como os trechos 3 e 4 se situam numa zona mais urbanizada da cidade e, conseqüentemente, com menor quantidade de vegetação, a exposição solar é mais elevada, o que se traduz no aumento progressivo da temperatura na coluna de água.

### 4.1.2.3 pH

O pH é mais um dos parâmetros que pertence ao conjunto dos parâmetros físico-químicos da água que foram alvo de análise. Na Figura 4.2 encontram-se as informações obtidas de todas as secções de monitorização, ao longo das várias campanhas efetuadas.

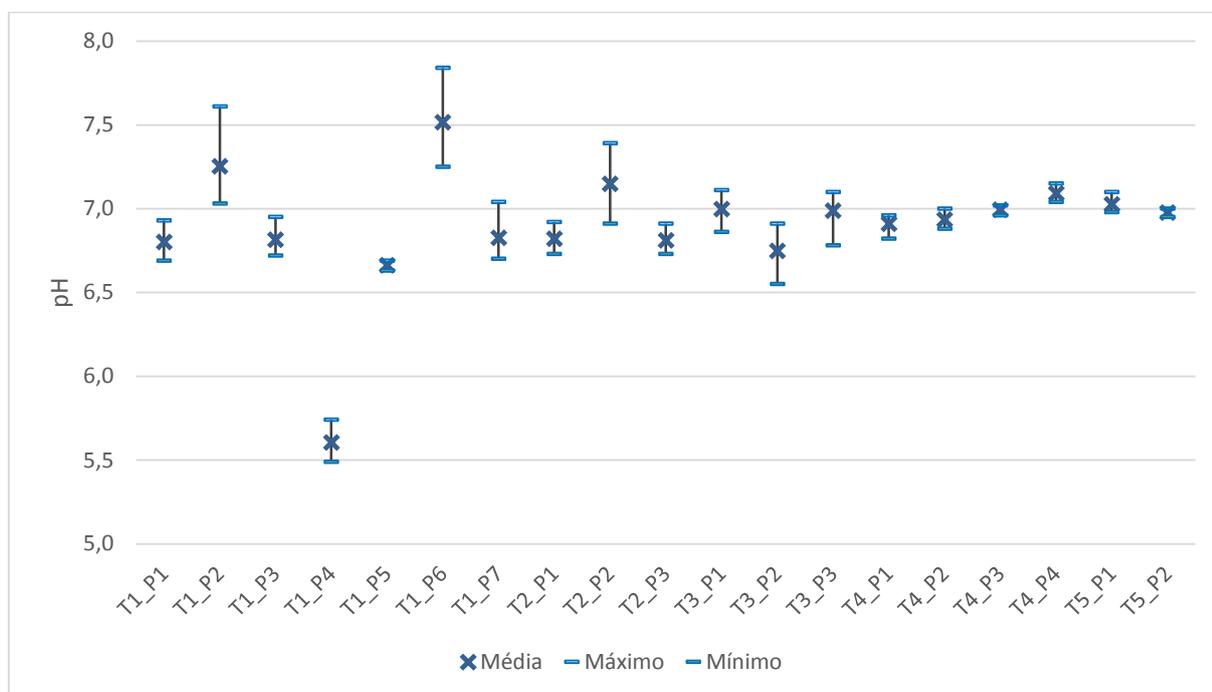


Figura 4.2 – Variação do pH ao longo dos pontos de amostragem

Globalmente é perceptível que o valor do pH ao longo da ribeira se situa numa gama que variou dos 6,5 aos 7,5 e que, portanto, não apresentou oscilações significativas, com exceção dos pontos de monitorização T1\_P2, T1\_P4 e T1\_P6 que correspondem a descargas situadas na zona do Parque da Cidade.

De acordo com os valores registados na Figura 4.2, também é possível afirmar que 79% dos valores de pH registados são iguais ou inferiores a 7. Dessa percentagem obtida, 26% dos casos correspondem a um valor de pH neutro igual a 7 e 47% situam-se entre os 6,5 e 7. Os restantes 6% dizem respeito à descarga T1\_P4 que foi o local que obteve o valor mais baixo em todas as campanhas de monitorização, com uma média igual a 5,6.

Em relação à amplitude do pH em cada ponto de amostragem, pode-se constatar que na maior parte das secções a sua variação foi bastante pequena, inferior a 0,4, chegando a ser nula no

último ponto T5\_P2. Apenas os pontos T1\_P2, T1\_P6, T2\_P2 e T3\_P2, correspondentes a descargas de água, apresentaram uma diferença entre os valores mínimos e máximos obtidos de 0,6, 0,5 e 0,4, respetivamente.

#### 4.1.2.4 Carência bioquímica de oxigénio

Para efeitos práticos de avaliação da qualidade da água é usual utilizar-se um parâmetro com bastante relevância, a CBO<sub>5</sub> correspondente ao valor da CBO obtido no final de cinco dias de incubação, a 20°C.

A medição das concentrações de CBO<sub>5</sub> foi efetuada durante as campanhas de monitorização realizadas a 10, 16, 22 e 30 de Julho que decorreram em períodos secos e muito secos. Foram também medidas as concentrações de CBO<sub>5</sub> de amostras de água recolhidas diretamente de descargas de água, realçadas com cor diferente em relação as secções de amostragem situadas ao longo da ribeira, como mostra a Figura 4.3.

É importante notar que um dos valores da concentração de CBO<sub>5</sub> na descarga de água designada como T1\_P6 não é apresentado pois o método oxitop não realizou a sua leitura por se encontrar fora da gama prevista, que era de 0 a 80 mg/L, registando apenas um valor de CBO<sub>3</sub> igual a 93 mg/L.

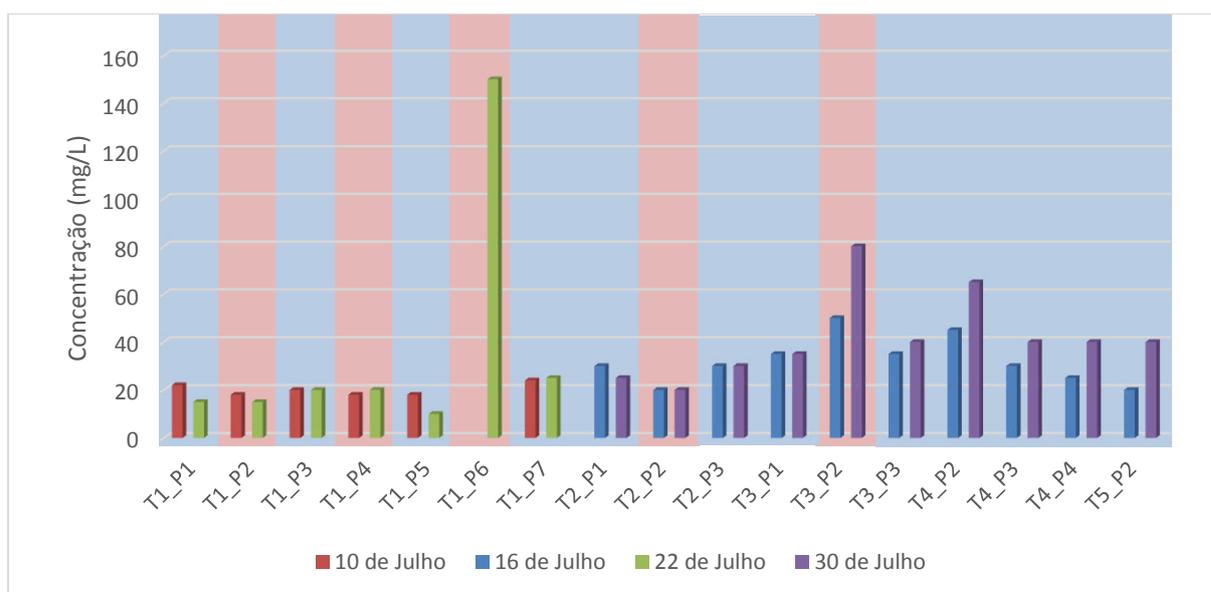


Figura 4.3 – Variação espacial da concentração de CBO<sub>5</sub> durante as campanhas realizadas

Estes resultados permitem constatar que os valores mais baixos foram registados no trecho do Parque da Cidade a rondarem uma concentração média de 19 mg/L e os mais elevados estão associados aos trechos 3 e 4 com médias iguais a 36 mg/L e 41 mg/L, respetivamente.

No trecho 1 puderam-se observar valores de concentrações bastante constantes, em que o valor mínimo corresponde ao ponto T1\_P5 com uma concentração de CBO<sub>5</sub> igual a 10 mg/L e os valores máximos foram medidos em amostras de água recolhidas no ponto monitorizado T1\_P7 com valores de 24 mg/L e 25 mg/L, imediatamente a jusante de uma descarga de água.

No trecho 2, situado na zona das Hortas, é possível constatar um aumento de CBO<sub>5</sub> em relação ao trecho anterior, em que os valores obtidos de CBO<sub>5</sub> foram ligeiramente mais elevados, apresentando uma concentração média de 29 mg/L. O ponto de amostragem T2\_P1 registou o valor máximo de CBO<sub>5</sub> igual a 25 mg/L e o máximo foi verificado em ambas as secções de amostragem T2\_P1 e T2\_P3 com um valor de concentração de 30 mg/L.

De acordo com o trecho 3 foi possível verificar a continuação do registo de concentrações de CBO<sub>5</sub> elevadas, em que o seu máximo foi atingido no ponto de monitorização T3\_P3 com um valor igual a 40 mg/L e o mínimo, igual a 35 mg/L, foi registado em ambos os pontos T3\_P1 e T3\_P3. Este trecho localizado em Couros obteve uma média aritmética, das concentrações de CBO<sub>5</sub> obtidas, igual a 36 mg/L.

Um incremento significativo na concentração de CBO<sub>5</sub> foi observado no início do trecho 4, situado na zona do Novo Mercado Municipal, mais concretamente no ponto monitorizado T4\_P2, com uma concentração de CBO<sub>5</sub> igual a 65 mg/L. O ponto que obteve concentrações mais baixas foi o T4\_P4 com um valor igual a 25 mg/L. Após a observação do ponto que registou as concentrações mais elevadas, constatou-se uma progressiva diminuição da concentração de CBO<sub>5</sub> ao longo do trecho.

Por fim, no trecho 5 apenas foi monitorizado um ponto, T5\_P2, relativamente à concentração deste parâmetro de qualidade. Segundo a Figura 4.3 é possível afirmar que as concentrações registadas nesta secção foram mais pequenas em relação ao trecho anterior, tendo como máximo e mínimo os valores iguais a 20 mg/L e 40 mg/L, respetivamente em cada campanha de amostragem efetuada.

Relativamente às descargas de água analisadas ao longo da ribeira de Couros (Figura 4.4) é possível constatar que as descargas associadas aos pontos de amostragem T1\_P6 e T3\_P2 são

as que apresentaram os valores mais elevados registados com concentrações máximas iguais a 150 mg/L e 80 mg/L, respetivamente. As restantes descargas apresentaram na sua totalidade valores iguais ou inferiores a uma concentração de CBO<sub>5</sub> de 20 mg/L.



Figura 4.4 – Descargas nos pontos de amostragem T1\_P6 e T3\_P2

Contudo, as concentrações de CBO<sub>5</sub> obtidas revelaram alguma incerteza devido à sua comparação com resultados adquiridos em trabalhos anteriores, que registaram concentrações de CBO<sub>5</sub> mais baixas no trecho 1, situado na zona do Parque da Cidade que, possivelmente, poderia ter sido devido a um deficiente controlo das amostras de água recolhidas nos pontos de amostragem ao longo da ribeira, durante períodos bastante quentes.

Para além disso, o facto de se ter utilizado um fator de multiplicação elevado, mesmo nos casos em que as concentrações de CBO<sub>5</sub> eram baixas, bem como a leitura ser feita em unidades, criaram alguma insegurança relativamente aos resultados deste parâmetro de qualidade em estudo. Assim, decidiu-se proceder a um novo ensaio como já foi referido no capítulo anterior, de forma a averiguar a exatidão dos valores obtidos do ensaio laboratorial.

Na Tabela 4.4 encontram-se expostos os resultados obtidos do ensaio laboratorial realizado em função do fator de multiplicação, em três diferentes locais da ribeira de Couros.

Tabela 4.4 – Resultados obtidos do ensaio realizado em função do fator de multiplicação

Local	Ponto de amostragem	Volume de água (mL)	Fator de multiplicação	CBO <sub>5</sub> antes do fator	CBO <sub>5</sub> após o fator
Parque da Cidade	T1_P5	432	1	6	6
		365	2	4	8
		250	5	1	5
Couros	T3_P1	432	1	8	8
		365	2	3	6
		250	5	1	5
Novo Mercado Municipal	T4_P2	432	1	10	10
		365	2	5	10
		250	5	2	10

Segundo os resultados apresentados na Tabela 4.4 é possível afirmar que, dependendo do fator de multiplicação selecionado para a obtenção de uma concentração de CBO<sub>5</sub> dentro de uma determinada gama, as concentrações resultantes apresentam valores distintos que derivam de erros de aproximação às unidades e também do facto dos valores não serem números múltiplos e que, por isso, têm resultados diferentes, o que não acontece no ponto de amostragem T4\_P2.

No entanto, a diferença verificada entre as três situações avaliadas, relativas ao fator de multiplicação, nos vários locais estudados, exibem resultados bastante similares, sendo possível afirmar que, apesar da aplicação do fator 5 na maioria dos ensaios laboratoriais, as concentrações de CBO<sub>5</sub> apresentadas na Figura 4.3 são valores bastante aproximados do valor real.

Salienta-se ainda a necessidade de haver uma correta aplicação deste fator de multiplicação ao longo dos trechos da ribeira, de modo a que os resultados obtidos sejam os mais exatos possíveis e que melhor descrevam a realidade. Isto pode ser conseguido através da elaboração de uma proposta de aplicação deste fator consoante a gama de CBO<sub>5</sub> esperada, de forma a minimizar os erros cometidos neste parâmetro. Na Tabela 4.5 é apresentada uma proposta com base nas concentrações de CBO<sub>5</sub> obtidas e esperadas para cada zona e/ou descargas.

Tabela 4.5 – Proposta de aplicação do fator de multiplicação

Âmbito de estudo	Gama de CBO <sub>5</sub> esperada	Fator de multiplicação
Zona 1 – Parque da Cidade	0 a 40 mg/L	1
Zona 2 – Hortas	0 a 40 mg/L	1
Zona 3 – Couros	0 a 80 mg/L	2
Zona 4 – Novo Mercado Municipal	0 a 80 mg/L	2
Zona 5 – Veiga de Creixomil	0 a 80 mg/L	2
Descarga de águas pluviais	0 a 40 mg/L	1
Descargas de águas residuais	0 a 200 mg/L	5

#### 4.1.2.5 Outros parâmetros de qualidade

Para além dos parâmetros de qualidade (OD, temperatura, pH e CBO<sub>5</sub>) referidos e analisados anteriormente, foi também efetuado um estudo relativo a mais seis parâmetros como o azoto amoniacal, o nitrato, o fósforo total, o sulfato e metais pesados, zinco e crómio, de modo a criar um índice de qualidade da água da ribeira de Couros.

Desta forma, será feita uma análise complementar e individual dos dados obtidos para cada um destes parâmetros, ao longo de sete pontos de amostragem situados em trechos distintos da ribeira, durante as campanhas de monitorização realizadas em três períodos pluviométricos, como se encontram apresentados nas Figura 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8.

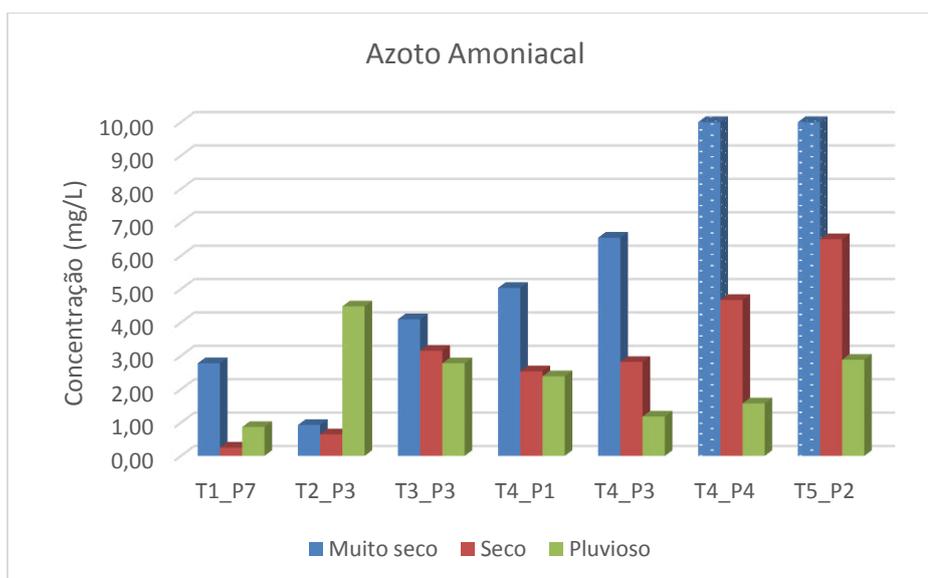


Figura 4.5 – Variação da concentração do azoto amoniacal ao longo da ribeira

Segundo a análise das concentrações de azoto amoniacal presentes na coluna de água, exibidas na Figura 4.5, constatou-se que os valores mais elevados registados foram obtidos durante a campanha efetuada no período muito seco, em que aproximadamente 75% dos valores se situam acima das 3 mg/L, tendo obtido valores fora da gama de medição (0 - 10 mg/L) nos pontos diferenciados na figura, T4\_P4 e T5\_P2.

A concentração mais baixa verificada corresponde à secção de amostragem T1\_P7, que apresentou um significativo acréscimo da sua concentração no ponto T3\_P3, durante o período seco, logo de seguida um pequena diminuição, porém, com novo aumento das suas concentrações até ao último ponto monitorizado. Quanto ao período pluvioso, este mostrou valores significativamente mais baixos ao longo dos últimos trechos, mas, curiosamente, registou um valor bastante elevado no ponto T2\_P3 que foi caracterizado por valores inferiores nos períodos secos.

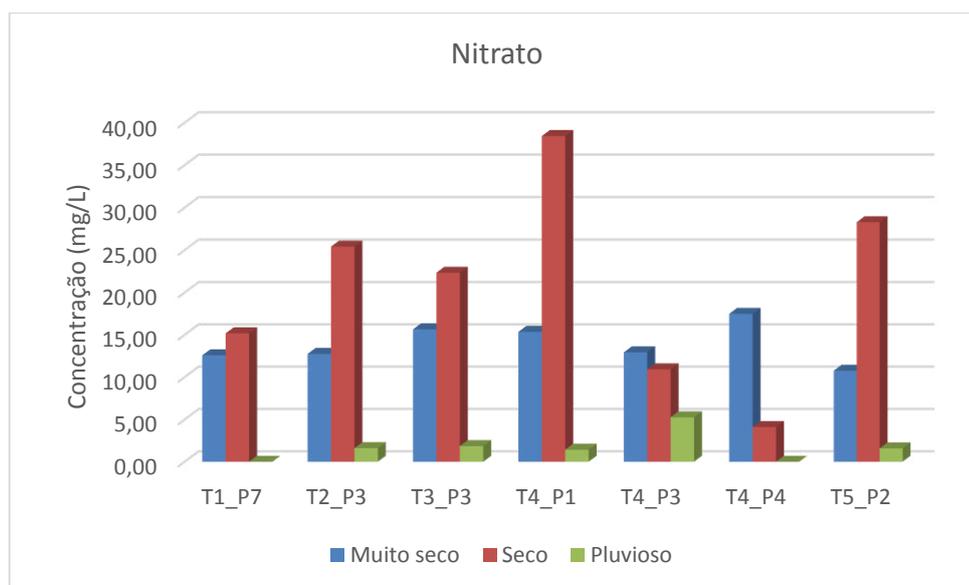


Figura 4.6 – Variação da concentração do nitrato ao longo da ribeira

Relativamente às concentrações medidas deste parâmetro de qualidade foram perceptíveis as diminutas concentrações associadas ao evento de pluviosidade, onde todas as secções de monitorização revelaram resultados nulos ou bastante próximos destes. Foi na campanha efetuada durante no período seco em que se observaram as concentrações mais elevadas de nitrato, com um máximo de 38,43 mg/L no ponto T4\_P1 e um mínimo localizado no ponto T4\_P4 com um valor igual a 4,10 mg/L. As concentrações mais constantes ao longo da ribeira foram registadas na campanha associada ao período muito seco, com oscilações bastante pequenas e todos os valores medidos acima dos 10 mg/L.

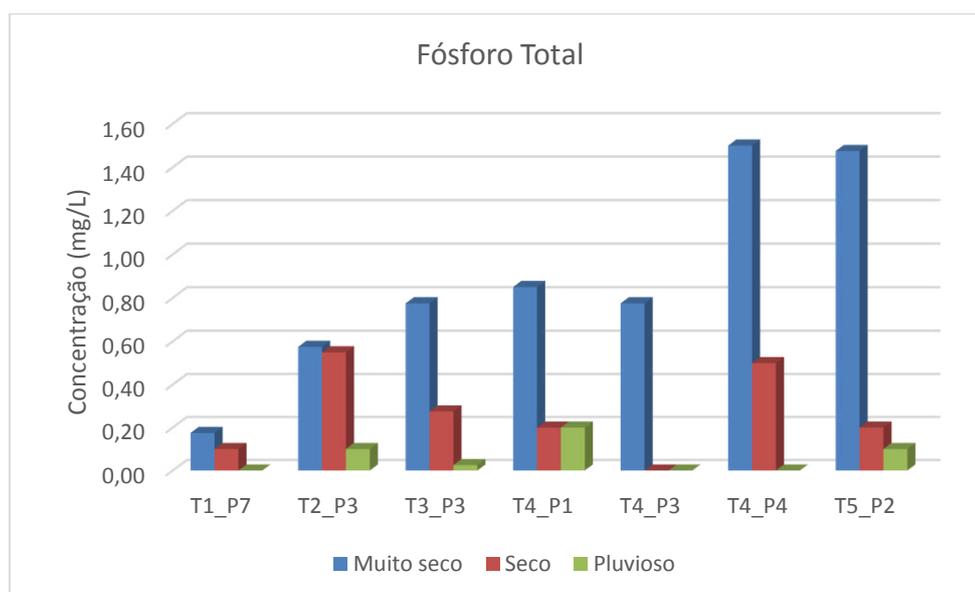


Figura 4.7 – Variação da concentração do fósforo total ao longo da ribeira

Com base na informação da Figura 4.7, é possível afirmar que, durante o período muito seco em que foi realizada uma campanha de amostragem, os valores da concentração de fósforo total foram progressivamente aumentando ao longo da ribeira, desde um mínimo igual a 0,18 mg/L, no ponto T1\_P7, até um máximo igual a 1,5 mg/L na última secção do trecho 4, seguida da última monitorizada com um valor de 1,48 mg/L.

A campanha efetuada aquando de um período seco verificou diversas oscilações de concentração ao longo dos pontos de amostragem, apresentando os valores mais elevados nos pontos T2\_P3 e T4\_P4 com os valores iguais a 0,55 mg/L e 0,50 mg/L, respetivamente, e os valores mais baixos de 0,10 mg/L e nulo nos pontos T1\_P7 e T4\_P3. Quanto ao período pluvioso, os valores registados das concentrações de fósforo total são bastante baixos, situando-se num patamar inferior ou igual aos 0,20 mg/L.

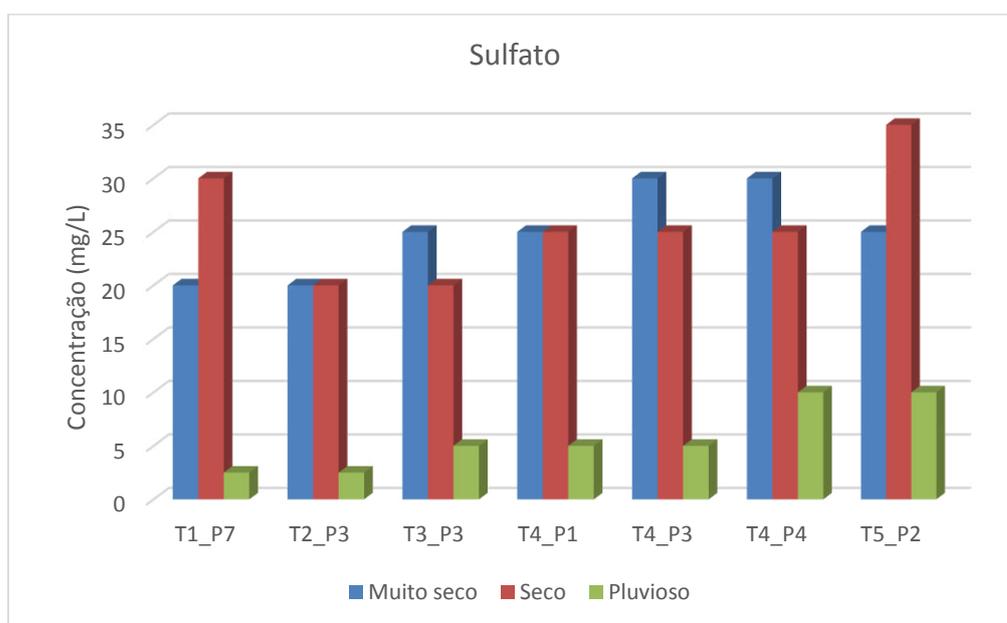


Figura 4.8 – Variação da concentração do sulfato ao longo da ribeira

O parâmetro de qualidade relativo ao sulfato demonstrou os valores mais elevados de concentração, principalmente, nas campanhas de monitorização decorridas nos períodos muito seco e seco. Os valores máximos registados nas três campanhas correspondem a concentrações de 30 mg/L e 35 mg/L nas secções monitorizadas T1\_P7 e T5\_P2, obtidas durante o período seco. Após uma diminuição da sua concentração no ponto T2\_P3, observou-se um aumento da sua concentração ao longo dos restantes trechos.

No que diz respeito à campanha executada num período muito seco, as concentrações permaneceram elevadas, porém, com valores registados inferiores à campanha referida no parágrafo anterior, com uma média igual a 25 mg/L e os máximos situados nos pontos T4\_P3 e T4\_P4 com uma concentração igual a 30 mg/L, após o seu acréscimo desde o primeiro ponto monitorizado até a este último ponto referido, T4\_P4.

No ponto T5\_P2 foi verificada um decaimento na sua concentração para um valor de 25 mg/L. Quanto à campanha que foi feita durante um período pluvioso as concentrações revelaram-se bastante inferiores com cerca de 75% dos valores registados com uma concentração abaixo de 5 mg/L, apenas com dois locais avaliados com concentrações iguais a 10 mg/L.

Por fim, em relação aos metais pesados, zinco e crómio, os resultados obtidos das três campanhas de monitorização foram nulos, o que indica que a coluna de água não sofre qualquer tipo de contaminação por parte destes parâmetros, permanecendo como incógnita a contaminação do seu leito através da deposição destes metais na camada de sedimentos.

## **4.2 MODELAÇÃO MATEMÁTICA**

### **4.2.1 Balanço de massa nas descargas de água**

Neste ponto serão apresentados os resultados decorrentes da determinação do balanço de massa nas várias descargas de água em análise. É importante referir que três das descargas monitorizadas (T1\_P2, T1\_P4 e T2\_P2) durante as campanhas de amostragem não foram consideradas nesta fase do estudo pois, segundo as elevadas concentrações de OD, pequenas concentrações de CBO<sub>5</sub> e os diminutos caudais obtidos em campanhas realizadas em períodos secos durante o programa de monitorização, assemelham-se a descargas de águas pluviais e, por esse motivo, não apresentam impacto significativo na coluna de água da ribeira.

Na Tabela 4.6 são exibidos os parâmetros utilizados no cálculo do balanço de massa, bem como os seus resultados obtidos e as concentrações de CBO<sub>5</sub> medidas a jusante das descargas de água para a ribeira.

Tabela 4.6 – Valores obtidos do balanço de massa e medidos na ribeira

Descarga	Distância origem (m)	$Q_{mont}$ (L/s)	$C_{mont}$ (mg/L)	$Q_{desc}$ estimado (L/s)	$C_{desc}$ (mg/L)	$Q_{mont}$ (L/s)	$C_{jus}$ medida (mg/L)	$C_{jus}$ calculada (mg/L)
D <sub>1</sub>	254	48	2	1	215	49	16	6
D <sub>2</sub>	1422	161	6	5	90	166	22	9
D <sub>3</sub>	2182	182	8	5	25	187	8	8
D <sub>4</sub>	2368	187	8	5	100 200	192	18	10 13

Segundo a Tabela 4.6 leva-se a crer que a descarga D<sub>1</sub> trata-se de uma descarga de água residual doméstica devido ao elevado valor de concentração de CBO<sub>5</sub> que apresenta no valor de 215 mg/L e também devido ao elevado impacto que exerce sobre a coluna de água da ribeira que sofre um aumento significativo de CBO<sub>5</sub> dos 2 mg/L para os 16 mg/L conforme foi aferido pela sua medição através de um ensaio laboratorial. A concentração de CBO<sub>5</sub> calculada não representa devidamente a situação referida, possivelmente pelo facto de o caudal escoado na ribeira estar sobredimensionado.

A descarga de água D<sub>2</sub> apresentou uma concentração de CBO<sub>5</sub> bastante inferior à descarga D<sub>1</sub>, com um valor igual a 90 mg/L, porém, encontra-se a ser introduzida no sistema hídrico com um caudal 5 vezes superior, o que aumenta a diluição da matéria orgânica dissolvida. É muito possível que esta seja uma descarga de águas residuais domésticas pois a sua descarga provocou um elevado aumento da concentração de CBO<sub>5</sub> no meio aquático de um valor igual a 6 mg/L para um bastante superior, de 22 mg/L. Todavia, o resultado do balanço de massa revela-se bastante distante do valor medido de CBO<sub>5</sub> o que se supôs dever-se ao sobredimensionamento do caudal escoado na ribeira, como no caso anterior.

Através da estimação do caudal da descarga D<sub>3</sub>, que se assemelha à descarga D<sub>2</sub>, foi possível calcular a sua concentração de CBO<sub>5</sub> aproximada, obtendo um valor igual a 25 mg/L. Como se consegue observar na Tabela 4.6 não existe discrepância entre o valor da concentração de CBO<sub>5</sub> medida e calculada, o que significa que, em termos de matéria orgânica dissolvida emitida para o meio aquático, este não é o motivo que leva à desoxigenação da coluna de água e ao aparecimento de maus odores. Esta descarga poderá ser de diferente origem, possivelmente industrial, que através da introdução de outros contaminantes encontra-se a degradar a qualidade da água da ribeira.

Por fim, a descarga D<sub>4</sub> em que o caudal de descarga foi calculado segundo o método descrito no capítulo anterior, apresentou dois cenários possíveis em que o valor da concentração de CBO<sub>5</sub> igual a 200 mg/L foi o que apresentou uma maior aproximação ao valor de CBO<sub>5</sub> medido, o que mostra poder tratar-se de uma descarga de águas residuais semelhante à descarga D<sub>1</sub> em termos de concentrações e semelhante à descarga D<sub>2</sub> segundo o caudal de emissão. É de se notar ainda que, para a obtenção de uma igualdade entre a concentração medida e calculada, o valor relativo à concentração de CBO<sub>5</sub> da descarga teria de ser igual a 400 mg/L.

Na Tabela 4.7 estão expostos os resultados do valor da carga poluente das descargas de água em análise.

Tabela 4.7 – Carga poluente das várias descargas de água

Descarga	Carga (mg/s)
D <sub>1</sub>	215
D <sub>2</sub>	450
D <sub>3</sub>	125
D <sub>4</sub>	2000

De acordo com a Tabela 4.7 pode-se constatar que a descarga D<sub>4</sub> é a que mais impacto exerce sobre a qualidade da água da ribeira, apresentando uma carga igual a 2000 mg/s, obtida através do produto do caudal emitido pela concentração de CBO<sub>5</sub> necessária para igualar o valor medido e calculado da concentração de CBO<sub>5</sub> a jusante da descarga. Esta é seguida da descarga D<sub>2</sub> situada na zona de Couros com uma carga igual a 450 mg/s.

#### 4.2.2 Simulação da evolução da CBO<sub>5</sub>

Com base nos valores dos parâmetros expostos na Tabela 3.7 apresentada no capítulo anterior, obteve-se a evolução da concentração de CBO<sub>5</sub> ao longo do trecho em análise, como mostra a Figura 4.9.

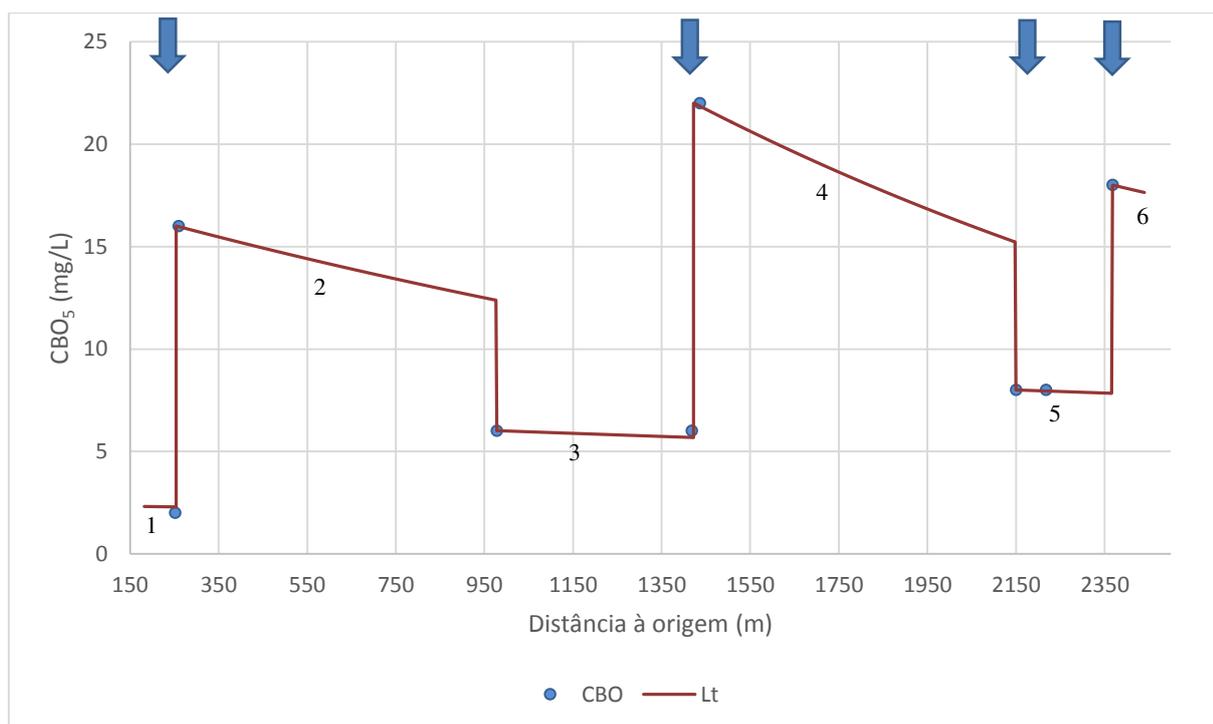


Figura 4.9 – Evolução da CBO<sub>5</sub> ao longo do trecho e CBO<sub>5</sub> medida

Pela análise da Figura 4.9 é possível constatar que os valores das concentrações de CBO<sub>5</sub> nos pontos imediatamente a jusante das descargas consideradas coincidem com os valores obtidos nos ensaios laboratoriais efetuados. Tal ocorrência deve-se ao facto de terem sido considerados valores de caudais de emissão e concentrações de CBO<sub>5</sub> bastante aproximados aos valores reais. É ainda visível que as taxas de decaimento dos subtrechos 2, 4 e 6 correspondentes às condições de jusante das descargas de água D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub> e D<sub>3</sub> são bastante superiores às que se verificam nos trechos 1, 3 e 5, havendo uma remoção de matéria orgânica mais elevada. Nos trechos em que se verificam coeficientes de desoxigenação baixos, traduzidos pelos pequenos declives das curvas, quase nulos, a taxa de remoção de matéria orgânica dissolvida na coluna de água é quase insignificante.

É importante notar que a descarga D<sub>3</sub> apresentada na figura não revela qualquer impacto na coluna de água em termos de CBO<sub>5</sub>, o que não se verifica com as descargas D<sub>1</sub>, D<sub>2</sub> e D<sub>4</sub>.

Como já foi explicado, os coeficientes de desoxigenação,  $k_d$ , utilizados correspondem aos valores determinados em laboratório durante o primeiro dia de incubação, das amostras de água recolhidas de pontos de monitorização imediatamente a jusante das descargas. Estes valores apenas dizem respeito à remoção de CBO<sub>5</sub> durante o primeiro dia pois admite-se que,

para cada subtrecho em questão, o tempo de percurso da água não é superior a um dia, acreditando-se que até seja inferior e apenas demore horas a percorrer cada um deles.

Curiosamente, observaram-se dois decaimentos instantâneos de  $CBO_5$  em cada mudança de subtrecho, nomeadamente do subtrecho 2 para o 3 e do subtrecho 4 para o 5. Esta diminuição acentuada na mudança de subtrecho verifica-se porque a concentração de  $CBO_5$  considerada para o trecho seguinte é bastante mais pequena, possivelmente causada pela diluição da matéria orgânica dissolvida na coluna de água através da introdução de caudais ao longo da parte canalizada da ribeira desde o trecho 1 até reaparecer no trecho 2 localizado na zona das Hortas, bem como a parte canalizada com início no trecho 3 (Couros) e fim no trecho 4 situado no Novo Mercado Municipal.

Se fosse efetuada uma calibração do modelo de modo a que as concentrações de  $CBO_5$  não diminuíssem drasticamente como acontece na Figura 4.9, seria necessário aumentar o valor dos coeficientes de desoxigenação ( $k_d$ ) para que a remoção de  $CBO_5$  fosse realizada mais rapidamente e, conseqüentemente, seria obtida uma evolução da  $CBO_5$  ao longo do percurso definido como mostra a Figura 4.10.

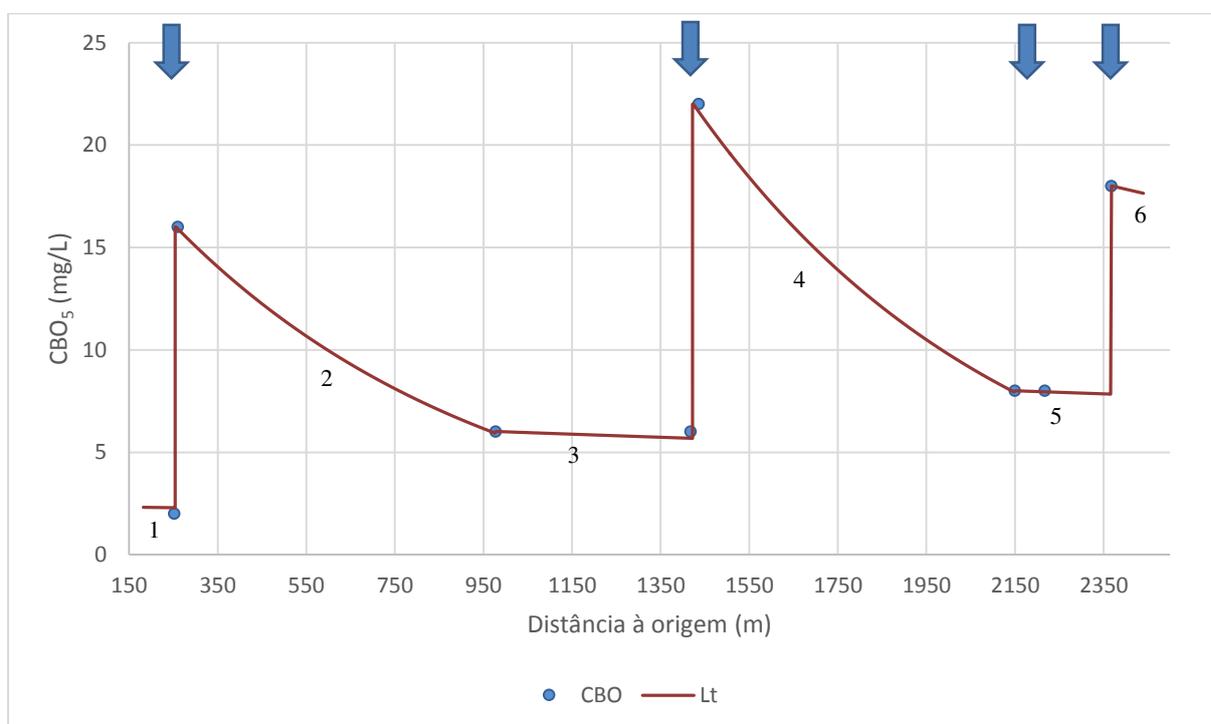


Figura 4.10 – Evolução da  $CBO_5$  ao longo do trecho após calibração e  $CBO_5$  medida

Os valores de  $k_d$  utilizados na calibração dos trechos 2 e 4, referentes às condições de jusante das descargas  $D_1$  e  $D_2$ , são apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Valores de  $k_d$  utilizados na calibração do modelo de evolução de  $CBO_5$

Subtrecho	$k_d$ (dia <sup>-1</sup> )	$k_d$ corrigido (dia <sup>-1</sup> )
2	23	21,8
4	22	21,8

O aumento do  $k_d$  está relacionado com o facto de a remoção de  $CBO_5$  nos primeiros tempos ser mais rápida, refletindo-se no aumento do declive da curva de evolução, em relação à remoção de  $CBO_5$  durante o primeiro dia.

### 4.2.3 Simulação da evolução do OD

A curva sag do OD, resultante da aplicação dos parâmetros mencionados na Tabela 3.8, em cada um dos subtrechos considerados, é representada na Figura 4.11.

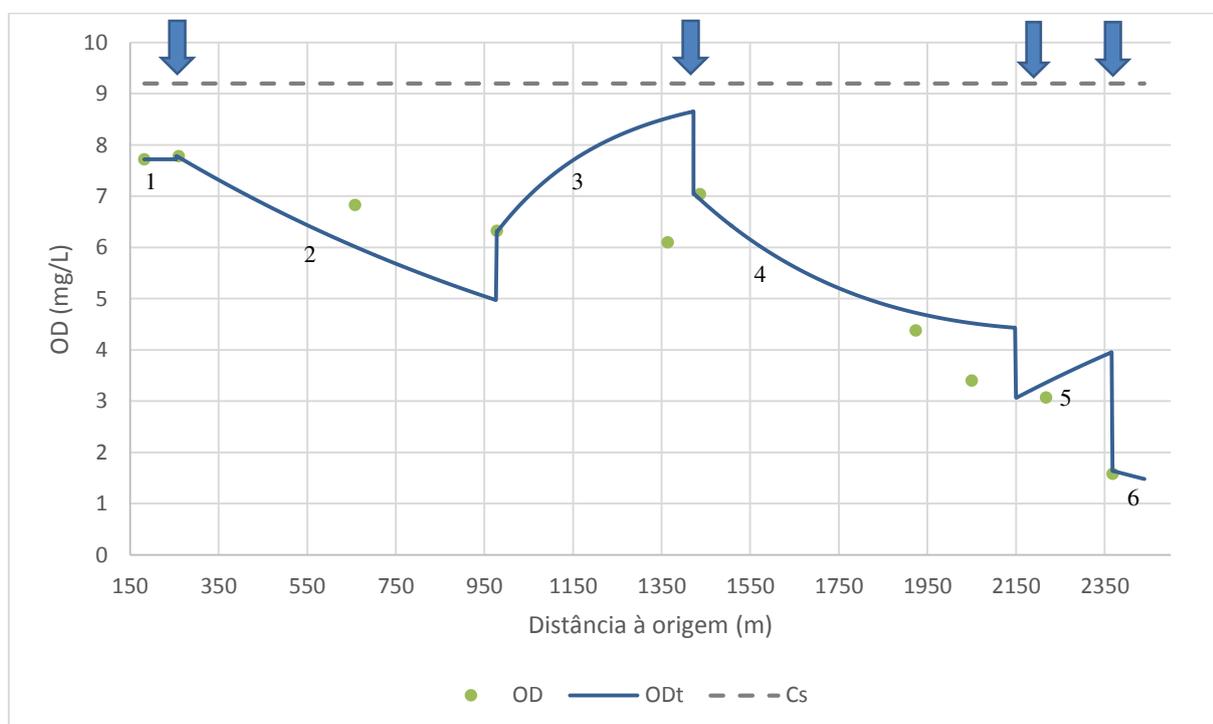


Figura 4.11 – Curva sag do OD ao longo do trecho da ribeira em estudo

Os resultados obtidos permitem assim comprovar que os valores obtidos da evolução do OD ao longo do trecho estão, na sua maioria, bastante afastados dos valores das concentrações de OD medidas in situ. Deste modo, foi necessário proceder a uma modificação dos valores relativos aos coeficientes de rearejamento,  $k_a$ , realizando-se alterações sucessivas até se obterem valores de OD coincidentes ou aproximados dos valores medidos em pontos de amostragem imediatamente a jusante da descarga e alguns a montante apenas para validação do modelo matemático concebido.

Os valores de  $k_a$  que melhor descrevem a aproximação dos valores simulados aos valores medidos estão expostos na Tabela 4.9.

Tabela 4.9 – Valores de  $k_a$  utilizados na calibração da curva sag do OD

Subtrecho	$k_a$ (dia <sup>-1</sup> )	$k_a$ corrigido (dia <sup>-1</sup> )
2	20	18,5
3	3	2,8
4	14	13,8
5	3	3,0

Aplicando estes valores dos coeficientes de rearejamento, apresentados na Tabela 4.9, obteve-se uma nova curva sag do OD ao longo do percurso da ribeira em análise. Na Figura 4.12 é possível visualizar-se a nova curva da evolução da concentração do OD, onde também se optou por representar os valores de OD medidos na campanha de monitorização efetuada. Todos estes valores serviram para a calibração e validação do modelo construído, de forma a representar a realidade o mais aproximadamente possível.

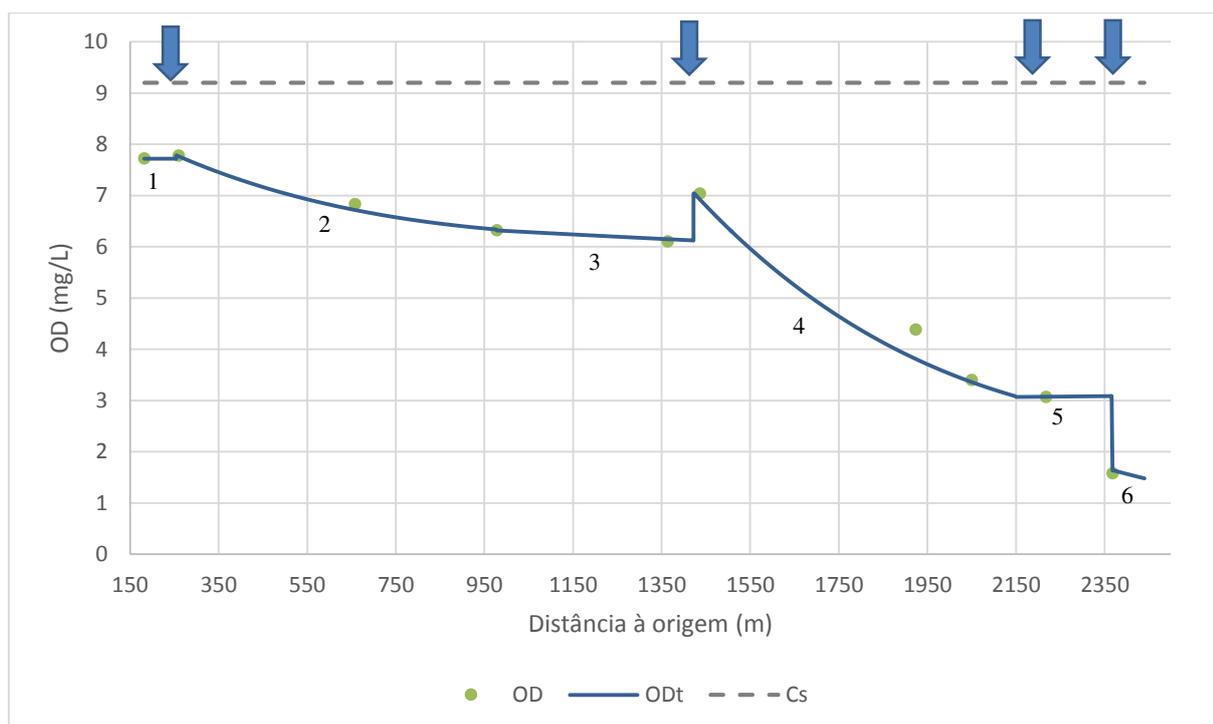


Figura 4.12 – Curva sag do OD ao longo do trecho da ribeira em estudo, após calibração

Com a observação da nova curva sag do OD é possível constatar que, devido ao insignificante caudal proveniente da descarga  $D_1$  em relação ao caudal escoado na ribeira, a descarga de matéria orgânica não provoca qualquer impacto no ponto de mistura, assinalado na figura. Porém, a partir desse ponto de mistura da descarga  $D_1$  é visível a progressiva diminuição da concentração de OD até ao subtrecho 3 e, como já foi afirmado na Tabela 4.9, os trechos 2 e 3 possuem coeficientes de rearejamento no valor de  $18,5 \text{ dia}^{-1}$  e  $2,8 \text{ dia}^{-1}$ , respetivamente.

Na passagem do trecho 3 para o trecho 4 existe uma injeção de OD na coluna de água devido à existência de uma cascata, que favorece o processo de oxigenação da coluna de água, antes da descarga de água  $D_2$ . Imediatamente a jusante da emissão do efluente, observa-se a progressiva e crescente diminuição da concentração de OD no sistema aquático, passando de  $7,04 \text{ mg/L}$  para  $3,09 \text{ mg/L}$ . Neste caso, o coeficiente de rearejamento tem um valor aproximadamente igual a  $13,8 \text{ dia}^{-1}$ , sendo o segundo coeficiente mais elevado utilizado no modelo.

Relativamente às descargas  $D_3$  e  $D_4$ , a primeira não apresenta qualquer impacto negativo ou positivo na coluna de água, sendo a segunda a causadora de uma diminuição drástica da

concentração de OD no seu local de descarga visto que a concentração a montante de 3,09 mg/L desceu para o valor igual a 1,58 mg/L a jusante.

Os valores mais elevados dos coeficientes de desoxigenação nos subtrechos 2 e 4 estão relacionados com maiores velocidades de escoamento associadas a pequenas alturas da lâmina de água, favorecendo assim o processo de oxigenação do meio hídrico, apesar de não ser suficiente para compensar a desoxigenação realizada pela introdução de matéria orgânica no meio aquático.

Por fim, é importante realçar que, apesar dos elevados valores de rearejamento utilizados no modelo de modo a ajustar as curvas do modelo de evolução do OD aos valores medidos, estes não são ainda suficientes para promover a autodepuração da linha de água, nomeadamente no subtrecho 3.

### **4.3 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Neste subcapítulo serão apresentados os resultados obtidos acerca da qualidade da água da ribeira de Couros, que teve como base a avaliação dos parâmetros de qualidade selecionados, quer através da aplicação de um índice geral capaz de relacionar todos os parâmetros envolventes num único valor, como com recurso à classificação individual dos parâmetros de qualidade das águas superficiais mencionados na Tabela 3.18.

Para a realização da avaliação da qualidade da água foram propostos quatro cenários distintos, um cenário base (cenário 0) e três cenários baseados em diferentes fenómenos de poluição da água (desoxigenação, eutrofização, toxicidade).

#### **4.3.1 Resultados do IQA no cenário 0**

Este é um cenário mais abrangente, que não se foca apenas num fenómeno de poluição das águas superficiais, mas que se foca nos parâmetros de qualidade com maior impacto na coluna de água. Os resultados adquiridos da sua aplicação, nos três diferentes períodos (pluvioso, seco e muito seco), ao longo das secções de amostragem, estão expostos na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 0

Ponto	Período muito seco		Período seco		Período chuvoso	
	IQA	Classificação	IQA	Classificação	IQA	Classificação
T1_P7	50	Razoável	60	Razoável	63	Razoável
T2_P3	52	Razoável	54	Razoável	61	Razoável
T3_P3	37	Má	44	Razoável	52	Razoável
T4_P1	30	Má	36	Má	53	Razoável
T4_P3	29	Má	41	Razoável	60	Razoável
T4_P4	19	Péssima	32	Má	-	-
T5_P2	22	Má	40	Razoável	-	-

Após uma observação da Tabela 4.10, é notória a disparidade da qualidade da água entre as três campanhas de amostragem decorridas em diferentes períodos, em que a degradação da qualidade da água da ribeira está fortemente associada a alturas muito secas, como é o caso da estação mais seca do ano, o verão. Na situação de períodos secos já é visível uma ligeira melhoria do estado ecológico da linha de água, o que está ligado à diminuição da concentração dos parâmetros causadores de poluição. No entanto, apesar da melhoria crescente verificada de um período muito seco para um período em que foi verificado um evento de pluviosidade, essa melhoria apenas se situa numa classificação “Razoável” atribuída.

Os resultados obtidos permitem ainda afirmar que, durante o período muito seco, a degradação da qualidade da água teve início na zona de Couros, atingindo o seu máximo na secção de amostragem T4\_P4 com a classificação “Péssima” que, ao percorrer o trajeto até ao ponto de amostragem T5\_P2, vai sofrendo uma pequena melhoria. Em relação ao período seco, é possível constatar mais uma vez que a secção T4\_P4 é uma das mais poluídas, seguida da secção T4\_P1, com uma designação “Má” quanto à sua qualidade.

### 4.3.2 Resultados do IQA no cenário 1

O cenário 1 é caracterizador do fenómeno da desoxigenação, onde os parâmetros principais envolventes obtiveram um peso maior para a determinação da qualidade da água da ribeira.

Na Tabela 4.11 são expostos os resultados adquiridos da aplicação do índice geral ao longo dos trechos do curso de água, nos vários períodos meteorológicos.

Tabela 4.11 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 1

Ponto	Período muito seco		Período seco		Período pluvioso	
	IQA	Classificação	IQA	Classificação	IQA	Classificação
T1_P7	49	Razoável	60	Razoável	62	Razoável
T2_P3	52	Razoável	54	Razoável	59	Razoável
T3_P3	36	Má	43	Razoável	51	Razoável
T4_P1	29	Má	36	Má	51	Razoável
T4_P3	28	Má	40	Razoável	60	Razoável
T4_P4	18	Péssima	31	Má	-	-
T5_P2	21	Má	39	Má	-	-

Segundo este cenário de avaliação da qualidade da água, que foca em grande maioria os parâmetros associados à desoxigenação do meio, comprovou-se mais uma vez que a ribeira enfrenta significativos problemas de qualidade durante os períodos muito secos, observando-se uma grande diferença entre este período e um período em que ocorrem eventos de pluviosidade, que obteve uma classificação “Razoável” para todos os pontos de amostragem. Como era expectável, a qualidade da água deste meio aquático em relação a períodos secos é uma avaliação intermédia dos outros dois períodos analisados.

No período muito seco é possível afirmar que existe uma contínua deterioração da coluna de água desde o ponto monitorizado T3\_P3, correspondente à zona de Couros, até ao ponto T4\_P4 onde foi registada a pior qualidade da água em toda a ribeira, classificada como “Péssima”, sofrendo uma ligeira melhoria para “Má” no último ponto analisado. Segundo os resultados obtidos do período seco, os pontos T4\_P1, T4\_P4 e T5\_P2 são considerados como “Má” qualidade, sendo, portanto, os resultados mais negativos nesta campanha de amostragem.

### 4.3.3 Resultados do IQA no cenário 2

A eutrofização é o fenómeno de poluição da qualidade das águas superficiais focados por este cenário. Parâmetros envolvidos neste processo foram evidenciados no cálculo do valor final do índice de qualidade de água, exibindo os resultados mostrados na Tabela 4.12, nos vários pontos de amostragem.

Tabela 4.12 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 2

Ponto	Período muito seco		Período seco		Período chuvoso	
	IQA	Classificação	IQA	Classificação	IQA	Classificação
T1_P7	60	Razoável	73	Boa	74	Boa
T2_P3	64	Razoável	66	Boa	67	Boa
T3_P3	48	Razoável	55	Razoável	63	Razoável
T4_P1	39	Má	47	Razoável	64	Razoável
T4_P3	37	Má	51	Razoável	72	Boa
T4_P4	23	Má	39	Má	-	-
T5_P2	27	Má	47	Razoável	-	-

Comparando as três campanhas de amostragem realizadas em períodos muito seco, seco e chuvoso, constata-se que no caso do período chuvoso, este apresentou uma melhor qualidade da água, em certos pontos caracterizada como “Boa” (nos dois primeiros trechos e no ponto T4\_P3), em comparação com o período muito seco, em que a qualidade do meio aquático foi apenas classificada como “Razoável” na melhor situação.

No caso do período seco foi visível a contínua e progressiva degradação da água, inicialmente classificada como “Boa”, descendo na escala no ponto T3\_P3 e, por isso, obtendo uma designação de “Razoável”, com o seu pior cenário possível no ponto T4\_P4 registado com “Má” qualidade. Na situação de períodos muito secos a qualidade, com uma categoria de “Razoável”, desceu para a posição em que é identificada como sendo “Má”. Já durante o evento de pluviosidade, três dos cinco pontos avaliados foram reconhecidos com “Boa” qualidade.

### 4.3.4 Resultados do IQA no cenário 3

A toxicidade é mais um dos problemas enfrentados pelos cursos de água superficiais, sendo alvo de estudo neste cenário 3, que influenciam a qualidade do meio hídrico. Na Tabela 4.13 são mostrados os resultados adquiridos após a aplicação do índice geral em cada ponto em estudo, nos vários períodos.

Tabela 4.13 – Classificação da qualidade da água da ribeira, cenário 3

Ponto	Período muito seco		Período seco		Período chuvoso	
	IQA	Classificação	IQA	Classificação	IQA	Classificação
T1_P7	60	Razoável	73	Boa	74	Boa
T2_P3	65	Boa	67	Boa	67	Boa
T3_P3	49	Razoável	56	Razoável	63	Razoável
T4_P1	40	Razoável	48	Razoável	64	Razoável
T4_P3	38	Má	51	Razoável	72	Boa
T4_P4	25	Má	39	Má	-	-
T5_P2	29	Má	48	Razoável	-	-

De acordo com Tabela 4.13 apurou-se que, em ambas as campanhas de amostragem (período muito seco, seco e chuvoso), a coluna de água apresentou um nível de qualidade “Razoável” e “Boa” na maioria dos pontos monitorizados. Apenas uma secção, T4\_P4 foi classificada como “Má” durante a campanha que decorreu no período seco e, na que foi realizada num período muito seco, três foram as secções que obtiveram “Má” como categorização, sendo elas localizadas nos últimos trechos, 4 e 5.

É também perceptível a constante classificação da qualidade da água presente no ponto T2\_P3 como “Boa” nas três diferentes campanhas, bem como a degradação do curso de água com maior realce na secção T3\_P3, que de “Boa” passou para “Razoável”, e se manteve até ao início do trecho 4, havendo uma notória melhoria no ponto T4\_P3, durante a campanha efetuado num período de pluviosidade.

### 4.3.5 Classificação global da qualidade da água na Ribeira de Couros

Esta classificação dos cursos de água superficiais é uma avaliação adicional e individual de cada parâmetro de qualidade, que tem como objetivo a deteção daquele que se encontra em concentração mais elevada, em determinado ponto de amostragem, e que, por isso, terá um impacto maior na caracterização da qualidade da água. A classificação foi efetuada recorrendo à Tabela 3.18, mencionada no capítulo anterior.

A avaliação dos parâmetros de qualidade será feita com base nas concentrações registadas em cada secção monitorizada, nas várias campanhas executadas (Tabelas 4.14, 4.15 e 4.16).

- Períodos muito secos

Tabela 4.14 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período muito seco

Ponto	OD (%)	CBO <sub>5</sub> (mg/L)	pH	Azoto Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
T1_P7	77	24	6,7	2,78	12,58	0,18	0	0
T2_P3	72	30	6,9	0,93	12,75	0,58	0	0
T3_P3	77	40	7,1	4,09	15,65	0,78	0	0
T4_P1	37	65	7,0	5,03	15,35	0,85	0	0
T4_P3	36	40	7,0	6,54	12,93	0,78	0	0
T4_P4	11	40	7,1	+10	17,48	1,50	0	0
T5_P2	19	40	7,0	+10	10,75	1,48	0	0

Através da análise da Tabela 4.14 é possível identificar alguns parâmetros de qualidade como sendo os principais poluentes da coluna de água da ribeira de Couros nos vários pontos de amostragem, nomeadamente o OD, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal e o fósforo total. Apresentando estes parâmetros em ordem crescente de impacto negativo na ribeira, segundo os dados obtidos, encontram-se o OD, seguido do azoto amoniacal, o fósforo total com aproximadamente 90% das secções classificadas como “Muito Má” e, por fim, a CBO<sub>5</sub> que foi identificada como “Muito Má” em todos os pontos de monitorização.

O pH, o zinco e o crómio são parâmetros que, de acordo com os dados, não apresentam qualquer tipo de problema para a linha de água. No ponto T1\_P7 os parâmetros que influenciam negativamente a qualidade da ribeira são a CBO<sub>5</sub> e o azoto amoniacal, no caso do T2\_P3 são a CBO<sub>5</sub> e o fósforo total e no T3\_P3 já são considerados ambos os três parâmetros

(CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal e fósforo total. Nas seguintes secções de amostragem T4\_P1, T4\_P3, T4\_P4 e T5\_P2 a qualidade é gravemente afetada pela concentração de OD, CBO<sub>5</sub>, azoto amoniacal e fósforo total.

- Períodos secos

Tabela 4.15 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período seco

Ponto	OD (%)	CBO (mg/L)	pH	Azoto Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
T1_P7	91	25	6,8	0,25	15,18	0,10	0	0
T2_P3	80	30	6,8	0,65	25,40	0,55	0	0
T3_P3	74	35	7,0	3,15	22,33	0,28	0	0
T4_P1	45	45	7,1	2,53	38,43	0,20	0	0
T4_P3	35	30	7,1	2,82	10,93	0,00	0	0
T4_P4	17	25	7,3	4,67	4,10	0,50	0	0
T5_P2	39	20	7,0	6,49	28,28	0,20	0	0

Em períodos secos, as concentrações medidas de alguns parâmetros já são mais diversificadas como no caso do OD, azoto amoniacal e nitrato. No que respeita ao pH, foram observados valores muito próximos do valor neutro e, o crómio e o zinco, apresentaram valores nulos sem qualquer interferência na qualidade da ribeira.

É importante realçar que o ponto T1\_P7 é o que sofre menos impacto negativo por parte destes parâmetros de qualidade, apenas com a exceção da CBO<sub>5</sub>. Ao longo das consecutivas secções monitorizadas, o número de parâmetros que revelam influência no estado ecológico da linha de água foram aumentando, bem como as suas crescentes concentrações, tendo maior incidência no ponto de amostragem T4\_P4, em que a deterioração da sua qualidade é causada pela concentração de saturação baixa do OD, CBO<sub>5</sub>, azoto total e nitrato elevados.

- Períodos pluviosos

Tabela 4.16 – Análise individual dos parâmetros relativos a um período pluvioso

Ponto	OD (%)	CBO (mg/L)	pH	Azoto Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Zinco (mg/L)	Crómio (mg/L)
T1_P7	93	20	6,7	0,87	0,00	0,00	0	0
T2_P3	89	10	6,7	4,48	1,60	0,10	0	0
T3_P3	89	25	6,8	2,78	1,85	0,03	0	0
T4_P1	84	25	6,8	2,39	1,43	0,20	0	0
T4_P3	82	20	7,0	1,18	5,25	0,00	0	0
T4_P4	-	20	-	1,57	0,00	0,00	0	0
T5_P2	-	20	-	2,88	1,58	0,10	0	0

Segundo a Tabela 4.16 é possível afirmar que os parâmetros relativos ao OD, pH, nitrato, fósforo total, zinco e crómio, não tiveram qualquer tipo de impacto negativo no estado ecológico da ribeira, em qualquer uma das secções de monitorização, nesta campanha realizada aquando de um evento de pluviosidade.

No entanto, a CBO<sub>5</sub> é o principal fator de poluição da água, seguida do azoto amoniacal que registou valores de concentrações bastante diversificadas, principalmente nos pontos T2\_P3, T3\_P3 e T5\_P2. Esta é a campanha de amostragem que apresenta concentrações bastante mais baixas em relação às campanhas anteriores, que se deve ao facto dos eventos de pluviosidade provocarem uma maior diluição das concentrações de qualquer parâmetro presente na coluna de água e que, dessa forma, não provoca quase nenhuma ou pouca alteração na qualidade do sistema aquático.

## Capítulo 5

---

# CONCLUSÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS



## 5.1 CONCLUSÕES

No presente trabalho procedeu-se à caracterização de descargas poluentes afluentes à ribeira de Couros, em Guimarães, bem como à avaliação da qualidade da água, neste curso de água urbano, através do desenvolvimento e aplicação de um índice geral de qualidade.

A variabilidade das concentrações dos parâmetros de qualidade a nível espacial, verificada ao longo dos diversos pontos de amostragem, e temporal, observada nas várias campanhas de amostragem efetuadas, atesta a importância da implementação de um programa de monitorização contínua neste meio aquático.

As diversas campanhas de monitorização executadas permitiram comprovar que a zona do novo Mercado Municipal (trecho 4), localizada no centro urbano da cidade de Guimarães, é a mais crítica, pois apresenta as concentrações mais baixas de OD e as concentrações mais elevadas dos vários poluentes monitorizados na coluna de água.

De acordo com as análises efetuadas neste estudo, a concentração de OD apresenta uma diminuição mais acentuada no trajeto canalizado entre a zona de Couros e a zona do Novo Mercado Municipal, atingindo a concentração mais baixa neste trecho (ponto de amostragem T4\_P4), com um valor igual a 11% do seu valor de saturação e no trecho 5 (zona da Veiga de Creixomil) com um valor de 9%. Todavia, verificou-se que neste trecho ocorre uma recuperação gradual do OD face a condições favoráveis de oxigenação da coluna de água.

A CBO<sub>5</sub> foi outro dos parâmetros avaliados pelo ao seu grande impacto na qualidade da água, visto que promove a desoxigenação do meio hídrico face ao elevado consumo do oxigénio inerente à remoção da matéria orgânica. Este fenómeno foi observado com maior intensidade em locais de emissão de efluentes com origem doméstica, mais abundantes na zona mais urbanizada da cidade, ou seja, a jusante da zona de Couros até à Veiga de Creixomil (mais rural). O aumento da concentração de CBO<sub>5</sub> ao longo do percurso da ribeira, principalmente no trecho 4, vem a confirmar o efeito cumulativo das múltiplas descargas poluentes existentes, com presença de matéria orgânica biodegradável responsável pela intensificação dos fenómenos de desoxigenação

O pH foi o parâmetro monitorizado que apresentou menor variação, quer ao longo da ribeira quer nas várias campanhas efetuadas no período de monitorização, estando este muito próximo do seu valor neutro. A temperatura da água teve uma variação pouco significativa

nas diversas secções de monitorização em cada campanha, refletindo a diferença de exposição solar ao longo do dia em cada local.

A desoxigenação do meio aquático, descrita também pelo modelo matemático desenvolvido, é originada pela descarga de águas residuais (aparentemente) não tratadas no trecho 1 (secção T1\_P6, na zona do Parque da Cidade), que induz uma diminuição da concentração de OD até ao trecho 3 (zona de Couros). Essa desoxigenação agrava-se após novas descargas de águas residuais domésticas visíveis na zona de Couros (secção T3\_P2\_) e eventualmente ao longo da área canalizada da ribeira até reaparecer à superfície no trecho 4, onde se registaram as concentrações mais baixas de OD, face à ocorrência de mais descargas de águas residuais domésticas e industriais neste trecho.

O sistema de avaliação da qualidade da água desenvolvido neste trabalho permitiu confirmar que a zona mais crítica da ribeira ocorre no trecho 4 (junto ao novo Mercado Municipal), pois as piores classificações, obtidas através do índice geral de qualidade, correspondem ao local do ponto de amostragem T4\_P4 para todos os cenários de gestão definidos, sem exceção.

A aplicação de um índice geral de qualidade comprova a especificidade da avaliação da qualidade da água em meios hídricos urbanos, através da significativa variabilidade de resultados obtidos nos vários locais de monitorização, facto que inviabiliza a aplicação de metodologias mais generalistas que ignorem a quase permanente variação espacial das características hidrodinâmicas e de qualidade da água destes meios hídricos recetores de descargas resultantes duma drenagem urbana deficiente.

Em suma, os resultados obtidos neste trabalho enfatizam a importância da criação e aplicação de medidas adequadas de mitigação dos efeitos de descargas poluentes, tendo como objetivo a melhoria da qualidade da água deste meio hídrico, com maior premência nas áreas urbanizadas da cidade. Esta melhoria da qualidade só poderá ser atingida após a eliminação ou controlo das afluências indevidas ao sistema de drenagem urbana, bem como das descargas indesejadas (porque não adequadamente tratadas) de águas residuais domésticas e/ou industriais.

## 5.2 DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

A realização desta dissertação visou contribuir para um melhor conhecimento dos diversos problemas de qualidade da água ao longo da ribeira de Couros, em Guimarães. Apesar de alguns dos principais parâmetros químicos de qualidade da água terem sido analisados, acha-se pertinente a definição e execução de um programa de monitorização que integre também a componente bacteriológica. Deste modo, seria possível a criação de um índice geral de qualidade da água mais abrangente em termos de análise do risco para a saúde pública.

A integração no modelo de qualidade da água do parâmetro relativo à carência de oxigénio nos sedimentos, já iniciado neste trabalho, é outro desenvolvimento pertinente de modo a obter uma melhor caracterização do fenómeno de desoxigenação em meios hídricos urbanos, incorporando os balanços de OD na camada bentónica.

As dificuldades encontradas na calibração do modelo de evolução do OD ao longo do curso de água, por ausência de informação relativa a meios hídricos urbanos com esta especificidade das suas características, realçaram a importância de estudos mais aprofundados visando a determinação (laboratorial ou “in situ”) dos coeficientes de rearejamento reais, indispensáveis a uma definição mais rigorosa das cinéticas de oxigenação do meio aquático. Esses estudos seriam também muito importantes no apoio à decisão da eventual instalação de mecanismos (sustentáveis) promotores de agitação/turbulência em locais estrategicamente selecionados ao longo da linha de água, nomeadamente nos trechos aqui identificados como mais críticos.

A definição e aplicação de coeficientes de desoxigenação que, nos modelos matemáticos, permitam descrever melhor a situação real da ribeira, carece de um estudo mais aprofundado, pois os coeficientes utilizados têm-se baseado os observados durante os ensaios laboratoriais de determinação da CBO<sub>5</sub>. Logo, seria pertinente uma caracterização mais detalhada da variação inicial do valor do coeficiente de desoxigenação, dado que, quando a CBO total é muito baixa, esta parece extinguir-se muito antes dos 5 dias que caracterizam a determinação do parâmetro CBO<sub>5</sub>.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS



- ALMEIDA, P. (2011). Caracterização do impacte das descargas da ETAR de Póvoa de Rio de Moinhos e Cafede no Rio Ocreza. *Dissertação de Mestrado*. Portugal: Instituto Politécnico de Castelo Branco.
- ANDRADE, L. N. (2010). Autodepuração de corpos d'água. *Revista da Biologia*, 5, pp. 16-19.
- BARROS, J., BARRETO, F., & LIMA, M. (2012). *Aplicação do Índice de Qualidade das Águas (IQA-CETESB) no açude Gavião para determinação futura do Índice de Qualidade das Águas Brutas para fins de abastecimento público (IAP)*. Brasil: VII CONNEPI Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação.
- BARTRAM, J., & BALLANCE, R. (1996). *Water Quality Monitoring - A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. United Nations Environment Programme and the World Health Organization.
- BRAGA, B., HESPANHOL, I., LOTUFO, J., & CONEJO. (2002). *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall.
- BRIDGES, T. (2009). *Measurement of sediment oxygen demand (SOD) in Upper New Meadows River and Quahog Bay Estuarine Areas, Maine*. New Meadows Report 2008.
- CARTER, J., OWENS, P., WALLING, D., & LEEKS, G. (2003). Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. *Sci Total Environ*, pp. 314-316:513-534.
- CETESB. (1996). *Qualidade da Água*. Obtido de CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo: [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)
- CHAPRA, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. The McGraw-Hill Companies, Inc.
- COELHO, P. (2009). *Modelação matemática da qualidade da água em sistemas albufeira-rio*. *Dissertação de Doutoramento*. Portugal: Universidade Nova de Lisboa.
- CONAMA. (2005). Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005. (pp. 58-63). DOU Nº 053.
- CONSELHO DA EUROPA. (1968). *Carta Europeia da Água*. Estrasburgo.
- DAVIS, M. L., & CORNWELL, D. A. (1991). *Introduction to environmental engineering - 2nd ed.* McGraw Hill.
- DUARTE, A. (1997). *A monitorização da qualidade da água no controlo da poluição de sistemas fluviais*. Portugal: Universidade do Minho.
- DUARTE, A. (2005). *Influência da hidrodinâmica em sistemas estuarinos sujeitos a eutrofização*. *Dissertação de Doutoramento*. Portugal: Universidade do Minho.
- DUARTE, A., RODRIGUES, G., RAMOS, R., & BENTES, I. (2010). *Definição de índices de qualidade de serviço em sistemas de abastecimento de água*. Algarve (Portugal): 10º Congresso da Água - Marcas d'água.

- GRANJA, C., & DUARTE, A. (2010). *Índices de qualidade de serviço em sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais*. Porto (Portugal): 14º ENaSB SILUBESA - Encontro Nacional de Saneamento Básico, Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Guimarães, C. M. (2007). *Ribeira da Costa/Couros*. Obtido de Município de Guimarães: [www.guimaraes.pt](http://www.guimaraes.pt)
- HECKATHORN, H. A., & GIBS, J. (2008). *Sediment oxygen demand in the Saddle river and Salem river watersheds*. New Jersey.
- HENRY, J. G. (1989). *Environmental science and engineering / J. Glynn Henry, Gary W. Heinke*. Prentice - Hall.
- HESPANHOL, K. (2009). Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro. *Dissertação de Pós Graduação*. Brasil: Universidade Estadual do Maringá.
- INE. (2009). *Estatísticas do ambiente*. Lisboa (Portugal): Instituto Nacional de Estatística, I. P.
- INSTRUMENTS, H. (1997). Obtido de HANNA Instruments: [www.hannacom.pt](http://www.hannacom.pt)
- JI, Z. G. (2008). *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes and estuaries*. Wiley - Interscience.
- LEE, G., & JONES-LEE, A. (2007). *Role of aquatic plant nutrients in causing sediment oxygen demand. Part II - Sediment oxygen demand*. G. Fred Lee & Associates, El Macero, CA.
- LIMA, J. (2010). Modelação matemática da qualidade da água do Rio Minho Internacional. *Dissertação de Mestrado*. Portugal: Universidade do Porto.
- LING, T.-Y., NG, C.-S., LEE, N., & BUDA, D. (2009). Oxygen demand of the sediment from the Semariang Batu River, Malaysia. *World Applied Sciences Journal*, pp. 440-447.
- LIU, W.-C., & CHEN, W.-B. (14 de September de 2011). Monitoring sediment oxygen demand for assessment of dissolved oxygen distribution in river. *Environ Monit Assess*.
- LNEG. (2010). *Ciência para Todos*. Obtido de LNEG Investigação para a Sustentabilidade: [www.lneg.pt](http://www.lneg.pt)
- MACPHERSON, T. (2003). Sediment oxygen demand and biochemical oxygen demand: patterns of oxygen depletion in tidal creek sites. *Master Thesis*. US: University of North Carolina.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. (1 de Agosto de 1998). Decreto-Lei nº 236/98. *Diário da República*, 136, pp. 3676-3722.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. (27 de Agosto de 2007). Decreto-Lei nº 306/07. *Diário da República*, 164, pp. 5747-5765.
- MONTEIRO, A. (1997). *Modelação do oxigénio dissolvido em rios*. Instituto Superior Técnico.
- NELSON, E., & BOOTH, D. (2002). Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. *J Hydrol*, 264, pp. 51-68.

- NOGUEIRA, R. (2012). Modelação da evolução do oxigénio dissolvido em sistemas fluviais urbanos. Aplicação ao caso da ribeira de Couros. *Dissertação de Mestrado*. Universidade do Minho.
- NOGUEIRA, R., DUARTE, A., & RAMÍLIO, P. (2012). *Avaliação do impacto de descargas em sistemas fluviais urbanos. O caso da Ribeira de Couros*. Évora: 15º Encontro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- NOLAN, P., & JOHNSON, A. (1979). *A method for measuring sediment oxygen demand using a bench model benthic respirometer*. Boston: US EPA Region I Library JFK Federal Blog.
- PERRY, J. A. (1945). *Water quality: management of a natural resource / James Perry, Elizabeth Vanderklein*. Blackwell Science.
- POLETO, C. (2007). Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano. *Tese de Pós Graduação*. Brasil: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SNIRH. (1995). *Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos*. Obtido de SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos: <http://snirh.pt>
- SPERLING, M. (2005). *Determinação do coeficiente de reaeração de cursos d'água utilizando fórmulas empíricas*. Brasil: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- TAYLOR, K. J., & OWENS, P. N. (2009). Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. *J Soils Sediments*, 9, pp. 281-303.
- TOLEDO, L., & NICOLELLA, G. (2002). Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agricola*, 59, 181-186.
- VIEIRA, J. (2003). Gestão da água em Portugal. Os desafios do plano nacional da água. *Engenharia Civil UM*, 16, pp. 5-12.
- VIEIRA, J. M., RAMÍLIO, P. J., DUARTE, A., & PINHO, J. (2008). Reabilitação de meios hídricos em ambiente urbano. O caso da Ribeira de Costa/Couros, em Guimarães. *Engenharia Civil UM*, 33, pp. 187-196.
- VIEIRA, J., FONSECA, A., VILAR, V., BOAVENTURA, R., & BOTELHO, C. (2012). Water quality in Lis river, Portugal. *Environ Monit Assess*, 184, pp. 7125-7140.
- VIEIRA, J., PIRES, J., MARTINS, F., VILAR, V., BOAVENTURA, R., & BOTELHO, C. (2012). Surface water quality assessment of Lis river using multivariate statistical methods. *Water Air Soil Pollut*, 223, pp. 5549-5561.
- YIN, C., & LI, L. (2008). An investigation on suspended solids sources in urban stormwater runoff using <sup>7</sup>Be and <sup>210</sup>Pb as tracers. *Water Sci Technol*, 57, pp. 1945-1950.
- ZEVIT, P., PAGE, N., & GOBLE, H. (2008). Characterization of potential pollution sources in the Little Campbell riverwatershed. *Ministry of Environment, Lower Mainland region*.