

# **CARACTERIZAÇÃO DO IMPACTE DAS DESCARGAS DA ETAR DE PROENÇA-A-NOVA NA RIBEIRA DA PRACANA**

**Nuno Pimenta Oliveira**

Dissertação apresentada ao Instituto Politécnico de Castelo Branco para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Infra-Estruturas de Construção Civil, realizada sob a orientação científica da Doutora Maria Teresa Durães Albuquerque, Professor Adjunto da Unidade Técnico-Científica de Engenharia Civil e co-orientação científica da Mestre Ana Maria dos Santos Ferreira, Professor Adjunto da Unidade Técnico-Científica de Engenharia Civil, da Escola Superior de Tecnologia do Instituto Politécnico de Castelo Branco

*“Deixa o mundo um pouco melhor do que o encontraste.”*

*Robert Baden-Powell (1857-1941)*

*“Se podes olhar, vê. Se podes ver, repara.”*

*José Saramago (1922-2010)*

Aos meus pais e irmã!

## Agradecimentos

A realização do presente trabalho não teria sido possível sem o apoio de diversas pessoas e entidades às quais gostaria de agradecer.

À minha orientadora, Professora Doutora Maria Teresa Durães Albuquerque, uma palavra enorme de gratidão por todo o seu apoio, dedicação, incentivo, disponibilidade, ensinamentos e orientação. Agradeço igualmente a oportunidade de participação em diversos projectos associados ao presente estudo.

À minha Co-Orientadora Professora Ana Maria dos Santos Ferreira, por todas as sugestões e ajuda prestadas sempre que necessário.

À Professora Doutora Isabel Margarida Horta Antunes, gostaria também de agradecer todo o apoio na realização do trabalho, assim como o incentivo ao longo do mesmo.

À minha família que sempre me apoiou e incentivou, mas principalmente pela sua compreensão, quando sentiram a minha ausência em largos períodos de suas vidas.

Ao Pedro e Norberto, amigos e colegas do curso de Mestrado, pelo companheirismo, disponibilidade, amizade e incentivo sábado após sábado, principalmente na procura de soluções para ultrapassar todos os contratemplos na aplicação do modelo de simulação da qualidade da água QUAL2Kw.

À empresa Aguas do Centro pela possibilidade de realização deste trabalho, o qual sem a sua colaboração não seria possível.

À Câmara Municipal de Proença-a-Nova, na pessoa do Vice-Presidente Eng.º João Manuel Ventura Grilo de Melo Lobo, por toda a disponibilidade prestada na obtenção de dados sempre que solicitados.

Ao Eng.º Nelson do laboratório LRTM por todo o seu profissionalismo ao longo das campanhas de recolha de amostras realizadas, mas sobretudo pela sua contagiante boa disposição.

Ao Professor Greg Pelletier, pela sua pronta ajuda, na resolução e verificação da calibração do modelo QUAL2Kw.

Aos amigos do curso de Mestrado, Cristina, Maria, Miguel e Sónia, pela amizade, companheirismo e disponibilidade demonstrados ao longo do curso.

Aos meus amigos e companheiros de longa data, por todo o apoio e amizade que sempre fizeram questão de demonstrar.

## Resumo

A Ribeira da Pracana é um importante afluente do Rio Ocreza. O Rio Ocreza, localizado no centro de Portugal tem origem numa importante serra chamada Serra da Gardunha. Inicia-se a 1160 metros de altitude e estende-se por 80 km até desaguar no Rio Tejo. Contempla várias ribeiras e afluentes ao longo dos quais existem várias aldeias rurais. As águas da Ribeira da Pracana têm um papel importante por ser abundantemente utilizada na agricultura, a principal actividade económica dessas comunidades, e para o consumo humano. É de crucial importância caracterizar, monitorizar e controlar o impacte das descargas das Estações de Tratamento de Águas Residuais, na qualidade da água. Este estudo centra-se na Estação de Tratamento de Águas Residuais de Proença-a-Nova, que descarrega directamente na Ribeira da Freixada, um afluente da Ribeira da Pracana.

Foram recolhidas doze amostras de água, georreferenciadas, entre o ponto de descarga de efluentes residuais e a confluência com a Ribeira da Pracana. A jusante, foram identificadas entradas secundárias e recolhidas amostras de água em distâncias aproximadamente iguais. Foram realizadas campanhas de amostragem durante três épocas distintas ao longo do ano hidrológico de 2009/2010: inverno chuvoso (Janeiro), condições temperadas (Março) e estação seca (Junho).

Os parâmetros químicos analisados foram: a carência bioquímica de oxigénio ( $CBO_5$ ), a carência química de oxigénio (CQO), a concentração de oxigénio dissolvido (OD), o resíduo seco, o Fósforo Total ( $P_{total}$ ), o Azoto Total ( $N_{total}$ ), o pH, a temperatura e parâmetros microbiológicos. A concentração de oxigénio dissolvido (OD), a carência bioquímica de oxigénio ( $CBO_5$ ) e os parâmetros microbiológicos foram usados como indicadores da presença de matéria orgânica no corpo de água, e como parâmetros para avaliar a poluição ambiental.

Foi realizada uma simulação para a qualidade da água na Ribeira da Pracana pela aplicação de um modelo hidrodinâmico de dispersão de água. Este modelo de qualidade da água foi construído recorrendo ao software QUAL2Kw.

**Palavras chave:** Ribeira da Freixada; Ribeira da Pracana; Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR); Qualidade da água; QUAL2Kw.

## Abstract

The Pracana River is an important tributary of the Ocreza River. The Ocreza River is located in Central Portugal and has its source in an important Alpine chain called Gardunha. It starts at 1160 m altitude and stretches for 80 km until draining into the Tagus River. It has several creeks and tributaries along which there are several rural villages. The Pracana's waters have an important role by being abundantly used in agriculture, the main economic activity of these communities, and for human consumption. Characterization, monitoring and control of the impact due to several Wastewater Treatment Plant discharges on water quality is of crucial importance. This study focuses on the Proença-a-Nova Wastewater Treatment Plant, which discharges directly into the Freixada River, a Pracana's tributary.

Twelve georeferenced water samples were collected between the sewage effluent discharge and the Pracana river confluence. Secondary inflows were identified and water samples collected downstream at approximately equal distances. Sampling campaigns were conducted during three different hydrological periods in 2009/2010: rainy winter (January), intermediate conditions (March) and dry season (June).

The following chemical parameters were analyzed: biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen concentration (DO), dry residue, total phosphorus (P<sub>total</sub>), total nitrogen (N<sub>total</sub>), pH, temperature and microbiological parameters. The dissolved oxygen concentration (DO), biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) and the microbiological parameters were used as indicators for the presence of organic matter in the body of water, and as parameters for evaluating the environmental pollution.

The simulation for the water quality in the Pracana river was performed by a coupled hydrodynamic and water dispersion model. The water quality model was constructed applying to QUAL2kw software.

**Keywords:** Freixada River; Pracana River; Wastewater Treatment Plant; Water Quality; QUAL2kw.

## Índice geral

1.	INTRODUÇÃO .....	1
2.	OBJECTIVOS.....	3
3.	CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	4
3.1.	Localização.....	5
3.2.	Morfologia do Terreno .....	6
3.3.	Hidrografia.....	7
3.4.	Clima .....	9
3.5.	Ocupação do Solo.....	10
3.6.	Geologia .....	10
4.	QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	11
4.1.	Avaliação da Qualidade da Água.....	12
4.1.1.	Parâmetros Físico-Químicos .....	13
4.1.1.1.	Temperatura da Água .....	13
4.1.1.2.	Sólidos Suspensos Totais .....	13
4.1.1.3.	Condutividade Eléctrica.....	13
4.1.1.4.	pH.....	14
4.1.1.5.	Oxigénio Dissolvido .....	14
4.1.1.6.	Carência de Oxigénio.....	14
4.1.1.7.	Potencial de Oxidação-Redução.....	14
4.1.1.8.	Fósforo .....	15
4.1.1.9.	Azoto Total.....	15
4.1.1.10.	Sólidos Totais Dissolvidos.....	15
4.1.1.11.	Salinidade .....	15
4.1.2.	Parâmetros Biológicos e Bacteriológicos .....	16
4.1.2.1.	Coliformes Fecais.....	16
4.2.	Autodepuração .....	16
4.3.	Monitorização da Qualidade da Água .....	18
4.3.1.	Amostragem.....	19
4.3.2.	Recolha das Amostras .....	27
4.3.3.	Dados Obtidos .....	28
4.3.4.	Temperatura do Ar .....	30
4.3.5.	Caudais .....	31
4.3.6.	Valores Limite de Emissão na Descarga de Águas Residuais.....	33
5.	MODELAÇÃO MATEMÁTICA .....	35
5.1.	Descrição do Modelo .....	36
5.1.1.	Segmentação .....	36
5.1.2.	Balço de Massa.....	37
5.1.3.	Características Hidráulicas .....	38
5.1.4.	Tempo de Passagem .....	40
5.1.5.	Dispersão Longitudinal.....	41
5.1.6.	Constituintes do Modelo.....	41

5.1.7.	Reacções Fundamentais.....	45
5.1.8.	Relações Estequiométricas.....	45
5.1.9.	Efeito da Temperatura.....	47
5.2.	Modelação do Sistema em Estudo.....	47
5.2.1.	Parâmetros do Modelo.....	48
5.3.	Calibração do Modelo.....	50
5.4.	Resultados.....	53
5.4.1.	Caudal.....	53
5.4.2.	Temperatura da Água.....	54
5.4.3.	Condutividade Eléctrica.....	56
5.4.4.	Sólidos Suspensos Totais.....	57
5.4.5.	Oxigénio Dissolvido.....	59
5.4.6.	Carência Bioquímica de Oxigénio.....	60
5.4.7.	Fósforo.....	64
5.4.8.	pH.....	66
5.4.9.	Coliformes Fecais.....	68
5.5.	Limitações na Calibração.....	69
6.	CONCLUSÕES.....	70
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
8.	BIBLIOGRAFIA.....	73



## Índice de figuras

Figura 3.1 - Ciclo Hidrológico	4
Figura 3.2 - Localização da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada	5
Figura 3.3 - Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada	6
Figura 3.4 - Carta Hipsométrica da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada	6
Figura 3.5 - Modelo Digital do Relevo da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada	7
Figura 3.6 - Rede Hidrográfica da Bacia da Ribeira da Freixada e principais Sub-Bacias	8
Figura 3.7 - Perfil Longitudinal da Ribeira da Freixada	8
Figura 3.8 - Precipitação média anual na Bacia da Ribeira da Freixada	9
Figura 3.9 - Ocupação do Solo na Bacia da Ribeira da Freixada	10
Figura 4.1 - Distribuição da água no planeta	11
Figura 4.2 - Vista geral da ETAR de Proença-a-Nova	12
Figura 4.3 - Diagrama de funcionamento da ETAR de Proença-a-Nova	13
Figura 4.4 - Processo de autodepuração	17
Figura 4.5 - Consequências do lançamento de efluentes numa linha de água	18
Figura 4.6 - Localização dos pontos de recolha na Bacia da Ribeira da Freixada	20
Figura 4.7 - Localização do ponto PR1	21
Figura 4.8 - Localização do ponto PR2	21
Figura 4.9 - Localização do ponto PR3	22
Figura 4.10 - Localização do ponto PR4	22
Figura 4.11 - Localização do ponto PR5	23
Figura 4.12 - Localização do ponto PR5A	23
Figura 4.13 - Localização do ponto PR6	24
Figura 4.14 - Localização do ponto PR7	24
Figura 4.15 - Localização do ponto PR8	25
Figura 4.16 - Localização do ponto PR9	25
Figura 4.17 - Localização do ponto PR10	26
Figura 4.18 - Localização do ponto PR11	26
Figura 5.1 - Esquema de segmentação do rio com respectivas entradas e saídas	37
Figura 5.2 - Balanço de massa no ponto de mistura	37
Figura 5.3 - Canal de secção transversal trapezoidal	38
Figura 5.4 - Balanço de massa no trecho i	43
Figura 5.5 - Modelos cinéticos e processos de transferência de massa	44
Figura 5.6 - Características gerais da modelação para a 1ª campanha (interface QUAL2Kw)	48
Figura 5.7 - Resultado da calibração do caudal - Janeiro de 2010	53
Figura 5.8 - Resultado da calibração do caudal - Abril de 2010	54
Figura 5.9 - Resultado da calibração do caudal - Junho de 2010	54
Figura 5.10 - Resultado da calibração da temperatura da água - Janeiro de 2010	55
Figura 5.11 - Resultado da calibração da temperatura da água - Abril de 2010	55

Figura 5.12 - Resultado da calibração da temperatura da água - Junho de 2010	56
Figura 5.13 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Janeiro de 2010	56
Figura 5.14 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Abril de 2010	57
Figura 5.15 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Junho de 2010	57
Figura 5.16 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Janeiro de 2010	58
Figura 5.17 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Abril de 2010	58
Figura 5.18 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Junho de 2010	58
Figura 5.19 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Janeiro de 2010	59
Figura 5.20 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Abril de 2010	59
Figura 5.21 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Junho de 2010	60
Figura 5.22 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio - Janeiro de 2010	60
Figura 5.23 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio - Abril de 2010	61
Figura 5.24 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio - Junho de 2010	61
Figura 5.25 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Janeiro de 2010	62
Figura 5.26 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Abril de 2010)	62
Figura 5.27 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Junho de 2010	62
Figura 5.28 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida - Janeiro de 2010	63
Figura 5.29 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida - Abril de 2010	63
Figura 5.30 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida - Junho de 2010	64
Figura 5.31 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Janeiro de 2010	64
Figura 5.32 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Abril de 2010	65
Figura 5.33 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Junho de 2010	65
Figura 5.34 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Janeiro de 2010	65
Figura 5.35 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Abril de 2010	66
Figura 5.36 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Junho de 2010	66
Figura 5.37 - Resultado da calibração do pH - Janeiro de 2010	67
Figura 5.38 - Resultado da calibração do pH - Abril de 2010	67
Figura 5.39 - Resultado da calibração do pH - Junho de 2010	67
Figura 5.40 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Janeiro de 2010	68
Figura 5.41 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Abril de 2010	68
Figura 5.42 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Junho de 2010	69

## Índice de tabelas

Tabela 4.1 - Localização dos pontos de colheita, datas e horas das recolhas	27
Tabela 4.2 - Parâmetros de qualidade da água medidos no local	27
Tabela 4.3 - Parâmetros de qualidade da água determinados no laboratório	28
Tabela 4.4 - Parâmetros de qualidade da água utilizados no estudo	28
Tabela 4.5 - Parâmetros de qualidade da água não utilizados no estudo	29
Tabela 4.6 - Dados médios mensais da temperatura do ar nos meses da realização das campanhas de amostragem	31
Tabela 4.7 - Dados das sub-bacias	31
Tabela 4.8 - Dados médios mensais das Precipitações nos meses da realização das campanhas de amostragem	32
Tabela 4.9 - Valores do parâmetro $\lambda$ da fórmula de Giandotti	32
Tabela 4.10 - Valores dos caudais estimados	32
Tabela 4.11 - Objectivos ambientais de qualidade mínima para águas superficiais	33
Tabela 4.12 - Valores limite (VLE) na descarga de águas residuais	33
Tabela 5.1 - Coeficiente de rugosidade ou factor de Manning para várias superfícies de canais abertos	40
Tabela 5.2 - Variáveis do estado do modelo	42
Tabela 5.3 - Larguras médias da Ribeira da Freixada nas 3 campanhas	47
Tabela 5.4 - Parâmetros de calibração do modelo QUAL2Kw para a modelação da Ribeira da Freixada	48
Tabela 5.5 - Coeficientes do PIKAIA	51



# 1. INTRODUÇÃO

A crise ambiental manifesta-se pela degradação e escassez crescente dos recursos naturais com sério comprometimento na qualidade e quantidade dos mesmos (Aquino D., 2007).

Entre todos os recursos naturais, a água é o constituinte mais característico da terra. Ingrediente essencial da vida, é provavelmente o recurso mais precioso que a terra fornece à humanidade. A sua disponibilidade é necessária a todo o tipo de vida no planeta bem como para a maioria dos meios de produção. No entanto, é um recurso frágil, finito e vulnerável, sendo cada vez mais evidente a sua importância enquanto componente do ecossistema global (adaptado Aquino D., 2007).

As águas superficiais (lagos e rios) que são as mais fáceis de ser exploradas, representam apenas 0,36% de toda a água doce existente no planeta (ONU), situação agravada pela sua grande mobilidade, sendo muito difícil o estabelecimento de suas reservas uma vez que a permanência da mesma nos diferentes compartimentos variam entre alguns dias a meses em média. Provocando assim um efeito de sazonalidade que dificulta o armazenamento desta, tanto em termos quantitativos como em termos qualitativos.

À medida que se tem verificado o aumento demográfico e tecnológico o homem tem-se apropriado da natureza na ocupação dos espaços e exploração dos recursos naturais. A forma como o tem feito, através de métodos de produção com a finalidade de otimizar a produção de bens destinados a atender as necessidades desse aumento, têm-se mostrado perversos para com o meio ambiente, considerando-o tanto uma fonte inesgotável de recursos, como também o depósito ideal para os efluentes dessa produção e da utilização desses bens pela sociedade (adaptado Couto M., 2005).

Tanto o comportamento do ciclo hidrológico como o uso da água pelo ser humano para qualquer finalidade resulta na redução da sua quantidade e na deterioração da sua qualidade, limitando o seu potencial uso (adaptado Meybeck et al., 1996). Resultante dessa actividade, seja esta de natureza doméstica, industrial ou agro-pecuária, surgem efluentes que, pelas suas características, não podem ser despejados para o meio receptor, sem prévio tratamento. As descargas de águas residuais não tratadas originam impactes quer a nível do ambiente, quer a nível da saúde pública. Assim, para minimizar essas consequências recorre-se às Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), as quais são constituídas por um conjunto de processos físicos e biológicos, que têm como finalidade o tratamento desses efluentes. No entanto, mesmo tratados, as descargas efectuadas podem tornar o curso de água impróprio, colocando em risco a vida dos que sustenta. Tal contaminação das águas por descargas de efluentes domésticos não é justificável, não só por questões de ética ambiental e quadro legal, mas também pela diversidade de tecnologias disponíveis para o tratamento de águas residuais. Deste modo, deverá ser tida em consideração uma correcta gestão dos recursos hídricos.

Nesse sentido, é essencial que sejam feitas análises aos efluentes, de forma a garantir que a qualidade da água seja avaliada de modo a não se colocar em risco, no caso de imprópria, o seu uso pela população.

Com o aumento do consumo de água motivado pela crescente industrialização, crescimento populacional e aumento do nível de vida das populações, bem como o acréscimo dos volumes de efluentes lançados nos cursos de água, agravadas pela ocorrência de secas, esgotar-se-ão os recursos hídricos com boa qualidade de água, o que poderá vir a gerar conflitos entre os homens. No sentido de evitar estes cenários, é necessário regrar o uso desta, estabelecendo objectivos e metas, no sentido de se atingir o “bom estado” da água. Este estado, não exige que se atinja um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do “estado natural”, isto é, águas que não foram significativamente influenciadas por actividades humanas (adaptado Sardinha, D. S. et al., 2008).

A Directiva Quadro da Água (2000/60/CE) estabeleceu como meta atingir esse objectivo em todas as águas europeias até ao ano de 2015, nomeadamente nas águas superficiais (EU, 2000).

## 2. OBJECTIVOS

Com a finalidade de elaborar uma base de apoio à Empresa Águas do Centro para decisões futuras, este trabalho teve como objectivos:

- Caracterizar o impacto das descargas da ETAR de Proença-a-Nova na Ribeira da Pracana, através de um dos seus afluentes, a Ribeira da Freixada;
- Definir uma malha para recolha de amostras realizadas em três épocas diferentes do ano hidrológico 2009/2010;
- Analisar para cada amostra os vários parâmetros físico-químicos e bacteriológicos;
- Caracterizar a bacia hidrográfica da Ribeira da Freixada;
- Avaliar a qualidade da água, a sua vulnerabilidade e sua capacidade de autodepuração, através de modelação matemática simulando em três cenários diferentes de qualidade da água correspondentes a cada campanha de recolha no programa QUAL2Kw;
- Desenvolver uma metodologia para a construção de um Sistema de Indicadores de Qualidade de Águas Superficiais comparando as variáveis da qualidade da água com os padrões estabelecidos no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto e à determinação da qualidade desta.

### 3. CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

A hidrologia é a ciência que estuda a água na terra, a sua ocorrência, a sua circulação e distribuição, as suas propriedades físicas e químicas e a sua reacção com o meio ambiente, incluindo a sua relação com as formas vivas (Chow, 1959).

Segundo Tucci et al. (1993), a Hidrologia Aplicada está focada nos diferentes problemas que envolvem a utilização dos recursos hídricos, preservação do meio ambiente e ocupação da bacia.

A água pode ser captada no ciclo hidrológico (Figura 3.1), constituindo-se assim um recurso natural renovável, susceptível de ser posto à disposição do homem. Os recursos hídricos potenciais correspondem à quantidade máxima de água que é possível captar no ciclo hidrológico. Estes recursos, numa dada bacia hidrográfica em que não haja saída de água por via subterrânea, são traduzidos pelo escoamento anual médio na respectiva secção terminal.

A disponibilidade hídrica é um factor de grande importância quando falamos em qualidade da água, tendo em conta que quando ocorre precipitação, esta pode levar à diluição dos materiais presentes nos solos das bacias ocupadas por solos contaminados e ao mesmo tempo oferecer um maior volume para a diluição de fontes pontuais.

Assim, o conhecimento do comportamento hidrológico de um curso de água de uma bacia hidrográfica, é obrigatório quando se realizam estudos de dispersão de poluentes, sejam as fontes difusas ou pontuais.



Figura 3.1 - Ciclo Hidrológico (site da USGS)

A caracterização da bacia hidrográfica em estudo foi realizada com recurso ao software ArcGIS, nomeadamente a ferramenta ArcMap, da ESRI, com apoio na informação consultada na base de dados a Agência Portuguesa do Ambiente.



### 3.1. Localização

Localizada na Região centro do País, mais concretamente no Distrito de Castelo Branco, Concelho de Proença-a-Nova (Figura 3.2), a Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada (Figura 3.3) encontra-se integrada na Bacia Hidrográfica do Rio Tejo, estendendo-se por uma área aproximada de 63,41 km<sup>2</sup>.

A Ribeira da Freixada nasce a Norte da Bacia, na Serra de Alvélos, também conhecida como Serra do Cabeço da Rainha na Freguesia de Proença-a-Nova, percorrendo numa primeira fase cerca de 16,67 km em direcção a NW-SE flectindo depois no sentido N-S numa extensão aproximada de 12,04 km até desaguar na Ribeira da Pracana já na Freguesia de São Pedro do Esteval, perfazendo uma extensão total de 28,71 km. As suas coordenadas cartográficas são: 39° 40' 00" N de latitude e longitude 7° 52' 00" W.

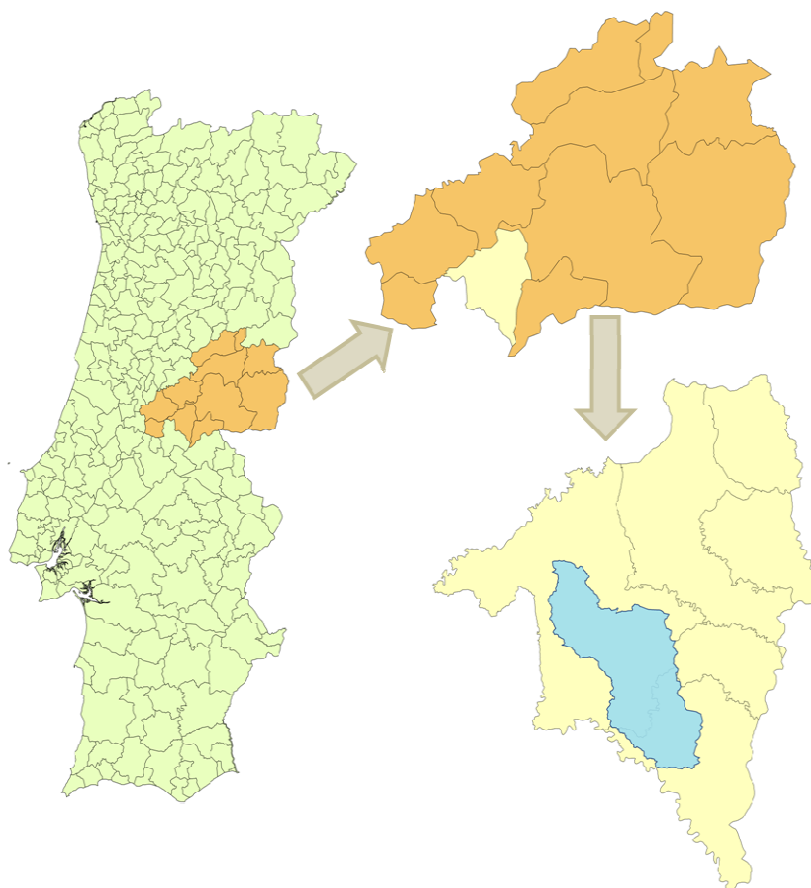


Figura 3.2 - Localização da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada

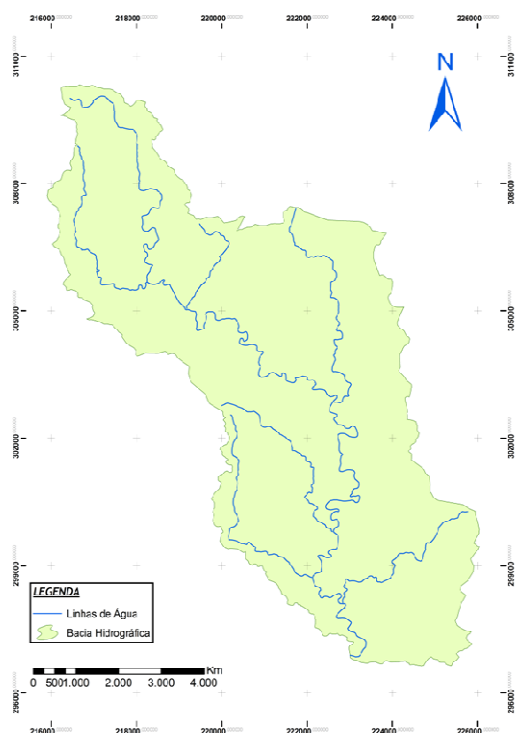


Figura 3.3 - Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada

### 3.2. Morfologia do Terreno

A área da Bacia da Ribeira da Freixada apresenta uma forma alongada, com altitudes compreendidas sensivelmente entre cerca de 570 m e 160 m de altitude (Figura 3.4), resultando numa altitude média de 229 m.

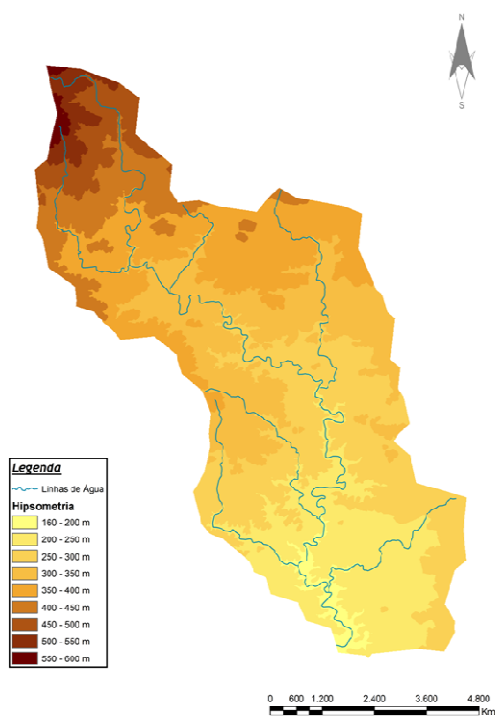


Figura 3.4 - Carta Hipsométrica da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada

Cerca de 84.11% da Bacia localiza-se abaixo dos 400m de altitude, no entanto a forma de relevo da mesma apresenta-se bastante homogénea (Figura 3.5), podendo ser dividida em 2 padrões. Uma zona com cerca de 53% onde predominam as superfícies planas e suavemente onduladas, com declives abaixo dos 8% e a restante zona da Bacia apresenta superfícies inclinadas, na sua maioria em relevo ondulado com declives até aos 15%, apresentando esta também uma percentagem considerável de área fortemente ondulada na qual o declive chega a atingir os 45%.

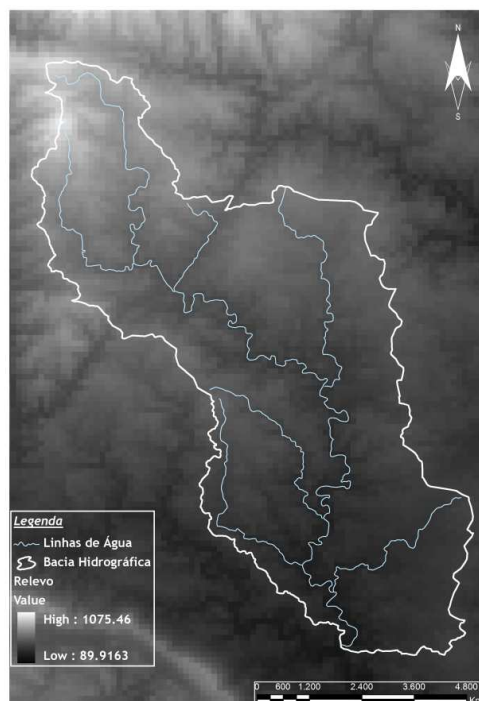


Figura 3.5 - Modelo Digital do Relevo da Bacia Hidrográfica da Ribeira da Freixada

### 3.3. Hidrografia

Os recursos hídricos no Concelho de Proença-a-Nova são essencialmente de origem superficial. Localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Tejo, como referido anteriormente, apresentam uma rede hidrográfica densa, drenada por várias sub-bacias.

A rede hidrográfica da Bacia da Ribeira da Freixada pode ser classificada como dendrítica, uma vez que é bastante ramificada, havendo um curso de água principal, a Ribeira da Freixada, na base das vertentes, ao qual vão afluindo linhas de água de menor dimensão (Figura 3.6), perpendiculares àquele, mas geralmente, com maior declive. Esta rede encontra-se relacionada com o tipo de rocha que caracteriza esta área, na medida em que ao tratar-se de uma rocha impermeável e mais resistente à erosão por via dos diversos agentes morfogenéticos, como a água, os leitos dos cursos de água principais são talhados em falhas ou fracturas. Sendo o trabalho da água em geral e do escoamento superficial em particular, o grande responsável pelas redes dendríticas.

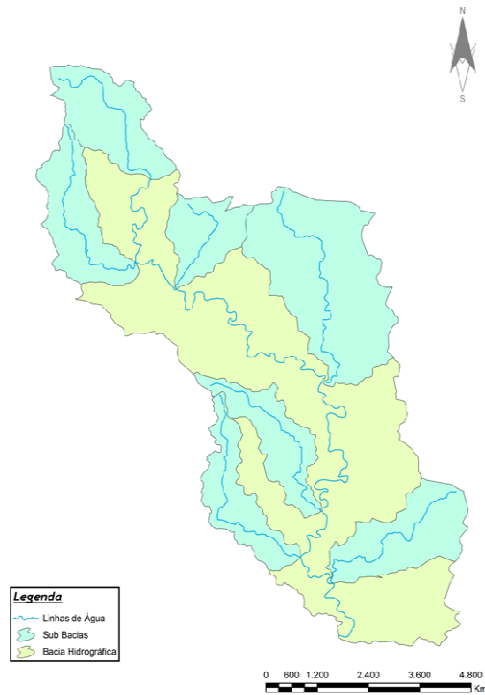


Figura 3.6 - Rede Hidrográfica da Bacia da Ribeira da Freixada e principais Sub-Bacias

O escoamento da Ribeira da Freixada e seus afluentes apresentam um regime irregular podendo a Ribeira ser considerada do tipo intermitente. O seu comportamento é do tipo torrencial devido à grande variabilidade dos seus caudais ao longo do ano hidrológico, verificando-se caudais muito baixos durante a época de Verão e elevados nas estações do ano com maiores níveis de precipitação.

Entre a nascente e a foz, o aspecto da Ribeira da Freixada varia (Figura 3.7), consequência de um conjunto de factores reflectidos na sua capacidade erosiva. A montante, a Ribeira corre por regiões mais elevadas, com o declive acentuado, onde a força da água é significativa, desgastando o fundo do leito devido à maior velocidade de escoamento. Fazendo com que o vale se estreite e aprofunde. Ao longo da secção intermédia, o declive é mais suave, havendo menor desgaste devido ao abrandamento da velocidade das águas. Aumentando no entanto o volume de água originando um maior desgaste das margens da Ribeira. A jusante, a Ribeira corre já por áreas mais planas com declive e velocidades da água bastante reduzidos. Verificando-se vales bastante largos e baixos, em que o traçado do rio descreve várias curvas.

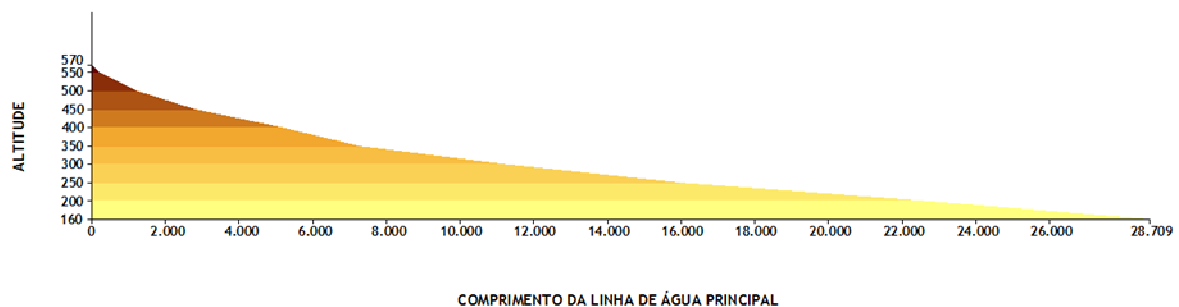


Figura 3.7 - Perfil Longitudinal da Ribeira da Freixada

### 3.4. Clima

Os factores climáticos influenciam directamente os processos de escoamento de uma bacia. Os que representam maior importância são a intensidade e duração da precipitação e a evapotranspiração.

A Bacia da Ribeira da Freixada encontra-se numa região que em termos climáticos gerais, caracteriza-se por um clima mediterrânico, com influências continentais, com temperaturas médias a rondar entre os 12.5 °C e os 16 °C. No entanto os verões são bastante quentes e secos, com temperaturas a ultrapassar a casa dos 30 °C e os invernos além de chuvosos, são muito frios, registando-se uma elevada amplitude térmica anual. Devido à variação altimétrica na Bacia, esta apresenta diferenças à medida que caminhamos para as zonas mais altas. A precipitação nas zonas mais altas alcança valores na ordem dos 1400 mm médios anuais e nas zonas mais baixas diminui para cerca de 700 mm de média anual (Figura 3.8). A distribuição sazonal da precipitação centra-se na sua maioria nos meses mais chuvosos durante a época de inverno.

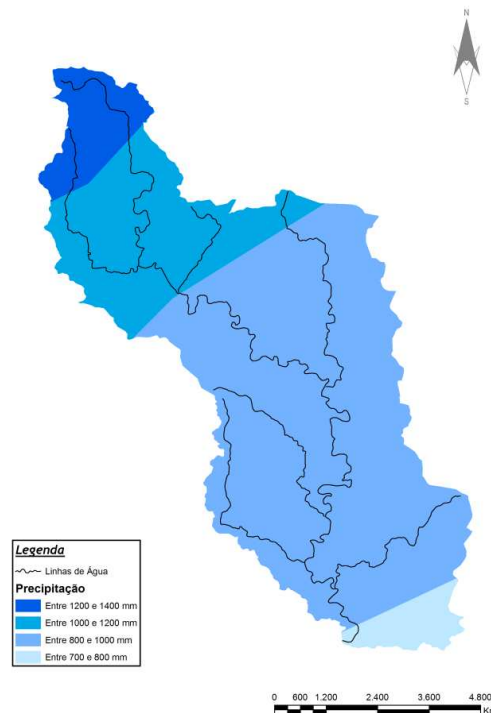


Figura 3.8 - Precipitação média anual na Bacia da Ribeira da Freixada

Ao invés da precipitação, a evapotranspiração ocorre com maior frequência durante os meses mais quentes. Esta ronda em média anualmente entre os 500 e os 600 mm. Este fenómeno, juntamente com a escassa precipitação durante o verão, ajuda a explicar os reduzidos caudais verificados durante essa época do ano.

### 3.5. Ocupação do Solo

O uso do solo na Bacia da Ribeira da Freixada (Figura 3.9) é predominantemente rural, prevalecendo o uso florestal, no entanto ainda com uma área agrícola considerável, mas em abandono progressivo.

A ocupação florestal, na qual predomina o pinheiro-bravo e o eucalipto, desenvolve-se por uma extensa área da bacia.

A exploração avícola abrange as classes de espaços florestais, espaços agro-florestais e espaços agrícolas/florestais.

Verificou-se que existem pequenos aglomerados urbanos, que no entanto se encontram muito dispersos.

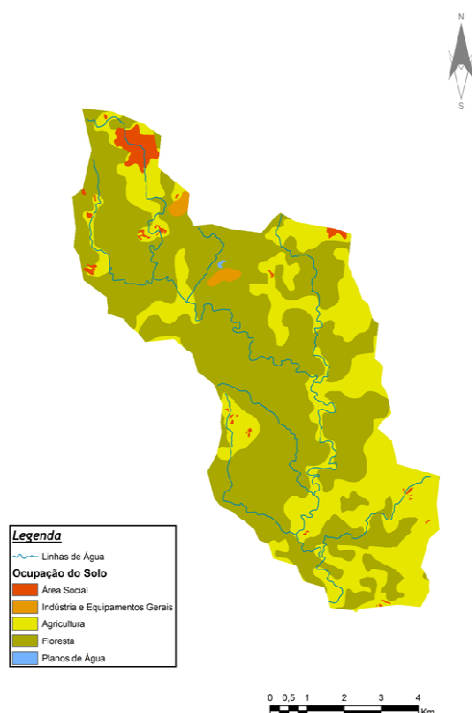


Figura 3.9 - Ocupação do Solo na Bacia da Ribeira da Freixada

### 3.6. Geologia

A Bacia da Ribeira da Freixada, insere-se no Maciço Antigo, na zona Sul da Beira Baixa, em terrenos peneplanálticos.

A área da Bacia é caracterizada pela existência de rochas xitentas do Complexo Xisto-grauváquico ante-ordovícico, e pequenos retalhos de aluvião nas linhas de água, em que o entalhamento dos cursos de água deu origem a uma rede de drenagem organizada, controlada estruturalmente pela rede de fracturas e pela xitossidade.

As formações geológicas correspondem a afloramentos muito fracturados e com comportamentos distintos face à erosão tendo dado origem a distintas paisagens (Quero Vento, 2011).

## 4. QUALIDADE DAS ÁGUAS

Embora três quartas partes da superfície da Terra sejam compostas por água, a maior parte não está disponível para consumo humano, uma vez que a sua distribuição não é uniforme (Figura 4.1). Da totalidade de água existente, 97,5% é água salgada, encontrando-se nos oceanos e mares. Apenas 2,5% da água no planeta é água doce e deste total somente 0,36% pode ser utilizada para consumo do homem e animais. A restante água doce está armazenada na sua maioria sob a forma de glaciares polares estando mas também sob a forma de água subterrânea (Geopensar.blogspot).

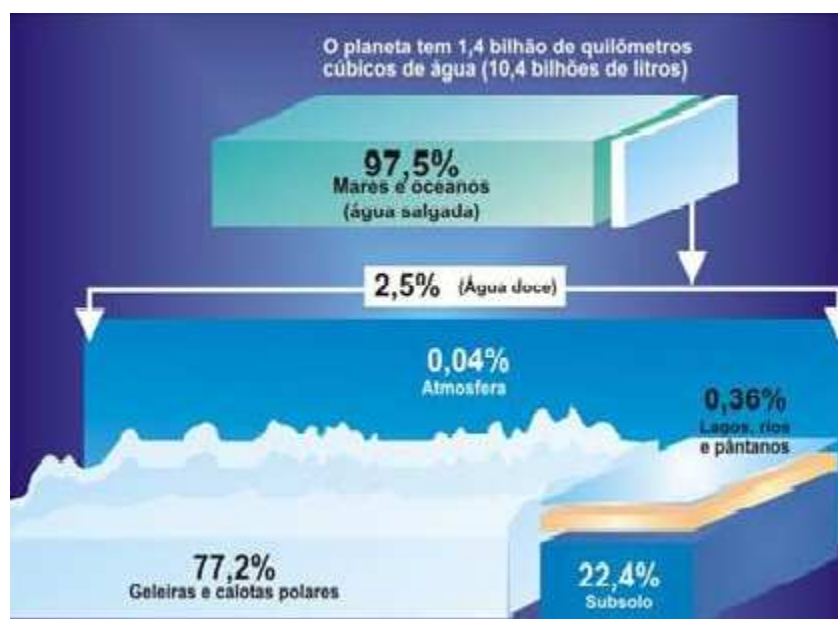


Figura 4.1 - Distribuição da água no planeta (Geopensar.blogspot)

A quantidade de água doce existente no mundo, em rios e lagos, pronta para consumo é suficiente para, no mínimo, atender em 6 a 7 vezes as necessidades anuais que cada habitante no planeta necessita. No entanto, apesar desta parecer abundante, a sua distribuição é bastante irregular (Campanilli et al., 2007).

As águas doces superficiais - lagos, rios e albufeiras - utilizadas para abastecimento de água após tratamento vêm sofrendo os efeitos da degradação ambiental que atinge cada vez mais intensamente os recursos hídricos em todo o mundo. A poluição destas reservas vem tornando a cada dia mais difícil e dispendioso o tratamento da água.

O cenário de escassez deve-se não só à irregularidade na sua distribuição espacial, mas também devido à contaminação progressiva das águas que se tem verificado nas últimas décadas, tendo aumentado para níveis alarmantes a degradação da qualidade da água, muito graças à má gestão feita pelo homem.

Para inverter esta situação, os aspectos qualitativos das águas têm sido alvo de especial atenção por parte das entidades responsáveis pela gestão dos recursos hídricos.

A gestão da água na natureza tem evoluído no sentido de se tornar uma gestão integrada com outros recursos naturais, tais como o solo e a floresta. O seu principal objectivo é o de garantir que exista água em quantidade suficiente e de qualidade adequada, de modo a possibilitar o desenvolvimento das várias actividades que dela necessitam. Por outro lado, a dependência humana do funcionamento contínuo e equilibrado do ecossistema global implica a que sejam promovidas e aplicadas políticas de gestão baseadas no uso sustentável da água, de modo a satisfazer as necessidades do presente sem comprometer o direito das gerações futuras, para que estas possam, igualmente, satisfazer as suas próprias necessidades (Vieira, 2007).

#### 4.1. Avaliação da Qualidade da Água

O lançamento de efluentes, a poluição difusa e a supressão da vegetação, têm causado um problema cada vez mais grave: a deterioração da qualidade da água e o assoreamento dos corpos de água.

Quando substâncias ou impurezas, de origem orgânica ou inorgânica, estão presentes numa linha de água, conferem-lhe determinadas propriedades ou características são importantes conhecer para que se possa escolher, por exemplo, o tratamento que é necessário submetê-la, seja para abastecimento público ou para a avaliação dos níveis de poluição de reservas de águas naturais (Sousa, 2001).

As águas de um rio são caracterizadas por parâmetros físicos, químicos e biológicos. Tais parâmetros servem como indicadores do estado do corpo hídrico e podem ser relacionados com as características do mesmo e com os diversos tipos de fontes de poluição. A água de um rio, ao longo do seu ciclo hidrológico, entra em contacto e incorpora na sua composição elementos existentes na atmosfera, rochas, solos e vegetação (Larentis, 2004).

A ETAR de Proença-a-Nova (Figura 4.2) foi projectada para proceder à recolha e tratamento dos efluentes das localidades de Proença-a-Nova. Dimensionada para servir uma população de 2234 habitantes-equivalentes, a ETAR tem uma capacidade de tratamento de 326 m<sup>3</sup>/dia de águas residuais (fonte: Águas do Centro).



Figura 4.2 - Vista geral da ETAR de Proença-a-Nova



Como se pode observar na Figura 4.3, o tratamento das águas residuais são efectuados através de processos arejamento, decantação e tratamento de lamas.

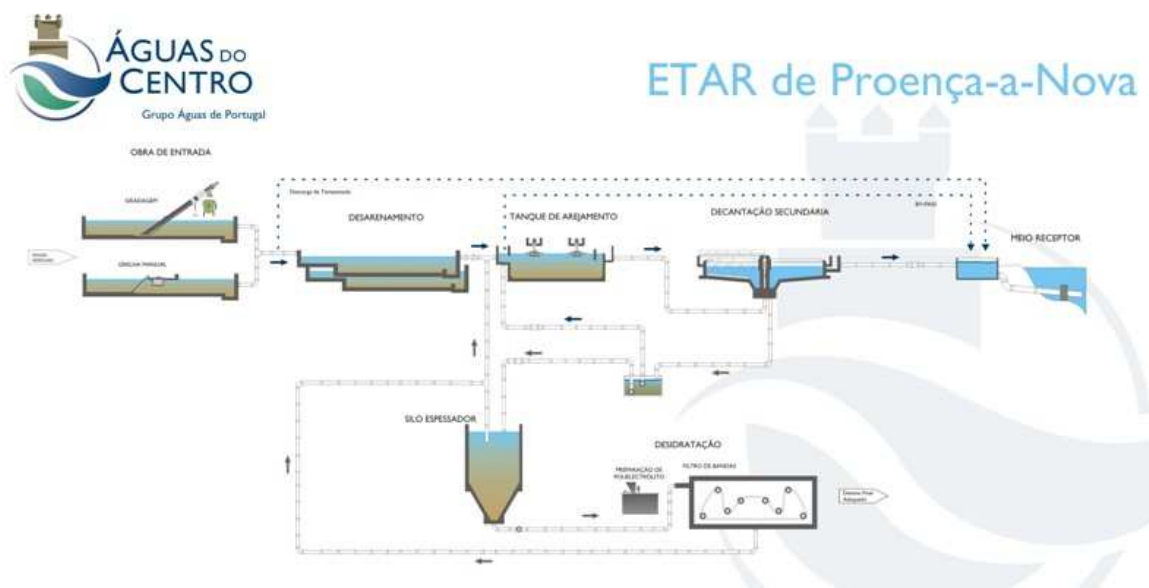


Figura 4.3 - Diagrama de funcionamento da ETAR de Proença-a-Nova (Fonte: Águas do Centro)

Tendo em conta as características gerais da ETAR localizada na área em estudo como principal fonte poluente identificada, foram individualizados os principais poluentes envolvidos.

#### 4.1.1. Parâmetros Físico-Químicos

##### 4.1.1.1. Temperatura da Água

A variação brusca de temperatura da água pode levar à destruição de ecossistemas naturais devido ao choque térmico. A subida de apenas 2°C pode ser suficiente para tal.

A temperatura da água influencia a velocidade das reacções químicas, biológicas e na solubilidade dos gases na água.

##### 4.1.1.2. Sólidos Suspensos Totais

Os sólidos suspensos referem-se a pequenas partículas sólidas que se mantêm em suspensão na água, como um colóide ou devido ao movimento da água.

O teor em sólidos de uma água reflecte o contacto com materiais geológicos diversos. A erosão na bacia hidrográfica de um rio pode promover alterações das quantidades de sólidos presentes na água.

##### 4.1.1.3. Condutividade Eléctrica

A condutividade eléctrica está relacionada com a concentração da quantidade de iões, com a quantidade de sólidos dissolvidos totais e com a temperatura da água. Quanto maior for a condutividade da corrente, maior será o seu estado de poluição.

#### 4.1.1.4. pH

A água pode ser ácida, alcalina ou neutra conforme a proporção de compostos alcalinos e ácidos presentes. O valor do pH determina todos os equilíbrios que se estabelecem numa água.

Exprime a actividade do ião hidrogénio na água e varia com a origem desta e com a natureza dos terrenos atravessados e do lançamento ou não de efluentes residuais.

O pH controla, tanto a maior parte das reacções químicas na natureza, como a actividade biológica.

#### 4.1.1.5. Oxigénio Dissolvido

O teor de oxigénio dissolvido depende da actividade física, química e bioquímica que se verifica numa massa de água. A solubilidade deste varia com a temperatura, com a pressão da atmosfera e com a salinidade.

A variação da concentração de oxigénio dissolvido, fornece informações muito importantes quanto ao estado da qualidade de um curso de água. Uma brusca diminuição dessa concentração pode indicar a presença de poluição de origem orgânica, em virtude da actividade microbiológica induzida, originada por descargas de águas residuais.

Quanto maior for a quantidade de oxigénio dissolvido disponível numa massa de água, maior será a sua capacidade de autodepuração.

#### 4.1.1.6. Carência de Oxigénio

Para se verificar se um meio receptor suporta uma dada descarga, é necessário determinar a carência de oxigénio dessa água. Para essa determinação, os métodos mais utilizados são a Carência Bioquímica de Oxigénio, utilizada para resíduos orgânicos, obtendo-se a medição da quantidade de matéria orgânica presente na água através da quantidade de oxigénio consumido na degradação por acção microbiológica da matéria presente e a Carência Química de Oxigénio, que calcula a quantidade necessária de oxigénio para oxidar quimicamente a matéria orgânica presente numa água.

Os resultados obtidos na determinação da Carência Bioquímica de Oxigénio resultam de um conjunto de acções químicas e bioquímicas, pelo que não possuem o carácter rigoroso e sem ambiguidade dos que se obtêm através de um método químico, envolvendo processos bem determinados, como a Carência Química de Oxigénio. No entanto, fornecem-nos uma indicação que permite avaliar a qualidade duma água.

#### 4.1.1.7. Potencial de Oxidação-Redução

O potencial de oxidação-redução é a espontaneidade ou a tendência de uma espécie química adquirir electrões, ou seja, uma reacção oxidação-redução é toda aquela em que existe transferência de electrões entre espécies reagentes. Esta transferência de electrões traduz-se pela variação de oxidação dos diferentes elementos participantes da reacção.

Conhecer o potencial de oxidação-reacção de um corpo de água pode ajudar a definir quais as formas dos metais que estão presentes em maior concentração nesse corpo, uma vez que a biodisponibilidade de uma série de metais está associada ao seu estado de oxidação.

#### **4.1.1.8. Fósforo**

A presença de fósforo em cursos de água naturais pode ter origem na dissolução de compostos de solo, descargas de ETARs, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes.

As preocupações com o fósforo na água devem-se não ao facto de este ser um contaminante em si, mas por ser considerado o elemento que mais contribui para o desencadeamento da eutrofização dos ecossistemas aquáticos.

Por outro lado, o fósforo é um nutriente fundamental para o crescimento e multiplicação das bactérias responsáveis pelos mecanismos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica.

#### **4.1.1.9. Azoto Total**

O azoto é um elemento que se encontra presente nos sistemas biológicos em elevadas quantidades, sendo essencial para estes sistemas, de tal forma que o tratamento biológico de águas residuais não pode ter ocorrer se não existir azoto suficiente para o desenvolvimento dos microrganismos.

A presença de azoto numa água pode identificar-se por determinação do teor em nitratos, do teor de azoto amoniacal e do valor do azoto total, correspondendo este último à soma das formas de azoto orgânico e de azoto amoniacal.

O azoto é um indicador da qualidade da água, uma vez que águas com concentrações elevadas de azoto total são consideradas recentemente poluídas, constituindo um problema para a saúde pública.

#### **4.1.1.10. Sólidos Totais Dissolvidos**

Os sólidos totais dissolvidos são o conjunto de todas as substâncias orgânicas e inorgânicas presentes na água sob a forma molecular, iónica ou coloidal.

A presença de Sólidos Totais Dissolvidos em elevadas concentrações ao longo de um curso de água está muitas vezes associada à entrada de poluentes no sistema hídrico aumentando assim o teor de substâncias dissolvidas na água, podendo ser prejudiciais.

Assim, os sólidos totais dissolvidos é um parâmetro de determinação da qualidade da água, pois avalia o peso total dos constituintes presentes na água por unidade de volume.

#### **4.1.1.11. Salinidade**

A salinidade é a quantidade de sais existentes numa massa de água causada pela dissolução de minerais das rochas, do solo e da decomposição vegetal.

O nível de salinidade numa ribeira depende dos ambientes geológicos e climáticos através dos quais a ribeira passa. A salinidade aumenta a jusante, uma vez que os sais são continuamente adicionados através de processos naturais e antrópicos, tais como a mineração, indústria e agricultura. Os níveis desta tendem a aumentar nas épocas mais quentes e secas devido à maior evaporação da água. Por outro lado, verifica-se uma ligeira remoção através de intervenções tecnológicas ou diluídas pelas chuvas.

## 4.1.2. Parâmetros Biológicos e Bacteriológicos

### 4.1.2.1. Coliformes Fecais

São bactérias patogénicas que estão presentes em grandes quantidades nos intestinos dos animais de sangue quente, sem lhes causar danos. Estas reproduzem-se à temperatura de 44 °C.

Podem contaminar a água através das fezes dos animais, ou por meio dos efluentes das ETARs em que não foi realizado um tratamento adequado destes.

Por si só não representam um perigo para a saúde, mas são usados como indicadores da qualidade da água e da presença de outros organismos causadores de problemas para a saúde.

## 4.2. Autodepuração

As cargas poluentes ao atingirem os corpos de água, sofrem a acção de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos existentes na natureza, alterando assim o seu comportamento e as suas respectivas concentrações.

Uma linha de água poluída por lançamentos de matéria orgânica biodegradável sofre um processo natural de recuperação, a autodepuração. Esta realiza-se através de processos físicos (diluição e sedimentação, químicos (oxidação) e biológicos (decomposição da matéria orgânica através de mecanismos heterotróficos). E de referir que compostos orgânicos biorresistentes e compostos inorgânicos (incluindo metais pesados) não são afectados pelo mecanismo de autodepuração.

A capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, tornando-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos no intuito de conhecer a quantidade de efluentes que um rio é capaz de receber e diluir, sem que as suas características naturais sejam prejudicadas.

Segundo Von Sperling (1995), o ecossistema de um corpo de água antes de receber cargas poluentes encontra-se normalmente em estado natural de equilíbrio. Após as alterações pelo lançamento de efluentes o equilíbrio é afectado, o qual resulta numa primeira fase numa desorganização, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Posto isto, a autodepuração pode ser entendida como um fenómeno de sucessão ecológica, onde o restabelecimento do equilíbrio num curso de água é feito essencialmente por mecanismos naturais.

Sendo a autodepuração um processo que se desenvolve ao longo do tempo, ao longo de uma linha de água no sentido montante-jusante, segundo Von Sperling (1995), nesta pode identificar-se fisicamente zonas associadas a quatro fases de sucessão ecológica, por ordem de ocorrência a partir do ponto de descarga de efluentes (Figura 4.3).

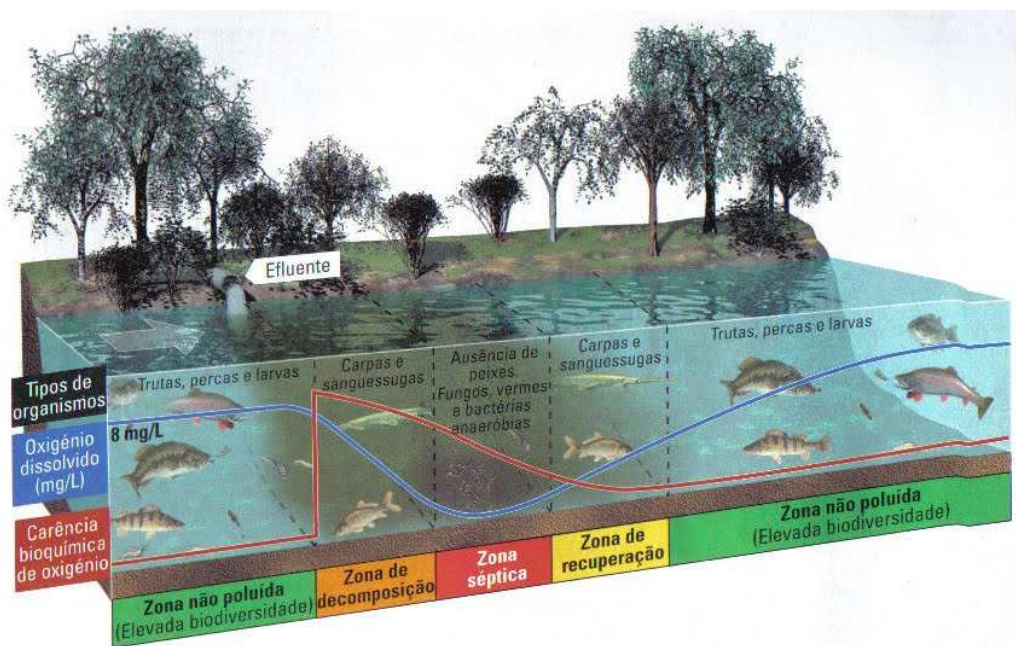


Figura 4.4 - Processo de autodepuração (Braga et al., 2002)

Na figura 4.4 podemos observar as quatro zonas de autodepuração num rio:

*Zona de Degradação (zona de decomposição)* - inicia logo após o lançamento de efluentes poluentes na linha de água. A água torna-se turva, devido à presença de sólidos suspensos que após sedimentação formam os bancos de lodo. É caracterizada por uma diminuição inicial da concentração de oxigênio dissolvido e apresenta grandes quantidades de material orgânico, ainda em estágio complexo, mas potencialmente decomponível. Nesta zona, ainda existem peixes que afluem ao local à procura de alimentos, uma elevada quantidade de bactérias e fungos, mas poucas algas;

*Zona de Decomposição Activa (Zona séptica)* - nesta zona os microorganismos estão já adaptados às novas condições passando a desempenhar activamente as suas funções de decomposição da matéria orgânica. Como consequência a qualidade da água atinge o seu estágio mais deteriorado. É também a zona em torno da qual a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo. A coloração da água apresenta-se bastante acentuada com depósitos de lodo escuro no fundo. De referir que o nitrogénio apresenta-se na forma orgânica, no entanto grande parte já se encontra na forma amónia;

*Zona de Recuperação* - após o intenso consumo de matéria orgânica e degradação do ambiente, este tende a recuperar-se gradualmente. A água torna-se clara, possibilitando assim a penetração de luz e conseqüentemente o processo de fotossíntese, intensificando a entrada de oxigênio na água. Aumenta assim a concentração de oxigênio dissolvido e verificando-se a redução da quantidade de bactérias e fungos e por outro lado o aumento de peixes e outros organismos aeróbios. Existe uma tendência para a proliferação de algas, consequência da disponibilidade de nutrientes resultantes da decomposição da matéria orgânica.

*Zona de Águas Limpas (Zona não poluída)* - o ecossistema torna-se mais estável, voltando a apresentar características semelhantes às iniciais, sendo as condições da água mais satisfatórias relativamente às concentrações de oxigénio dissolvido e matéria orgânica. No entanto não significa que a água esteja livre de organismos patogénicos.

O comportamento do oxigénio dissolvido, da matéria orgânica e das bactérias envolvidas no processo de autodepuração pode ser representado graficamente de acordo com a Figura 4.5:

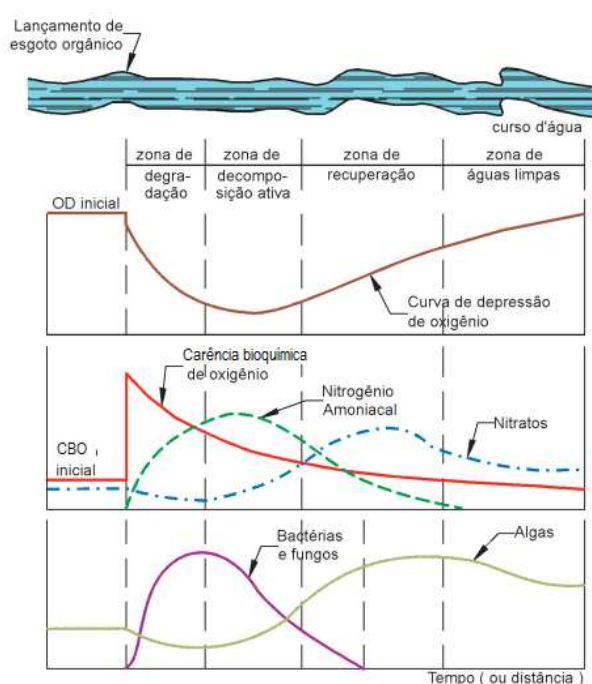


Figura 4.5 - Consequências do lançamento de efluentes numa linha de água (Mota, 1995)

### 4.3. Monitorização da Qualidade da Água

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos, atrás referidos, presentes na água caracterizam-na qualitativamente. Nas águas naturais, esses parâmetros são incorporados durante um período de tempo suficiente para equilibrar os seus ecossistemas. Porém, a interferência da acção humana causa modificações aceleradas, principalmente pelo lançamento de cargas poluidoras de diversas actividades para os cursos de água (Claphan et al., 1999). Torna-se assim indispensável nos estudos ambientais, considerar tanto os factores antrópicos como os factores naturais como entes influenciadores da qualidade das águas.

Apenas a monitorização em campo e posterior avaliação de um grupo de parâmetros ou a combinação de vários parâmetros permitirá tirar algumas conclusões relacionadas com a qualidade da água e o real estado do corpo hídrico (Costa et al., 2007).

Assim, a definição de mecanismos de gestão dos recursos hídricos deverá ter por base uma sólida informação ambiental, recolhida por programas de monitorização e analisada por metodologias previamente estabelecidas.

Estes programas deverão permitir a compreensão clara dos fenómenos que condicionam os valores ambientais e fornecer critérios para a tomada de decisões de gestão. De modo a que os

problemas actuais e emergentes sejam identificados e as pressões que os originam sejam compreendidas, deve-se estabelecer uma metodologia para a observação sistemática e caracterização do estado da qualidade das águas superficiais e para a correcta interpretação dos dados obtidos. Desenvolvendo-se assim uma metodologia para a construção de um Sistema de Indicadores de Qualidade de Águas Superficiais.

#### **4.3.1. Amostragem**

O plano de amostragem foi estabelecido recorrendo à interface ArcPad, permitindo a fácil localização dos pontos de recolha e a sua georreferenciação.

Foram escolhidos doze amostras, estabelecendo-se assim uma malha (Figura 4.5), em que o primeiro ponto está localizado a montante da descarga da ETAR de Proença-a-Nova, e o segundo na descarga da ETAR. Os seguintes oito pontos de recolha localizam-se a jusante das principais contribuições secundárias, aproximadamente equidistantes umas das outras, encontrando-se os últimos dois na Ribeira da Pracana, um a montante e outro a jusante da confluência com a Ribeira da Freixada. Estes pontos foram seleccionados considerando a hipótese simplificativa de que cada ponto de amostragem define qualitativamente o troço que lhe está a montante.

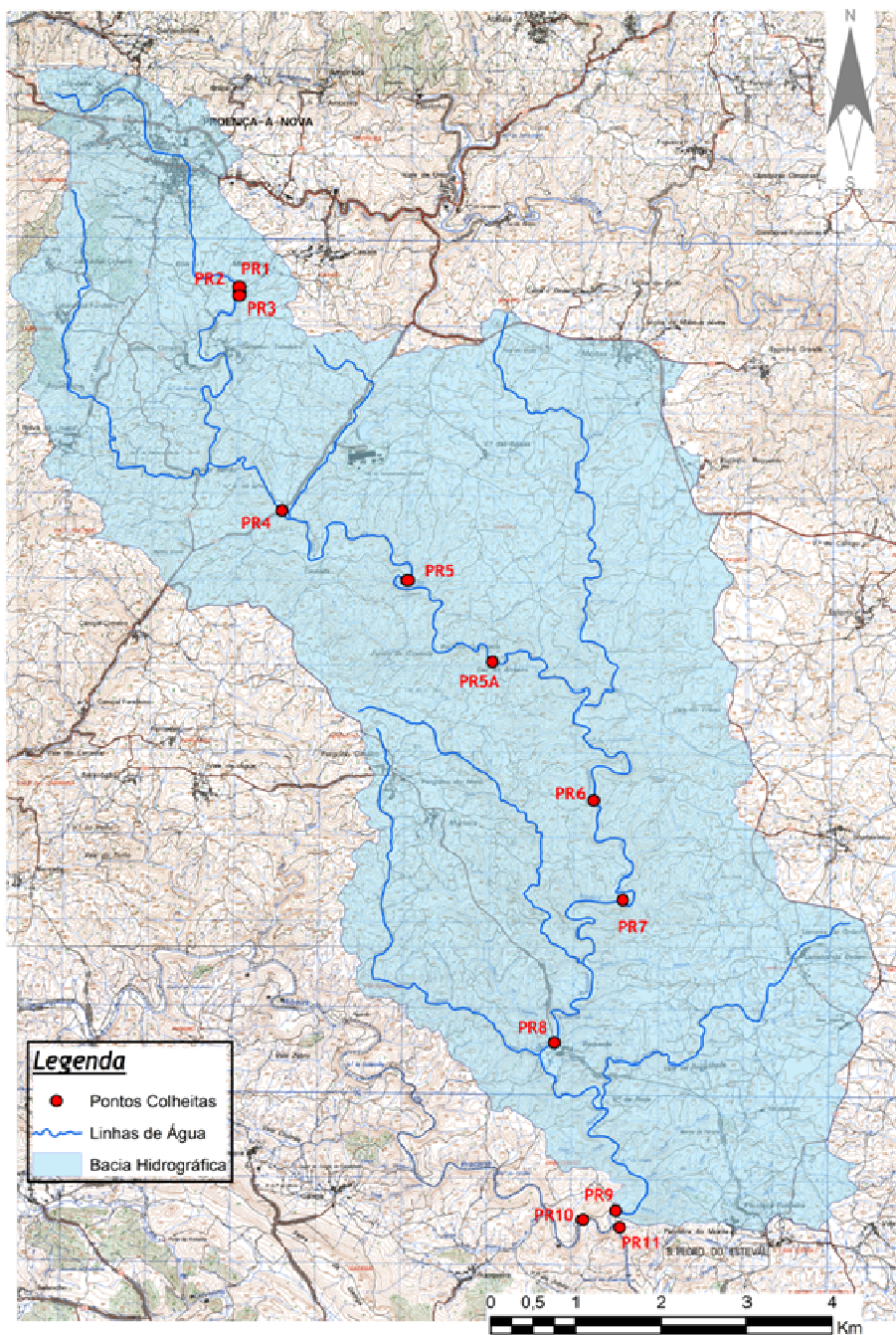


Figura 4.6 - Localização dos pontos de recolha na Bacia da Ribeira da Freixada (Adaptado das cartas militares)

A numeração dos pontos representados na figura 4.6 foi definida segundo o trajecto seguido e a ordem de recolha das amostras.



**Ponto PR1** - O primeiro ponto de colheita localiza-se sensivelmente 100m a montante do ponto de descarga da ETAR de Proença-a-Nova (Figura 4.7).



Figura 4.7 - Localização do ponto PR1

**Ponto PR2** - O ponto de descarga da ETAR de Proença-a-Nova foi o segundo ponto de colheita (Figura 4.8).



Figura 4.8 - Localização do ponto PR2

**Ponto PR3** - O terceiro ponto de colheita situa-se a jusante do ponto de descarga da ETAR de Proença-a-Nova (Figura 4.9).



Figura 4.9 - Localização do ponto PR3

**Ponto PR4** - O quarto ponto de colheita situa-se a sob a ponte localizada aproximadamente ao Km 2+650 da EN 241-1 (Figura 4.10).



Figura 4.10 - Localização do ponto PR4

**Ponto PR5** - O quinto ponto de colheita situa-se entre Coutada e Barreira Quebrada (Figura 4.11).



**Figura 4.11** - Localização do ponto PR5

**Ponto PR5A** - O ponto cinco A de colheita está localizado em Cão do Amieiro (Figura 4.12).



**Figura 4.12** - Localização do ponto PR5A

**Ponto PR6** - O sexto ponto de colheita está localizado entre Cão do Amieiro e o ponto de recolha PR7 (Figura 4.13).



**Figura 4.13** - Localização do ponto PR6

**Ponto PR7** - O sétimo ponto de colheita situa-se entre o ponto de recolha PR6 e a localidade de Redonda (Figura 4.14).



**Figura 4.14** - Localização do ponto PR7

**Ponto PR8** - O oitavo ponto de colheita localiza-se sob a ponte em Redonda (Figura 4.15).



Figura 4.15 - Localização do ponto PR8

**Ponto PR9** - O nono ponto de colheita situa-se na confluência da Ribeira da Freixada com a Ribeira da Pracana (Figura 4.16).



Figura 4.16 - Localização do ponto PR9

**Ponto PR10** - O décimo ponto de colheita encontra-se a montante da Ribeira da Pracana (Figura 4.17).



Figura 4.17 - Localização do ponto PR10

**Ponto PR11** - O décimo primeiro ponto de colheita está localizado a jusante da Ribeira da Pracana (Figura 4.18).



Figura 4.18 - Localização do ponto PR11

Foram realizadas três campanhas de amostragem durante o ano hidrológico de 2009/2010 sempre no período da manhã: inverno chuvoso (22 de Janeiro), condições intermediárias (9 de Abril) e verão seco (4 de Junho).

**Tabela 4.1 - Localização dos pontos de colheita, datas e horas das recolhas**

Pontos	Local	Latitude	Longitude	22-01-2010	09-04-2010	04-06-2010
PR1 *	Rib. Freixada a Montante da ETAR	39°44,261 'N	7°54,963 'O	10:08:08	09:08:16	08:26:45
PR2	Ponto descarga da ETAR	39°44,205 'N	7°54,975 'O	10:16:38	09:14:45	08:32:47
PR3 *	Rib. Freixada a Jusante da ETAR	39°44,193 'N	7°54,982 'O	10:27:54	09:24:54	08:39:41
PR4 *	Rib. Freixada sob a Ponte na EN 241-1, Km 2+650	39°42,852 'N	7°54,627 'O	10:49:52	09:50:11	08:57:44
PR5	Rib. Freixada	39°42,410 'N	7°53,592 'O	11:05:35	10:05:34	09:12:35
PR5A *	Rib. Freixada em Cão do Amieiro	39°41,881 'N	7°52,895 'O	11:38:55	10:32:33	09:34:21
PR6	Rib. Freixada	39°40,994 'N	7°52,066 'O	12:06:22	10:54:21	09:54:13
PR7 *	Rib. Freixada	39°40,368 'N	7°52,190 'O	12:46:00	11:33:07	10:15:30
PR8 *	Rib. Freixada sob a Ponte em Redonda	39°39,4611 'N	7°52,368 'O	13:09:42	12:00:40	10:34:25
PR9	Confluência com Rib. Pracana	39°38,389 'N	7°51,928 'O	13:34:12	12:35:49	10:52:51
PR10	Montante da Rib. Pracana	39°39,357 'N	7°52,192 'O	13:43:54	12:23:22	11:02:36
PR11	Jusante da Rib. Pracana	39°38,290 'N	7°51,847 'O	13:54:19	12:47:05	11:09:47

\* - pontos onde se estimou o caudal de entrada para a linha de água principal

Com estas três campanhas de amostragem, foi possível avaliar a variabilidade temporal dos diversos parâmetros ao longo da Ribeira da Freixada e, desta forma, quantificar o seu contributo para a caracterização da qualidade da água na Ribeira da Pracana.

#### 4.3.2. Recolha das Amostras

Para todas as campanhas de recolha de amostras e em cada um dos locais de colheita, foram analisados os parâmetros da qualidade da água já atrás referidos.

No local foram medidos os seguintes parâmetros: Temperatura da amostra (T, °C), pH (escala de Sorensen), Condutividade (C, µS/cm), Oxigénio Dissolvido (OD, mg/L), Potencial de Oxidação-Redução (ORP), Sólidos Totais Dissolvidos (SDT, ppm) e Salinidade (mg/L) recorrendo a uma sonda multipâmetros portátil, modelo HI 9828 da HANNA INSTRUMENTS.

**Tabela 4.2 - Parâmetros de qualidade da água medidos no local**

Parâmetros	Métodos Analíticos / Normas
T	Electrometria
pH	Electrometria
C	Electrometria
OD	Electrometria
ORP	Electrometria
SDT	Electrometria
Salinidade	Electrometria

Os parâmetros determinados em laboratório foram: Sólidos Suspensos Totais (SST, mg/L), Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>, mg/L O<sub>2</sub>), Carência Química de Oxigénio (CQO, mg/L

O<sub>2</sub>), Azoto Total (N-total, mg/L N), Fósforo Total (P-total, mg/L P) e Coliformes Fecais (CF, UFC/100 mL).

Tabela 4.3 - Parâmetros de qualidade da água determinados no laboratório

Parâmetros	Métodos Analíticos
SST	PAFQ09 baseado no documento normativo (SMEWW 2540 D)
CBO5	Método Manométrico
CQO	Volumetria de Precipitação
N-total	Cálculo
P-total	Espectrometria de Absorção Molecular
CF	PAB11

Embora se tenha efectuado a medição e determinado todos os parâmetros anteriormente enunciados durante as campanhas de colheita de amostragem, nem todas foram utilizadas no estudo realizado. Isto porque o modelo matemático adoptado, o QUAL2Kw (descrito no Capítulo 5), não contempla a entrada dos mesmos.

Assim, a Carência Química de Oxigénio, o Potencial de Oxidação-Redução, o Azoto Total, os Sólidos Totais Dissolvidos e a Salinidade, não foram aplicados, mas serão analisados em desenvolvimentos futuros.

### 4.3.3. Dados Obtidos

Os valores dos parâmetros obtidos nas campanhas de recolha são apresentados na Tabela 4.4 e na Tabela 4.5. Como já referido anteriormente, nem todos os parâmetros recolhidos foram utilizados neste estudo (Tabela 4.5), somente os valores dos parâmetros da Tabela 4.4 foram utilizados nas simulações efectuadas na modelação matemática.

Tabela 4.4 - Parâmetros de qualidade da água da utilizados no estudo

Pontos de Recolha	Temperatura	pH	Sólidos Suspensos Totais	CBO <sub>5</sub>	Fósforo Total	Coliformes Fecais 44°C	OD	Condutividade
	(°C)	(Escala Sorensen)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L O <sub>2</sub> )	(UFC/100ml)	(mg/L)	(µS/cm)
<i>1ª Campanha</i>								
PR1	12,91	7,64	2	4	1	510	8	171
PR2	13,07	9,1	4	4	1	1400	5,99	553
PR3	12,97	8,39	3	4	1	210	8,19	191
PR4	12,31	8,86	3	4	1	250	9,47	122
PR5	12,03	8,32	2	4	1	160	9,51	104
PR5A	12,01	8,69	2	4	1	90	8,42	99
PR6	11,91	8,95	1	4	1	90	8,9	89
PR7	11,9	8,72	1	4	1	120	8,56	87
PR8	12,11	8,63	1	4	1	140	8,88	84
PR9	12,31	8,71	1	4	1	50	8,78	82
PR10	13,57	8,21	1	4	1	20	8,27	35
PR11	12,11	8,37	1	4	1	10	9,66	67



**Caracterização do impacto das descargas da ETAR de Proença-a-Nova na Ribeira da Pracana**

Pontos de Recolha	Temperatura	pH	Sólidos Suspensos Totais	CBO <sub>5</sub>	Fósforo Total	Coliformes Fecais 44°C	OD	Condutividade
	(°C)	(Escala Sorensen)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L O <sub>2</sub> )	(UFC/100ml)	(mg/L)	(µS/cm)
<i>2ª Campanha</i>								
PR1	11,13	6,62	1	5	0,02	300	8,97	177
PR2	12,92	7,71	10	20	0,01	10000	5,79	714
PR3	11,67	7,25	12	60	0,01	960	9,03	235
PR4	10,32	8,53	1	9	0,01	260	10,08	157
PR5	10,57	8,71	2	4	0,01	30	10,29	124
PR5A	12,52	8,34	1	4	0,01	700	9,95	120
PR6	13,57	8,33	2	5	0,01	550	10,27	106
PR7	15,36	8,08	2	5	0,01	150	9,52	83
PR8	15,06	9,02	1	4	0,01	10	10,48	102
PR9	16,42	7,9	1	4	0,01	100	8,98	95
PR10	16,44	8,36	1	5	0,01	100	9,59	56
PR11	16,42	7,75	1	4	0,01	150	8,34	67
<i>3ª Campanha</i>								
PR1	15,86	6,27	1	4	0,1	90	6,94	201
PR2	19,87	7,37	2	20	0,1	3200	6,22	653
PR3	16,96	6,94	1	6	0,1	810	6,87	290
PR4	18,79	9,65	1	9	0,1	62	8,76	100
PR5	19,7	8,5	1	4	0,1	88	9,9	160
PR5A	21,24	9,28	1	4	0,1	82	7,88	148
PR6	22,04	7,87	6	4	0,1	1800	5,96	141
PR7	22,33	7,9	3	5	0,11	440	6,55	135
PR8	24,99	8,18	2	6	0,11	82	8,94	131
PR9	25,6	7,51	2	4	0,11	28	6,31	77
PR10	26,37	9,12	1	4	0,11	64	6,44	126
PR11	25,71	7,5	4	4	0,11	24	6,32	95

Tabela 4.5 - Parâmetros de qualidade da água não utilizados no estudo

Pontos de Recolha	CQO	Azoto Total	ORP	Sólidos Totais Dissolvidos	Salinidade
	(mg/L)	(mg/L N)		(ppm)	(µS/cm)
<i>1ª Campanha</i>					
PR1	9	5	10,3	86	0,08
PR2	9	5	-47,6	277	0,27
PR3	9	5	6,1	95	0,09
PR4	9	5	-9,6	61	0,06
PR5	9	5	-16	52	0,05
PR5A	9	5	-23,9	50	0,05
PR6	9	5	-33,6	44	0,04
PR7	9	5	-33	43	0,04
PR8	9	5	-22,1	42	0,04
PR9	9	5	-33,2	41	0,04
PR10	9	5	-19,9	17	0,02
PR11	9	5	-24,7	34	0,03

Pontos de Recolha	CQO	Azoto Total	ORP	Sólidos Totais Dissolvidos	Salinidade
	(mg/L)	(mg/L N)		(ppm)	( $\mu$ S/cm)
<i>2ª Campanha</i>					
PR1	19	8	304,7	89	0,08
PR2	71	11	-40	357	0,35
PR3	156	20	105,7	117	0,11
PR4	30	11	85,4	79	0,07
PR5	19	6	56,3	62	0,06
PR5A	18	7	71,3	60	0,06
PR6	20	10	140,7	53	0,05
PR7	22	11	69,3	42	0,04
PR8	9	5	31	51	0,05
PR9	9	5	90,7	47	0,04
PR10	19	5	50,7	28	0,03
PR11	12	5	91	33	0,03
<i>3ª Campanha</i>					
PR1	13	5	284,5	101	0,1
PR2	73	8	11,7	327	0,32
PR3	20	5	13,9	145	0,14
PR4	33	5	8,1	50	0,05
PR5	10	5	19,3	80	0,08
PR5A	10	5	-5,5	74	0,07
PR6	13	5	5,4	70	0,07
PR7	17	5	9,1	68	0,06
PR8	20	5	-12,1	66	0,06
PR9	9	5	13,5	39	0,03
PR10	9	5	-31,7	63	0,06
PR11	9	5	5,8	47	0,04

Numa primeira análise podemos observar que a maior contribuição para a contaminação da Ribeira da Freixada ao nível dos coliformes fecais, dos sólidos suspensos totais e da condutividade eléctrica advém do ponto de recolha 2, ponto de descarga da ETAR de Proença-a-Nova. Estes vão baixando à medida que vão avançando na linha de água, tornando a aumentar entre os pontos de recolha 5 e 8. Verifica-se também que no ponto de descarga da ETAR, os valores dos coliformes fecais são mais elevados à medida que as campanhas se foram aproximando do período mais seco.

Podemos observar que na segunda campanha, em Abril, a concentração da maioria dos parâmetros é mais elevada.

#### 4.3.4. Temperatura do Ar

Para a obtenção dos dados da temperatura do ar (Tabela 4.6), recorreu-se à estação meteorológica de Abrantes por a área de influência desta abranger o local em estudo. Os valores foram fornecidos pelo SNIRH - Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos, sendo os valores da temperatura proporcionados por valores médios mensais para o ano hidrológico 2009/2010.

Tabela 4.6 - Dados médios mensais da temperatura do ar nos meses da realização das campanhas de amostragem

	Janeiro	Abril	Junho
Temperatura Média Mensal (°C)	10,4	15,5	21,5

#### 4.3.5. Caudais

A avaliação da qualidade da água num curso de água deve ser feita tendo em conta o caudal que se verifica no momento da amostragem (Vieira, 2007).

Os dados de caudais de pequenos cursos de água são raros, não havendo grandes preocupações com pequenas vazões, devido ao pouco valor económico. Assim tratando-se a Ribeira da Freixada de um pequeno curso de água, não existe, ao longo da sua extensão, qualquer estação que faça a medição do seu caudal. O único caudal disponível foi o caudal obtido no ponto de colheita PR2, caudal esse correspondente ao caudal de descarga da ETAR.

Quando não existem dados de caudal, o único método para obtê-los é através de dados de chuva, por métodos indirectos. As fórmulas mais adequadas ao estudo são as fórmulas cinemáticas, que entram em linha de conta com as características do movimento da água na bacia hidrográfica, expressas através das noções de tempo de concentração e da chuvada crítica (chuvada que origina o maior caudal de ponta para um dado período de retorno).

Assim, Giandotti propôs a seguinte expressão para determinar o tempo de concentração:

$$t_c = \frac{4 \times \sqrt{A_{sb}} + 1,5L_{sb}}{0,80 \times \sqrt{H}}$$

Em que:

- $t_c$  - tempo de concentração (h);
- $A_{sb}$  - área da sub-bacia (km<sup>2</sup>);
- $L_{sb}$  - comprimento da linha de água principal da sub-bacia (Km);
- $H$  - altura média da sub-bacia (m).

Tabela 4.7 - Dados das sub-bacias

Sub-Bacias	Area (km <sup>2</sup> )	Comp. L. Água (km)	H (m)
SB1	4,23	4,80	160
SB2	4,12	5,42	260
SB3	2,79	3,32	136
SB4	10,19	5,66	164
SB5	3,4	5,66	170
SB6	3,41	5,73	163
SB7	4,57	5,42	109

O cálculo dos caudais foi estimado nas sub-bacias tendo em conta as precipitações mensais correspondentes a cada mês das colheitas. Estes dados foram consultados na base de dados do SNIRH, na Estação Meteorológica de Vila Velha de Ródão, por ser a que se encontra mais próxima da bacia em análise.

Tabela 4.8 - Dados médios mensais das Precipitações nos meses da realização das campanhas de amostragem

	Janeiro	Abril	Junho
Precipitação Mensal (mm)	175,8	75,2	31,50
Precipitação Média Diária (mm)	5,67	2,51	1,02

Posto isto, a fórmula de Giandotti é definida por:

$$Q_p = \frac{\lambda \times A_{sb} \times h}{t_c}$$

Em que:

- $Q_p$  - caudal de ponta de cheia ( $m^3/s$ );
- $\lambda$  - parâmetro em função da área (tabela 4.6)
- $A_{sb}$  - área da sub-bacia ( $km^2$ );
- $h$  - precipitação (mm);
- $t_c$  - tempo de concentração (h).

Tabela 4.9 - Valores do parâmetro  $\lambda$  da fórmula de Giandotti (adaptado por Lencastre et al., 1992)

$A_{sb}$ ( $km^2$ )	$\lambda$
até 300	0,346
300 - 500	0,277
500 - 1000	0,197
1000 - 8000	0,100

Na Tabela 4.10 estão indicados os valores dos caudais obtidos para cada sub-bacia e respectiva campanha.

Tabela 4.10 - Valores dos caudais estimados

Sub-Bacias	$t_c$ - Tempo de Concentração	$h$ - Precipitação	$\lambda$	$Q_p$ - Caudal de Ponta
	(h)	(mm)		( $m^3/s$ )
<i>1ª Campanha</i>				
SB <sub>1</sub>	1,524	5,67	0,346	5,44
SB <sub>2</sub>	1,260			6,42
SB <sub>3</sub>	1,251			4,38
SB <sub>4</sub>	2,075			9,64
SB <sub>5</sub>	1,521			4,39
SB <sub>6</sub>	1,565			4,28
SB <sub>7</sub>	1,998			4,49

<i>2ª Campanha</i>				
SB <sub>1</sub>	1,524	8	0,346	2,41
SB <sub>2</sub>	1,260			2,84
SB <sub>3</sub>	1,251			1,94
SB <sub>4</sub>	2,075			4,26
SB <sub>5</sub>	1,521			1,94
SB <sub>6</sub>	1,565			1,89
SB <sub>7</sub>	1,998			1,98
<i>3ª Campanha</i>				
SB <sub>1</sub>	1,524	5	0,346	0,97
SB <sub>2</sub>	1,260			1,15
SB <sub>3</sub>	1,251			0,79
SB <sub>4</sub>	2,075			1,73
SB <sub>5</sub>	1,521			0,79
SB <sub>6</sub>	1,565			0,77
SB <sub>7</sub>	1,998			0,80

#### 4.3.6. Valores Limite de Emissão na Descarga de Águas Residuais

O Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto define os critérios para os valores limite de emissão na descarga de águas residuais e traça os objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais a observar, em termos de valores máximos admissíveis, de modo a diminuir o impacto e a poluição nas massas de água.

Nas tabelas 4.11 e 4.12 estão descritos os valores que irão servir para análise dos resultados obtidos nas campanhas de amostragem.

Tabela 4.11 - Objectivos ambientais da qualidade mínima para águas superficiais (Fonte: Anexo XXI - DL 236-98 de 1/08)

Parâmetros	Expressão dos Resultados	Valor Máximo Admissível
pH	Escala de Sorensen	5,0 - 9,0
Temperatura	°C	30
Oxigénio Dissolvido	% de saturação	50
CBO <sub>5</sub>	O <sub>2</sub> mg/L	5
Azoto Total	N mg/L	1
Fósforo Total	P mg/L	1

Tabela 4.12 - Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais (Fonte: Anexo XXVIII - DL 236-98 de 1/08)

Parâmetros	Expressão dos Resultados	Valor Limite de Emissão <sup>(1)</sup>
pH	Escala de Sorensen	6,0 - 9,0 <sup>(2)</sup>
Temperatura	°C	Aumento de 3°C <sup>(3)</sup>
CBO <sub>5</sub>	O <sub>2</sub> mg/L	150
CQO (0)	O <sub>2</sub> mg/L	40
SST (0)	mg/L	60
Azoto Total	N mg/L	15
Fósforo Total	P mg/L	3 (em águas que alimentam lagoas ou albufeiras) (*)

(1) Entendido como média mensal, definida como média aritmética das médias diárias referentes aos dias de observação de um mês, que não deve ser excedido. O valor diário, determinado com base numa amostra

representativa da água residual descarregada durante um período de vinte e quatro horas, não poderá exceder o dobro do valor médio mensal (a amostra num período de vinte e quatro horas deveser composta tendo em atenção o regime de descarga das águas residuais produzidas).

(2) O valor médio diário poderá, no máximo, estar compreendido no intervalo 5,0 - 10,0.

(3) Temperatura no meio receptor após descarga de água residual, medida a jusante do ponto de descarga, podendo o valor médio exceder o valor médio mensal do 2º.

(\*) Albufeira de Pracana.

## 5. MODELAÇÃO MATEMÁTICA

Para auxiliar na gestão, no controlo e na protecção dos recursos hídricos é importante a utilização de ferramentas que possibilitem a análise e o prognóstico dos corpos de água. Os modelos matemáticos de qualidade da água são utilizados para esses fins, permitindo a simulação dos processos de autodepuração de um rio e, conseqüentemente, auxiliar a tomada de decisões referentes ao planeamento da gestão desses recursos.

Constituem uma alternativa para a estimativa do impacto de efluentes residuais na qualidade das águas de um rio.

Os modelos matemáticos possuem a capacidade de englobar os processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos de forma simplificada e prática, ainda que esses processos sejam complexos.

Estes modelos de qualidade da água devem ser vistos como ferramentas importantes para simular questões neste âmbito, uma vez que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais, podendo propiciar uma visão abrangente dos impactos ambientais resultantes das actividades humanas.

Com a recolha de dados relativos às fontes de poluição e à qualidade da água na bacia da Ribeira da Freixada, que foi efectuada em determinados locais com certa periodicidade (Janeiro, Abril e Junho), obteve-se valores discretos no tempo e espaço que se revelaram insuficientes para caracterizar com rigor os processos de contaminação e depuração do meio hídrico. A partir destes foi estimada a qualidade da água em locais e instantes diferentes. A modelação matemática permitiu obter essas estimativas e validar os valores de determinados parâmetros face aos valores de outros parâmetros.

A qualidade da água de um meio hídrico depende de um conjunto de factores, nomeadamente o clima, o caudal, a época do ano e as fontes de contaminação.

O modelo matemático para avaliar a qualidade da água utilizado neste estudo foi o QUAL2Kw (versão 5.1), desenvolvido por Pelletier et al., (2006), distribuído gratuitamente pelo EPA (United States Environmental Protection Agency).

A metodologia seguida foi semelhante à maioria de trabalhos publicados (e.g. Pelletier et al., 2006, Vieira, 2007), que consiste basicamente em três etapas.

A primeira etapa consiste na discretização do sistema hídrico a ser modelado e na calibração dos dados recolhidos em campo.

Para que a modelação possa ser realmente utilizada como ferramenta de gestão em processos de decisão, esta etapa desempenha um papel fundamental, para que haja consistência entre as simulações e a realidade. Quanto maior for a caracterização da bacia, mais precisa será a calibração e melhor será a correlação entre os valores simulados e os observados. Tornando-se assim dos dados observados, o domínio das condições hidráulicas e morfológicas da bacia, a localização exacta das fontes pontuais de poluição e dos pontos de extracção factores fundamentais para uma calibração adequada.

A segunda etapa utiliza os parâmetros ajustados na calibração para, através de simulações, validar o modelo e ao mesmo tempo prever cenários futuros que possam originar ameaças ou melhorias na qualidade das águas.

A terceira etapa é a análise e discussão dos resultados da situação da bacia nas etapas anteriores, permitindo uma adequada gestão dos recursos hídricos e uma intervenção no processo de tomada de decisões em relação ao sistema fluvial que visem a melhoria da qualidade da água.

Assim, estabeleceu-se como objectivos nesta fase do trabalho:

- Simular a qualidade da água ao longo da Ribeira, espacial e temporalmente, de uma forma continua;
- Analisar os impactes das descargas na Ribeira nos diferentes cenários simulados;
- Contribuir, caso se verifique necessário, com uma base de apoio para decisões futuras a implementar na ETAR de Proença-a-Nova.

## 5.1. Descrição do Modelo

Como já referenciado, o modelo matemático escolhido foi a versão 5.1 do modelo QUAL2Kw. É um modelo de qualidade da água de cargas poluentes pontuais e difusas, aplicado a rios e afluentes (Pelletier et al., 2006).

O QUAL2Kw é um modelo estacionário, unidimensional, baseado em equações diferenciais ordinárias, utilizado para simular o comportamento de diversos parâmetros de qualidade da água ao longo de um rio em regime permanente.

O programa é suportado pela linguagem de programação Visual Basic, no entanto utiliza o Microsoft Excel como programa de interface gráfica. Deste modo permite a fácil compreensão e manuseamento do programa por parte do utilizador.

É um sistema de modelagem para TMDL's (Total Maximum Daily Load) que pode ser traduzido como Carga Máxima Total Diária. O sistema calcula a quantidade máxima de uma carga poluente que um corpo de água pode receber e ainda cumprir com os padrões de qualidade da água. Modelos computacionais desse tipo são extensivamente utilizados para o planeamento e gestão da qualidade da água e TMDL's, com a intenção de prever numa massa de água as variações na sua qualidade em resposta às alterações introduzidas pela carga poluente (DESW, 2008).

O modelo consegue simular inúmeros parâmetros tais como a temperatura, pH, carência bioquímica de oxigénio, oxigénio dissolvido, coliformes fecais, entre muitos outros.

Pelletier e Chapra (2006) publicaram a teoria e a documentação do modelo QUAL2Kw, no qual são abordados todos os parâmetros, balanços, características, coeficientes e equações do modelo. Para uma melhor percepção do presente trabalho, faz-se uma breve descrição do modelo, adaptada dos trabalhos dos autores acima citados.

### 5.1.1. Segmentação

O modelo considera toda a extensão do rio com características constantes (inclinação do talude, largura do fundo, rugosidade do canal, etc.), em cada trecho. O curso de água é dividido



por trechos (Figura 5.1), numerados por ordem crescente em que o primeiro começa no ponto mais alto do rio. Os afluentes não são modelados explicitamente, mas podem ser representados como entradas (fontes pontuais).

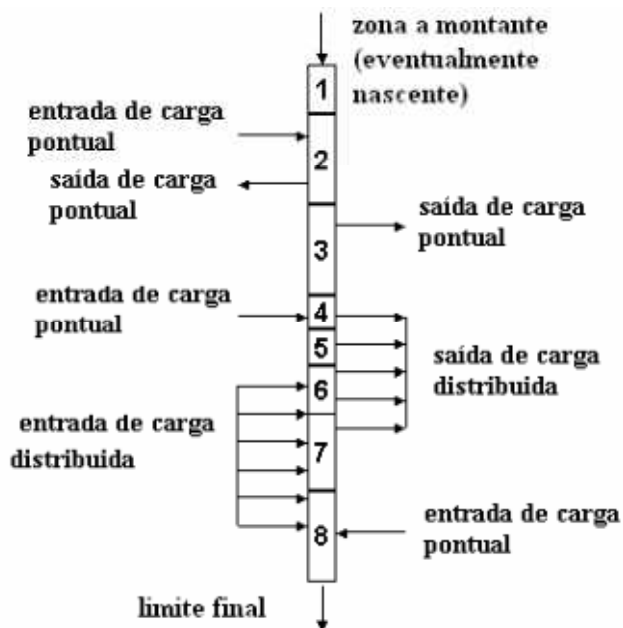


Figura 5.1 - Esquema de segmentação do rio com respectivas entradas e saídas (Pelletier et al., 2006)

### 5.1.2. Balanço de Massa

Um balanço em estado estacionário aplicado a um dado segmento, traduz-se por:

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{ab,i} \quad (5.1)$$

Em que:

- $Q_i$  - caudal de saída do trecho  $i$  para o trecho a jusante  $i+1$  ( $m^3/d$ ), (Figura 5.2);
- $Q_{i-1}$  - caudal de entrada do trecho a montante  $i-1$  ( $m^3/d$ );
- $Q_{in,i}$  - caudal que entra devido a cargas pontuais e difusas ( $m^3/d$ );
- $Q_{ab,i}$  - caudal que sai do trecho devido a extracções pontuais e difusas e  $Q_i$  ( $m^3/d$ ).

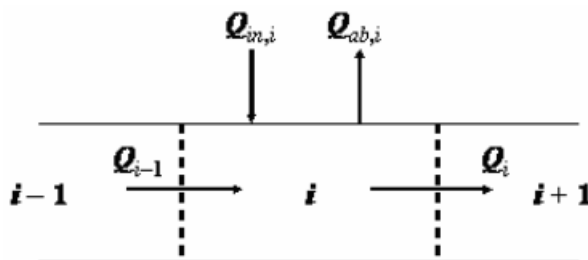


Figura 5.2 - Balanço de massa no ponto de mistura (Pelletier et al., 2006)

O balanço total do caudal relativo às extracções traduz-se pela expressão:

$$Q_{ab,i} = \sum_{j=1}^{pai} Q_{pa,i,j} + \sum_{j=1}^{npai} Q_{npa,i,j} \quad (5.2)$$

Em que:

- $Q_{pa,i,j}$  - caudal de extracção pontual  $j$  no trecho  $i$  ( $m^3/d$ );
- $pai$  - número total de extracções de cargas pontuais do trecho  $i$ ;
- $Q_{npa,i,j}$  - caudal de extracção difuso  $j$  no trecho  $i$  ( $m^3/d$ );
- $npai$  - número total de extracções difusas do trecho  $i$ .

Depois de obtido o caudal de saída de cada trecho, a profundidade e a velocidade podem ser calculadas por três métodos diferentes. Neste estudo descreve-se apenas a forma de cálculo recorrendo à equação de Gauckler-Manning-Strickler.

### 5.1.3. Características Hidráulicas

Cada trecho do rio é idealizado como um canal de secção trapezoidal (Figura 5.3). Para caudal constante, a equação de Gauckler-Manning-Strickler pode ser usada para expressar a relação entre o caudal e a profundidade:

$$Q = \frac{S_0^{1/2}}{n} \times \frac{A_c^{5/3}}{P^{2/3}} \quad (5.3)$$

Em que:

- $Q$  - caudal ( $m^3/s$ );
- $S_0$  - inclinação do fundo do canal ( $m/m$ );
- $n$  - coeficiente de rugosidade ou factor de Manning;
- $A_c$  - área da secção transversal do escoamento ( $m^2$ );
- $P$  - perímetro molhado ( $m$ ).

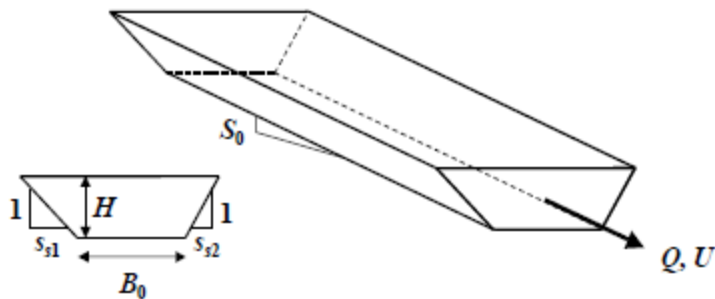


Figura 5.3 - Canal de secção transversal trapezoidal (Pelletier et al., 2006)

A área de secção transversal de um canal trapezoidal é calculada através da seguinte expressão:

$$A_c = [B_0 + 0,5(S_{s1} + S_{s2}) \times H] \times H \quad (5.4)$$

Em que:

- $B_0$  - largura do fundo do canal (m);
- $S_{s1}, S_{s2}$ - inclinações dos taludes laterais (m/m);
- $H$  - profundidade da água no canal (m).

O perímetro molhado é calculado da seguinte forma:

$$P = B_0 + H\sqrt{S_{s1}^2 + 1} + H\sqrt{S_{s2}^2 + 1} \quad (5.5)$$

Após substituir as equações (5.4) e (5.5) na equação (5.3), esta pode ser resolvida para determinar a profundidade da água no canal (Chapra e Canale, 2002),

$$H_k = \frac{(Q_n)^{3/5} \times (B_0 + H_{k-1}\sqrt{S_{s1}^2 + 1} + H_{k-1}\sqrt{S_{s2}^2 + 1})^{2/5}}{S^{3/10} \times [B_0 + 0,5(S_{s1} + S_{s2}) \times H_{k-1}]} \quad (5.6)$$

Em que  $k = 1, 2, \dots, n$  ( $n$  = número de iterações). O método iterativo termina quando o erro estimado for inferior a um valor especificado (0,001%). O erro estimado é calculado como:

$$\varepsilon_a = \left| \frac{H_{k+1} - H_k}{H_{k+1}} \right| \times 100\% \quad (5.7)$$

A velocidade pode ser determinada através da equação de continuidade:

$$U = \frac{Q}{A_c} \quad (5.8)$$

e a largura média da base do canal,  $B$  (m), pela expressão:

$$B = \frac{A_c}{H} \quad (5.9)$$

Na tabela 5.1 são apresentados valores sugeridos para o coeficiente de rugosidade de Manning.

O coeficiente de rugosidade de Manning,  $n$ , varia com o caudal e a profundidade (Gordon et al., 1992). Como a profundidade diminui para caudais baixos, a rugosidade relativa aumenta.

Tabela 5.1 - Coeficiente de rugosidade ou factor de Manning para várias superfícies de canais abertos (Cortes, 2004)

Tipo de Canal e sua caracterização	n
<b>Escavado ou canalizado</b>	
<i>Em terra, linear e uniforme:</i>	
Limpo, recente	0,016-0,020
Cascalho, secção uniforme, limpo	0,022-0,030
Com macrófitas	0,022-0,033
<i>Em terra, curvilíneo e de escoamento lento:</i>	
Sem vegetação	0,023-0,030
Macrófitas densas	0,030-0,040
Fundo de cascalho	0,030-0,050
<b>Rios</b>	
<i>Rios de pequena dimensão:</i>	
Perfil curvilíneo, limpo	0,033-0,045
Escoamento lento, macrófitas	0,050-0,080
Rios de montanha, sem vegetação, margens declivosas arborizadas:	
a) leito: domina gravilha e cascalho	0,030-0,050
b) leito: domina cascalho e pedras	0,040-0,070
<i>Rios de planície</i>	
Gramíneas curtas	0,025-0,035
Áreas cultivadas:	
Sem culturas	0,020-0,040
Culturas maduras	0,030-0,050
Árvores:	
Salgueiros densos	0,110-0,200
Floresta densa com cheias até aos ramos	0,080-0,120
<i>Rios principais:</i>	
Secção irregular sem blocos ou arbustos	0,025-0,060
Secção muito irregular	0,035-0,100

#### 5.1.4. Tempo de Passagem

O tempo de residência em cada trecho é calculado como:

$$\tau_k = \frac{V_k}{Q_k} \quad (5.10)$$

Em que:

$\tau_0$  - tempo de residência no segmento (d);

$V_k$  - volume do segmento k ( $m^3$ ), igual a  $A_{c,k} \Delta x_k$ , sendo  $\Delta x_k$  o comprimento do segmento k (m). Estes tempos são acumulados para determinar o tempo de passagem de montante até jusante em cada trecho i:

$$t_{t,i} = \sum_{k=1}^i \tau_k \quad (5.11)$$

### 5.1.5. Dispersão Longitudinal

A fórmula utilizada para determinar a dispersão é baseada nas características hidráulicas do canal (Fischer e tal., 1979):

$$E_{p,i} = 0,011 \times \frac{U_i^2 \times B_i^2}{B_i \times U_i^*} \quad (5.12)$$

Em que:

$E_{p,i}$  - dispersão longitudinal entre trechos  $i$  e  $i+1$  ( $m^2/s$ );

$U_i$  - velocidade ( $m/s$ );

$B_i$  - largura ( $m$ );

$H_i$  - profundidade média ( $m$ );

$U_i^*$  - velocidade de corte ( $m/s$ ), calculada pela expressão:

$$U_i^* = \sqrt{g \times H_i \times S_i} \quad (5.13)$$

Em que:

$g$  - aceleração da gravidade [ $9,81 m/s^2$ ];

$S$  - inclinação do canal ( $m/m$ ).

A dispersão numérica é calculada como:

$$E_{n,i} = \frac{U_i \times \Delta x_i}{2} \quad (5.14)$$

A dispersão  $E_i$  (a utilizar nos cálculos do modelo) é fixada da seguinte forma:

- Se  $E_{n,i} \leq E_{p,i}$ , a dispersão do modelo  $E_i = E_{p,i} - E_{n,i}$ ;
- Se  $E_{n,i} > E_{p,i}$ , a dispersão do modelo  $E_i = 0$ .

Para o último caso, a dispersão resultante será maior do que a dispersão real. No entanto, para a maioria dos rios em estado estacionário, o impacto desta sobrestimativa o gradiente da concentração é desprezável.

### 5.1.6. Constituintes do Modelo

As variáveis do modelo são apresentadas na tabela 5.2. Os constituintes da coluna de água são indicados pelo subscrito “ $i$ ” ou sem subscrito, e da água na zona hiporreica são indicados pelo subscrito “ $2$ ”, excepto para as algas de fundo na coluna de água ( $a_b$ ,  $IN_b$ ,  $IP_b$ ) e as bactérias heterotróficas na zona hiporreica dos sedimentos ( $a_b$ ).

Tabela 5.2 - Variáveis do estado do modelo (Pelletier et al., 2006)

Variável	Símbolo	Unidades
Condutividade	$S_1, S_2$	$\mu\text{mhos}$
Sólidos inorgânicos suspensos	$m_{i,1}, m_{i,2}$	$\text{mg D L}^{-1}$
Oxigénio dissolvido	$O_1, O_2$	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
CBOC de reacção lenta	$C_{s,1}, C_{s,2}$	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
CBOC de reacção rápida	$C_{f,1}, C_{f,2}$	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
Azoto orgânico	$n_{o,1}, n_{o,2}$	$\mu\text{g N L}^{-1}$
Azoto amoniacal	$n_{a,1}, n_{a,2}$	$\mu\text{g N L}^{-1}$
Nitratos	$n_{n,1}, n_{n,2}$	$\mu\text{g N L}^{-1}$
Fósforo orgânico	$p_{o,1}, p_{o,2}$	$\mu\text{g P L}^{-1}$
Fósforo inorgânico	$p_{i,1}, p_{i,2}$	$\mu\text{g P L}^{-1}$
Filoptâncton	$a_{p,1}, a_{p,2}$	$\mu\text{g A L}^{-1}$
Detritos (SST)	$m_{b,1}, m_{b,2}$	$\text{mg D L}^{-1}$
Patogénicos (CF)	$x_1, x_2$	$\text{cfu } 100 \text{ mL}^{-1}$
Constituinte genérico (CQO)	$gen_1, gen_2$	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
Alcalinidade	$Alk_1, Alk_2$	$\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$
Carbono inorgânico total	$c_{T,1}, c_{T,2}$	$\text{mol L}^{-1}$
Algas de fundo ( $a_b$ na camada da superfície da água), biofilme constituído por bactérias heterotróficas ( $a_h$ na zona hiporreica para opção do nível 2)	$a_b, a_h$	$\text{g D m}^{-2}$
Azoto nas algas de fundo	$IN_b$	$\text{mg N m}^{-2}$
Fósforo nas algas de fundo	$IP_b$	$\text{mg P m}^{-2}$

A simulação dos constituintes da qualidade da água presente na zona hiporreica é opcional no QUAL2Kw (3 opções disponíveis). Neste estudo, por falta de tempo, optou-se por não considerar a simulação dos constituintes na zona hiporreica. No entanto em trabalhos futuros pretende-se implementar a simulação dos constituintes na zona em questão.

O balanço de massa para um determinado constituinte, excepto para variáveis relacionadas com as algas de fundo, é descrito para cada trecho da seguinte forma (Figura 4.17):

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} S_i + \frac{E'_{hyp,i}}{V_i} (c_{2,i} - c_i) \quad (5.15)$$

Em que:

- $W_i$  - entrada externa dos constituintes no trecho  $i$  (mg/d);
- $S_i$  - ganhos e perdas de constituinte a reacções e a mecanismos de transferência de massa ( $\text{mg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ).

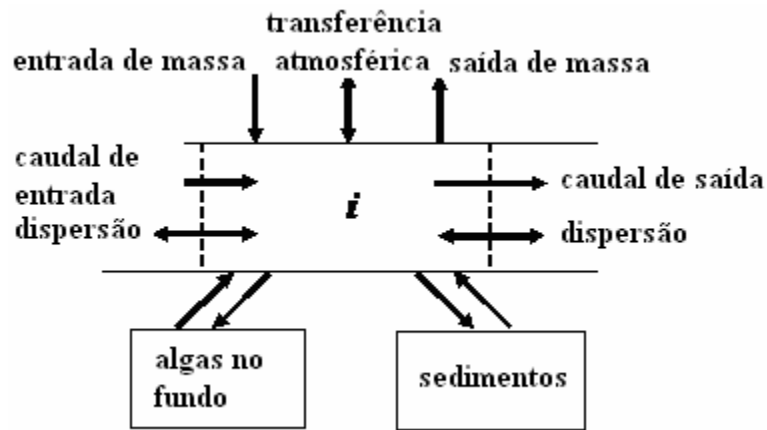


Figura 5.4 - Balanço de massa no trecho  $i$  (Pelletier et al., 2006)

A porosidade corresponde à fracção de fase líquida no volume total de sedimento (Chapra, 1997).

A carga externa é calculada como:

$$W_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} c_{psi,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} c_{npsi,j} \quad (5.16)$$

Em que:

$c_{ps,i,j}$  - é a concentração da carga pontual  $j$  para o trecho  $i$  (mg/L);

$c_{nps,i,j}$  - é a concentração da carga difusa  $j$  no trecho  $i$  (mg/L).

Para as algas de fundo, os termos de transporte e carga são omitidos,

$$\frac{da_{b,i}}{dt} = S_{b,i} \quad \frac{dIN_b}{dt} = S_{bN,i} \quad \frac{dIP_b}{dt} = S_{bP,i} \quad (5.17)$$

Em que:

$S_{b,i}$  - ganhos e perdas de biomassa de algas de fundo devidos a reacções (mg D m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);

$S_{bN,i}$  - ganhos e perdas de azoto das algas de fundo devidos a reacções (mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);

$S_{bP,i}$  - ganhos e perdas de fósforo das algas de fundo devidos a reacções (mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>).

Para os sólidos suspensos inorgânicos, fitoplâncton e detritos sedimentados assume-se que são depositados da coluna de água para os sedimentos na zona de diagénese. O submodelo de diagénese dos sedimentos considera o metabolismo anaeróbio do material depositado nos sedimentos.

Os ganhos e perdas para as variáveis de estado são apresentados na Figura 5.5 (de referir que os níveis internos de azoto e fósforo nas algas de fundo não são descritos). O processo de





Sólidos Suspensos Totais ( $\mu\text{g D/L}$ ):

$$STT = r a_{da} a_p + m_0 + m_i \quad (5.22)$$

CBOC última ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ):

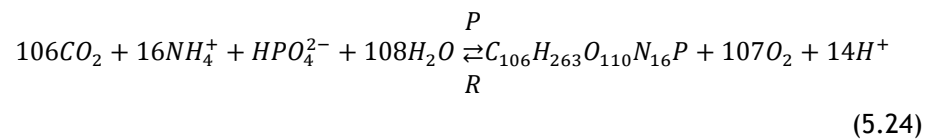
$$CBOC_u = c_s + c_f + r_{oc} r_{ca} a_p + r_{oc} r_{cd} m_0 \quad (5.23)$$

### 5.1.7. Reacções Fundamentais

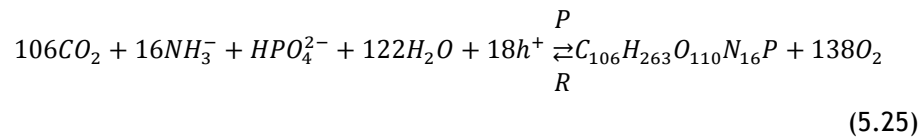
As equações químicas que representam a maioria das reacções bioquímicas que ocorrem no modelo são (Stumm e Morgan, 1996):

Fotossíntese (P) e Respiração ®:

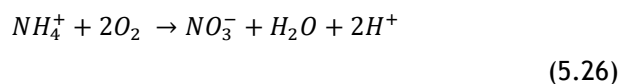
Amónio como substrato:



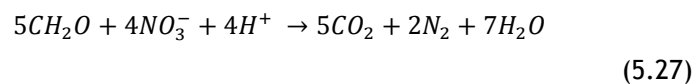
Nitrato como substrato:



Nitrificação:



Desnitrificação:



### 5.1.8. Relações Estequiométricas

O modelo requer que a relação estequiométrica referente à matéria orgânica (ex: fitoplâncton e detritos) seja especificada pelo utilizador. O modelo sugere a seguinte relação, como uma primeira aproximação (Redfield e tal., 1963; Chapra, 1997):

$$100 \text{ gD} : 40 \text{ gC} : 7200 \text{ mhN} : 1000 \text{ mgP} : 1000 \text{ mgA}$$

Os termos D, C, N, P e A referem-se, respectivamente, a matéria orgânica (peso seco), carbono, azoto, fósforo e clorofila-*a*. Refira-se que a clorofila-*a* é o parâmetro com maior intervalo de variação (500-2000 mgA) (Laws et al., 1990; Chapra, 1997).

Estes valores são depois combinados para determinar as razões estequiométricas:

$$r_{xy} = \frac{X}{Y} \quad (5.28)$$

Em que:

X - massa do elemento X (g);

Y - massa do elemento Y (mg).

Por exemplo, a quantidade de detritos (em peso seco) que é libertada devido à morte de 1mg de fitoplâncton pode ser calculada como:

$$r_{da} = \frac{100gD}{1000mgA} + 0,1 \frac{gD}{mgA} \quad (5.29)$$

O modelo requer que sejam introduzidas as taxas de consumo e produção de oxigénio. Se o azoto amoniacal é o substrato, pode ser usada a seguinte razão (baseada na equação 5.24) para determinar a quantidade de oxigénio produzido por grama de biomassa produzida através da fotossíntese:

$$r_{oca} = \frac{107molO_2(32gO_2/molO_2)}{106molC(12gC/molC)} + 2,96 \frac{gO_2}{gC} \quad (5.30)$$

Se o nitrato é o substrato, calcula-se a seguinte razão (baseada na equação 5.19):

$$r_{ocn} = \frac{138molO_2(32gO_2/molO_2)}{106molC(12gC/molC)} + 3,47 \frac{gO_2}{gC} \quad (5.31)$$

A equação 5.24 também é usada para estabelecer a relação estequiométrica relativa ao oxigénio consumido na respiração das plantas.

Para a nitrificação, obtém-se a seguinte razão:

$$r_{on} = \frac{2molO_2(32gO_2/molO_2)}{1molC(14gC/molC)} + 4,57 \frac{gO_2}{gN} \quad (5.32)$$

Como representado pela equação 5.27 a CBOC é utilizada durante a desnitrificação:

$$r_{ondn} = 2,67 \frac{gO_2}{gC} \times \frac{5molC \times 12gC/molC}{4molN \times 14gN/molN} \times \frac{1gN}{1000mgN} = 0,00286 \frac{gO_2}{mgN} \quad (5.33)$$

### 5.1.9. Efeito da Temperatura

O efeito da temperatura na constante cinética das reacções de primeira-ordem é representado por:

$$k(T) = k(20)\theta^{T-20} \quad (5.34)$$

Em que:

$k(T)$  - constante cinética da reacção ( $d^{-1}$ ) à temperatura T (°C);

$\theta$  - coeficiente da temperatura para a reacção.

## 5.2. Modelação do Sistema em Estudo

Pelo facto de o QUAL2Kw considerar o rio como a junção de diversos segmentos, a Ribeira da Freixada foi modelada desde o ponto de recolha 1, a montante da ETAR de Proença-a-Nova, até a ponto de recolha 10, na confluência da Ribeira da Freixada com a Ribeira da Pracana, ao longo de 23,91 km.

A largura média da Ribeira varia de campanha para campanha conforme apresentado na Tabela 5.3, devido principalmente ao rigor do verão.

Tabela 5.3 - Larguras médias da Ribeira da Freixada nas 3 campanhas

	Larguras médias
	(m)
1ª Campanha	1,5 - 9,1
2ª Campanha	1 - 7,6
3ª Campanha	0,9 - 6,5

Dividiu-se a ribeira em 9 trechos com comprimentos semelhantes. O declive longitudinal dos trechos varia entre 0,002% e os 0,011%. Considerou-se que o canal era de secção transversal trapezoidal com o declive de encostas constante e igual.

Para o coeficiente de Manning assumiu-se um valor igual a 0,034.

Definiram-se as características necessárias às simulações, tais como métodos de simulação de determinados parâmetros, tempo de calibração, tipos de contribuições pontuais, datas, entre outros (Figura 5.6).

**QUAL2Kw (version 5.1)**

**Stream Water Quality Model**

**Greg Pelletier, Steve Chapra, and Hua Tao**

**Department of Ecology and Tufts University**

Run  
Fortran

<b>System ID:</b>	
River name	Ribeira da Freixada
Saved file name	SIMUL_JAN
Directory where file saved	C:\Documents and Settings\User\Ambiente de trabalho\SIMULACAO
Month	1
Day	22
Year	2010
Local standard time zone	0
Daylight savings time	Yes
<b>Simulation and output options:</b>	
Calculation step	11,25 minutes
Number of days	2 days
Solution method (integration)	Euler
Solution method (pH)	Bisection
Simulate hyporheic exchange and pore water quality	No
Display dynamic diel output	Yes
State variables for simulation	All
Simulate sediment diagenesis	No
Simulate alkalinity change due to nutrient change	Yes
Program determined calc step	11,25 minutes
Time elapsed during last model run	0,16 minutes
Time of sunrise	8:47 AM
Time of solar noon	1:43 PM
Time of sunset	6:39 PM
Photoperiod	9,87 hours

Figura 5.6 - Características gerais da modelação para a 1ª campanha (interface QUAL2Kw)

Os resultados são apresentados para dois dias de simulação, tempo mínimo necessário, por defeito, para o sistema atingir o estado estacionário.

### 5.2.1. Parâmetros do Modelo

A gama de valores para os parâmetros cinéticos do QUAL2Kw foi obtida da literatura, incluindo o documento de referência da EPA (Environmental Protection Agency) (USEPA, 1985b), os valores apresentados por defeito pelo modelo (Pelletier et al., 2005), os valores descritos na modelação de rios recorrendo aos modelos QUAL2E e QUAL2E-UNCAS (Brown et al., 1987; Paliwal et al., 2007).

O modelo de transporte Euleriano (nomeadamente o modelo da Bisseccção para a modelação do pH) foi usado no processo de integração.

Os parâmetros do modelo (Tabela 5.4) foram mantidos constantes na calibração para os três cenários considerados neste estudo (Janeiro, Abril e Junho de 2010).

Tabela 5.4 - Parâmetros de calibração do modelo QUAL2Kw para a modelação da Ribeira da Freixada (valores por defeito do modelo QUAL2Kw)

Parâmetros	Valores	Unidades	Auto-cal	minimo	máximo
Carbono	40	gC	No	30	50
Azoto	7,2	gN	No	3	9
Fósforo	1	gP	No	0,4	2

**Caracterização do impacto das descargas da ETAR de Proença-a-Nova na Ribeira da Pracana**

Peso Seco	100	gD	No	100	100
Clorofila	1	gA	No	0,5	2
Velocidade de sedimentação de SSI	0,90	m/d	Yes	0	2
Modelo de arejamento	Owens-Gibbs		No		
Taxa de hidrólise de CBOC <sub>lenta</sub>	1,52	/d	Yes	0	4,2
Taxa de degradação de CBOC <sub>lenta</sub>	2,88	/d	Yes	0	4,2
Taxa de degradação de CBOC <sub>rápida</sub>	3,00	/d	No	0	4,2
Taxa de hidrólise de N-orgânico	0,40	/d	Yes	0	0,4
Velocidade de decantação de N-orgânico	0,70	m/d	Yes	0,001	1
Taxa de nitrificação	2,03	/d	Yes	0	10
Taxa de desnitrificação	1,46	/d	Yes	0	2
Coefficiente de transf. sedimentar de desnitrificação	0,93	m/d	Yes	0	1
Taxa de hidrólise de P-orgânico	0,07	/d	Yes	0,01	0,7
Velocidade de decantação de P-orgânico	0,73	m/d	Yes	0,001	1
Velocidade de decantação de P-inorgânico	1,23	m/d	Yes	0	2
Constante de atenuação de oxigénio (meia-saturação) de P	0,90	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	Yes	0	2
<i>Fitoplancton:</i>					
Taxa máxima de crescimento	2,95	/d	Yes	1,5	3
Taxa de respiração	0,02	/d	Yes	0	1
Taxa de decaimento	0,79	/d	Yes	0	1
Constante de meia-saturação para o azoto	34,9	ugN/L	Yes	0	150
Constante de meia-saturação para o fósforo	22,66	ugP/L	Yes	0	50
Constante de meia-saturação para o carbono inorgânico	1,09E-04	moles/L	Yes	1,30E-06	1,30E-04
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> como substrato	Yes				
Função limitante da luz	Half saturation				
Constante da luz (modelo de meia-saturação)	19,6	langleys/d	Yes	9,7790396	39116158
Factor algal de preferência por NH <sub>3</sub>	12,6	ugN/L	Yes	0	25
Velocidade de decantação	0,02	m/d	No	0	5
<i>Plantas de fundo:</i>					
Modelo de crescimento	Zero-order				
Taxa máxima de crescimento	145	mgA/m <sup>2</sup> /d	Yes	0	500
Capacidade de transporte (modelo de 1ª ordem)	1000	mgA/m <sup>2</sup>	No	1000	1000
Taxa de respiração	0,38	/d	Yes	0,05	0,5
Velocidade de excreção	0,36	/d	Yes	0	0,5
Taxa de decaimento	0,19	/d	Yes	0	0,5
Constante de meia-saturação para o azoto	30,0	ugN/L	Yes	10	300
Constante de meia-saturação para o fósforo	1,84	ugP/L	Yes	1	50
Constante de meia-saturação para o carbono inorgânico	2,12E-05	moles/L	Yes	1,30E-06	1,30E-04
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> como substrato	Yes				
Função limitante da luz	Half saturation				
Constante da luz (modelo de meia-saturação)	50,9	langleys/d	Yes	1	100
Factor de preferência por NH <sub>3</sub>	97,4	ugN/L	Yes	1	100
Cota de subsistência para o azoto	5,23	mgN/mgA	Yes	0,0072	7,2
Cota de subsistência para o fósforo	0,96	mgP/mgA	Yes	0,001	1
Velocidade máxima de utilização de azoto	120	mgN/mgA/d	Yes	1	500
Velocidade máxima de utilização de fósforo	422	mgP/mgA/d	Yes	1	500
Rácio interno de azoto (meia saturação)	2,00		Yes	1,05	5

Rácio interno de afósforo (meia saturação)	3,31		Yes	1,05	5
Taxa de decaimento de CF	3,41	/d	Yes	0	5
Velocidade de decantação de CF	1	m/d	Yes	1	1
Velocidade de decaimento de CQO	0,77	/d	Yes	0	0,8
Velocidade de decantação de CQO	0,99	m/d	Yes	0	1

### 5.3. Calibração do Modelo

A calibração dos parâmetros é requerida pela maioria dos modelos hidrológicos devido às variações espaciais não representadas na formulação do modelo, a parâmetros cujo valor não se conhece e que não estão incluídos no modelo e à extrapolação de medições de parâmetros em laboratório para o sistema natural.

Este passo é realizado com a finalidade de ajustar os resultados calculados pelos sistemas de modelagem com os dados obtidos em campo.

Assim, a calibração consiste em variar os parâmetros do modelo de maneira a obter uma concordância otimizada entre os resultados calculados e os dados observados (Chapra, 1997). Tal estágio na modelagem é também definido por Von sperling (2007) como a estimativa dos parâmetros (coeficientes) integrantes das equações.

Existem três técnicas que podem ser utilizadas para o processo de calibração de um sistema de modelagem (Chapra, 2003): calibração manual; medição das taxas e auto-calibração.

Neste estudo foi utilizado o processo de auto-calibração. A auto-calibração ajuda o modelador, guiando-o e economizando tempo no processo de calibração manual.

Para a otimização do processo de calibração, o QUAL2Kw utiliza o PIKAIA, ferramenta que compreende um algoritmo genético como técnica de procura de um problema de optimização. Os algoritmos genéticos são uma classe particular de algoritmos evolutivos que usam técnicas inspiradas pela biologia evolutiva como hereditariedade, mutação, selecção natural e recombinação (Mendes 2010).

O PIKAIA tem como objectivo maximizar uma função objectivo  $f(x)$ . A optimização é efectuada para um intervalo de valores previamente definido pelo utilizador para cada parâmetro cinético ( $x$ ) sendo cada valor internamente reconvertido para o intervalo  $[0,1]$ . Estes são sequenciados pelos valores de  $x$  de acordo com uma interpolação linear entre os valores mínimo e máximo. O valor da função objectivo  $f(x)$ , que rege a maximização realizada pelo algoritmo genético, corresponde à aptidão, ou adequação de determinada simulação para os parâmetros sequenciados em questão (Mendes 2010).

O QUAL2Kw possibilita ao utilizador definir os parâmetros e respectivos intervalos de valores mínimo e máximo, que serão auto-calibrados, na folha "RATES".

Na folha "FITNESS" do QUAL2Kw, o utilizador pode estruturar a função objectivo mais conveniente, desde que o seu valor aumente a qualidade do ajuste.

Tabela 5.5 - Coeficientes do PIKAIA na folha "RATES" do QUAL2Kw (valores por defeito do modelo QUAL2Kw)

Variável	Símbolo	Unidades
Random number seed	123456	seed
Model runs in a population (<=512)	100	np
Generations in the evolution	100	ngen
Digits to encode genotype (<=6)	5	nd
Crossover mode (1, 2, 3, 4, 5, 6 or 7)	5	icross
Crossover probability (0-1)	0,85	pcross
Mutation mode (1, 2, 3, 4, 5 or 6)	2	imut
Initial mutation (0-1)	0,005	pmut
Minimum mutation rate (0-1)	0,0005	mutmn
Maximum mutation rate (0-1)	0,25	pmutmx
Relative fitness differential (0-1)	1	fdif
Reproduction pal (1, 2 or 3)	1	irep
Elitism (0 or 1)	1	ielite
Restart from previous evolution (0 or 1)	0	iestart

Em que:

- seed* - qualquer valor inteiro que pode ser lançado como semente para a geração de números aleatórios;
- np* - número de simulações de uma população (valor por defeito é igual a 100);
- ngen* - número de gerações de evolução, em que este é o número de gerações onde cada solução para a calibração automática está a evoluir (o valor por defeito é igual a 50);
- nd* - número de dígitos para codificar cada cromossoma (o valor por defeito é igual a 5);
- icross* - modo de cruzamento (o valor por defeito é igual a 3);
- pcross* - probabilidade de recombinação (deve ser menor ou igual a 1. O valor por defeito é igual a 0,85);
- imut* - modo de mutação (o valor por defeito é igual a 2);
- pmut* - probabilidade de mutação inicial (o valor por defeito é igual a 0,005);
- pmutmn* - probabilidade de mutação mínima (deve ser maior ou igual a 0. O valor por defeito é igual a 0,0005);
- pmutmx* - probabilidade de mutação máxima (deve ser menor ou igual a 1,0. O valor por defeito é igual a 0,25);
- fdif* - varia de 0 a 1 (o valor por defeito é igual a 1);
- irep* - plano de reprodução, onde 1 é a substituição total da geração, 2 a substituição aleatória constante e 3 a substituição constante que descarta as piores criações (o valor por defeito é igual a 1);
- ielite* - aplicado somente a planos de reprodução. 1-ligado e 2-desligado (o valor por defeito é igual a 0);

*irestart* - reinício da evolução anterior, onde 0 são os valores aleatórios iniciais, 1 a utilização da última geração da simulação anterior para a população inicial (o valor por defeito é igual a 0).

O ajuste final é efectuado de forma a minimizar as diferenças entre os valores medidos e os valores previstos pelo modelo por ajuste de um grande número de parâmetros, num número de corridas imposto pelo utilizador para definir a população.

Para garantir a robustez das estimativas dos parâmetros é necessário calibrar o modelo para várias situações, que representem a variedade de cenários que o modelo terá de simular. Quanto maior e diverso for o número de situações disponíveis para calibrar o modelo, maior será a confiança do utilizador nos resultados previstos pelo modelo (Vieira, 2007).

Os valores atribuídos aos parâmetros introduzidos no modelo de modo a reproduzir os valores observados, correspondem aos valores medidos em nove dos doze pontos de recolhas de amostras (PR1, PR2, PR3, PR4, PR5A, PR6, PR7, PR8, PR9), para as diferentes condições meteorológicas que caracterizaram cada uma das campanhas de amostragem e aos caudais estimados para cada um.

O modelo simula a carência bioquímica de oxigénio (CBOC) considerando a bioquímica de oxigénio de reacção lenta ( $CBOC_{lenta}$ ) e a bioquímica de oxigénio de reacção rápida ( $CBOC_{rápida}$ ). A  $CBOC_{lenta}$  aumenta devido à dissolução de detritos e diminui por via da hidrólise. A  $CBOC_{rápida}$  aumenta por via da hidrólise da CBOC de reacção lenta e diminui por via da oxidação e desnitrificação, equações descritas em Pelletier e Chapra (2005).

Como o modelo simula a  $CBO_u$ , os valores de  $CBO_5$  medidos foram convertidos em  $CBOC_{rápida}$  ( $CBO_u$ ) usando a seguinte relação:

$$CBO_u = \frac{CBO_5}{1 - e^{-5k}} \quad (5.35)$$

Em que:

$k$  - constante cinética de decomposição de CBOC ( $d^{-1}$ ) (Pelletier et al., 2006).

Os valores de  $k$  para águas poluídas e efluentes contaminados com carbono orgânico variam na gama de 0,05-0,3  $d^{-1}$  (Chapra, 1997).

Para este estudo assumiu-se para o valor de  $k$ , 0,18  $d^{-1}$  (rácio  $CBO_u/CBO_5 = 1,7$ ). Tendo sido a  $CBOC_{lenta}$  calculada da seguinte forma:

$$CBO_{lenta} = 0,90 \times CQO - CBO_{rápida} \quad (5.36)$$

O modelo QUAL2Kw considera ainda como variáveis de entrada o fósforo orgânico e o fósforo inorgânico. No entanto, para o presente estudo apenas se mediu a concentração de fósforo total. Assim, considerou-se uma repartição igual do fósforo em fósforo orgânico e fósforo inorgânico.



## 5.4. Resultados

Numa análise geral pode dizer-se que os resultados da calibração para os vários parâmetros foram bastante satisfatórios. Apesar do sucesso da calibração o comportamento de alguns parâmetros em determinadas campanhas mostrou alguma dificuldade de calibração. Facto que pode estar relacionado com a determinação de alguns valores e com a introdução de valores estimados. A introdução da velocidade da água também será uma variável importante a considerar nos desenvolvimentos futuros, para uma melhor calibração do modelo.

### 5.4.1. Caudal

Verifica-se que os resultados da calibração do caudal estão concordantes com os valores observados para as três campanhas de amostragem. Como seria de esperar, os caudais mais elevados foram observados na primeira campanha (campanha de Janeiro) diminuindo proporcionalmente nas campanhas seguintes.

Longitudinalmente, observou-se a mesma variação do caudal, aumentando sempre desde o primeiro ponto, perto da ETAR de Proença-a-Nova até ao ponto de recolha na confluência da Ribeira da Freixada com a Ribeira da Pracana.

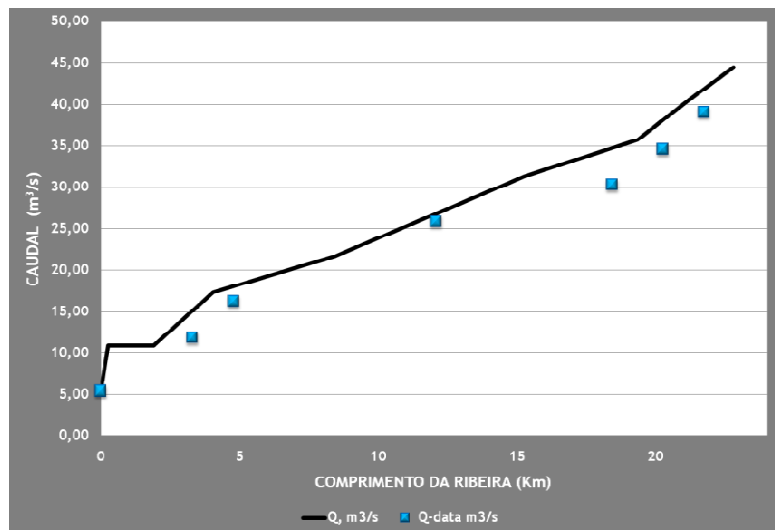


Figura 5.7 - Resultado da calibração do caudal - Janeiro de 2010

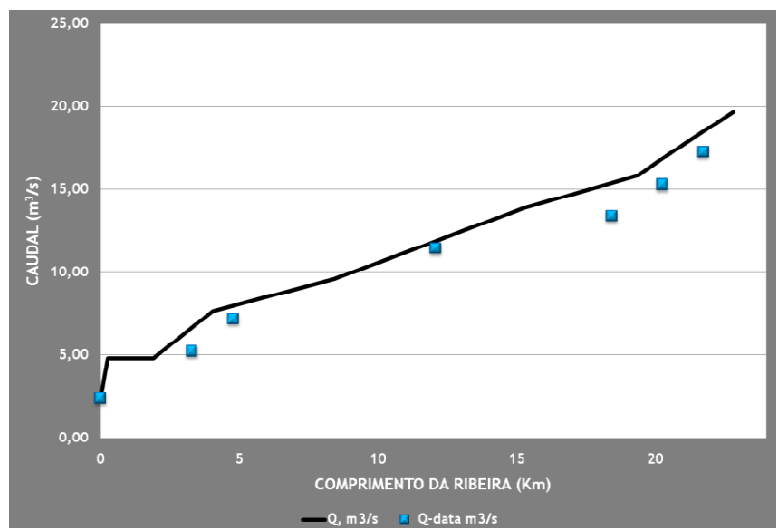


Figura 5.8 - Resultado da calibração do caudal - Abril de 2010

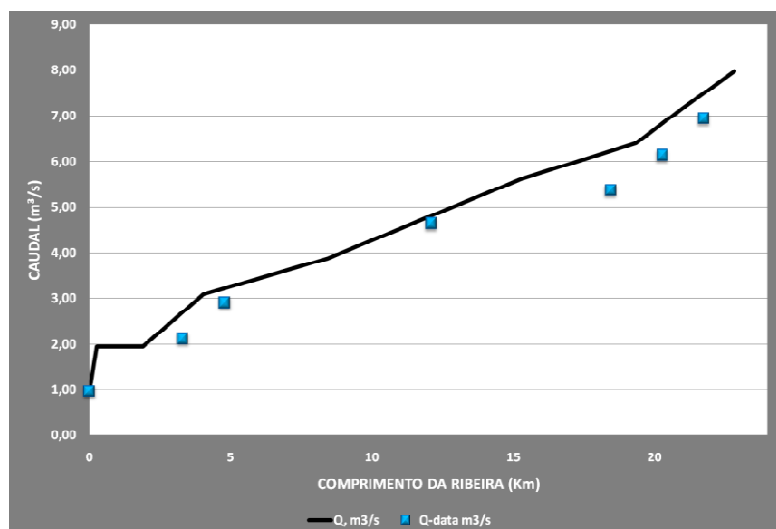


Figura 5.9 - Resultado da calibração do caudal - Junho de 2010

### 5.4.2. Temperatura da Água

A temperatura da água é um parâmetro que apesar de não ser químico, é de vital importância para a vida aquática. Além disso, é também muito importante dada a sua influência nas reacções químicas e na velocidade de reacção.

É importante referir que devido às distâncias entre os pontos de recolha, as temperaturas medidas nos vários pontos ao longo da Ribeira da Freixada, foram efectuadas no decorrer da manhã, tendo sido medido a temperatura nos primeiros pontos ao início da manhã e a temperatura dos pontos mais a jusante obtidos no final da manhã. Este facto pode ter contribuído para a formação do gradiente longitudinal. A maior heterogeneidade espacial foi observada na terceira campanha e a menor na primeira campanha.

Os valores da temperatura da água variaram conforme as estações do ano em que se realizaram as campanhas, apresentando um intervalo de valores entre os 10,3 °C e os 26,4 °C. Os

valores mais baixos foram observados na primeira campanha (Inverno) e os mais altos na terceira campanha (Verão).

Os resultados da calibração na primeira campanha ajustam-se aos valores observados, o mesmo não se verifica para as restantes campanhas. Embora os valores acompanhem os resultados do modelo, este apresenta valores mais baixos que os medidos *in situ*.

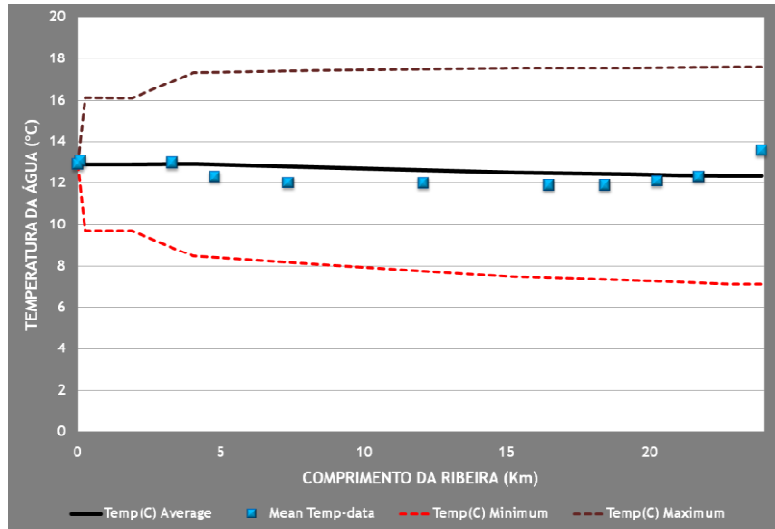


Figura 5.10 - Resultado da calibração da temperatura da água - Janeiro de 2010

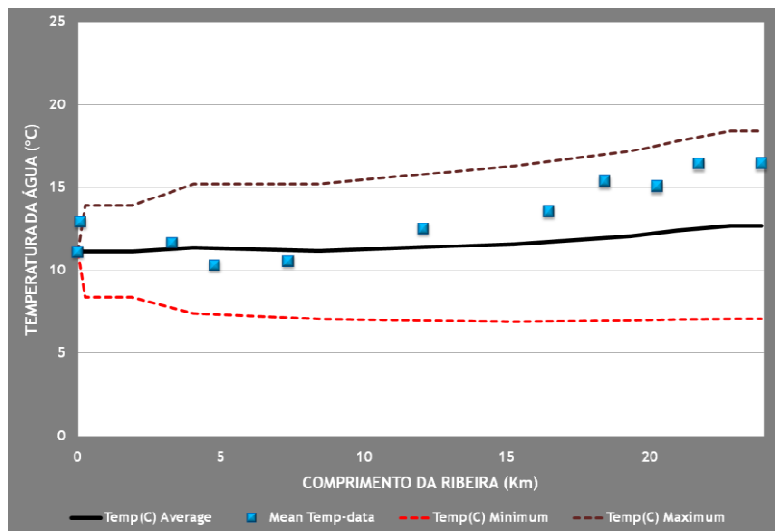


Figura 5.11 - Resultado da calibração da temperatura da água - Abril de 2010

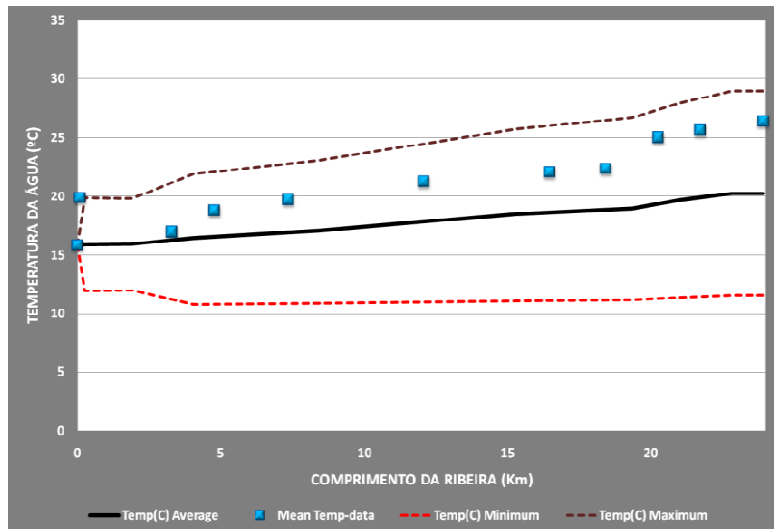


Figura 5.12 - Resultado da calibração da temperatura da água - Junho de 2010

### 5.4.3. Condutividade Eléctrica

Os valores do modelo para a condutividade eléctrica sobrestimam os valores observados em todas as campanhas. No entanto reflectem a tendência de decréscimo desta ao longo da Ribeira. No entanto os valores da condutividade eléctrica não revelaram grande variação ao longo da Ribeira.

Temporalmente observou-se a mesma tendência de valores bastante aproximados nas três campanhas.

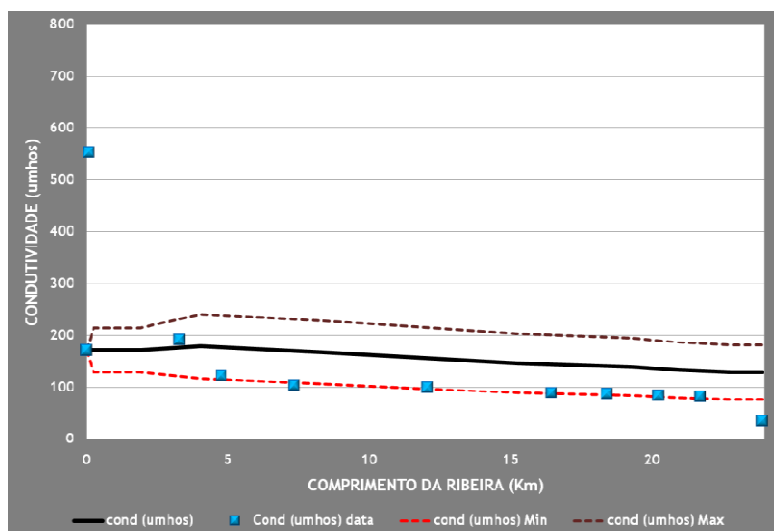


Figura 5.13 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Janeiro de 2010

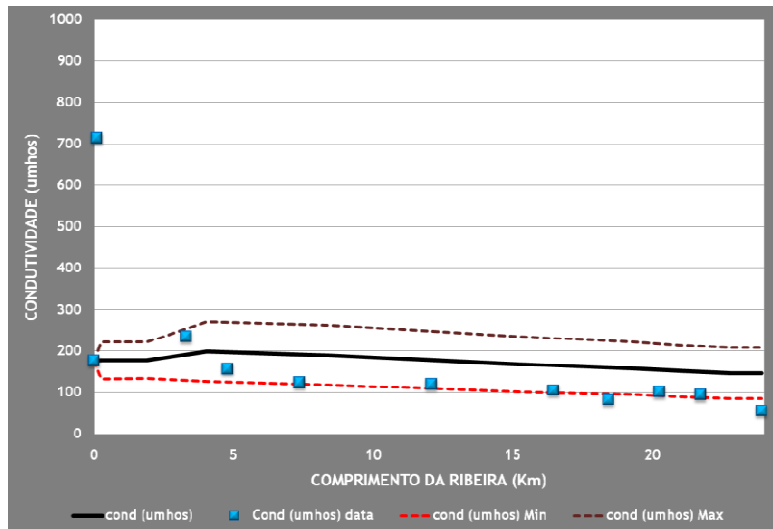


Figura 5.14 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Abril de 2010

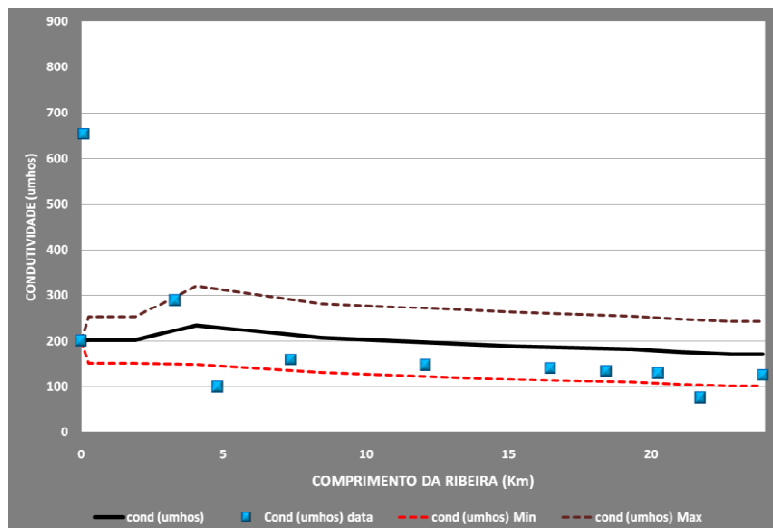


Figura 5.15 - Resultado da calibração da condutividade eléctrica - Junho de 2010

#### 5.4.4. Sólidos Suspensos Totais

Em relação aos sólidos suspensos totais, os valores decrescem ao longo da Ribeira nas três campanhas, embora na terceira campanha se verifique um elevado aumento à passagem do km 15 seguida de uma descida brusca até ao final da Ribeira.

Enquanto na terceira campanha a calibração se ajusta aos valores observados, nas primeira e na segunda tal já não se verifica, sendo no entanto satisfatórios.

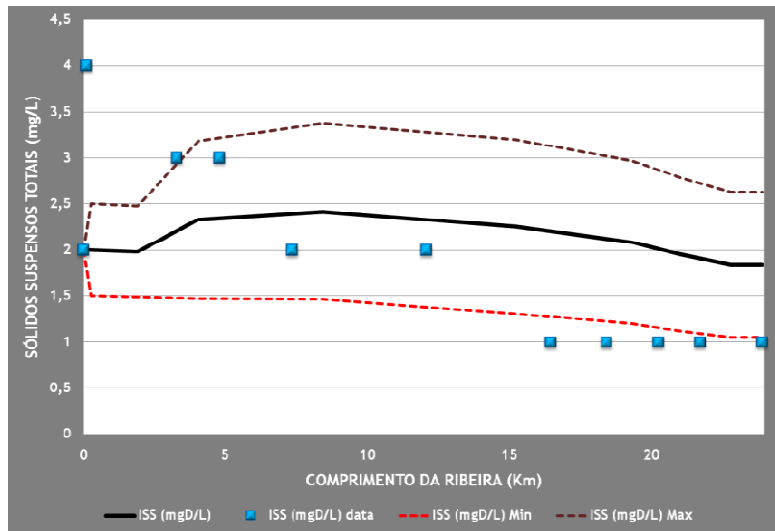


Figura 5.16 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Janeiro de 2010

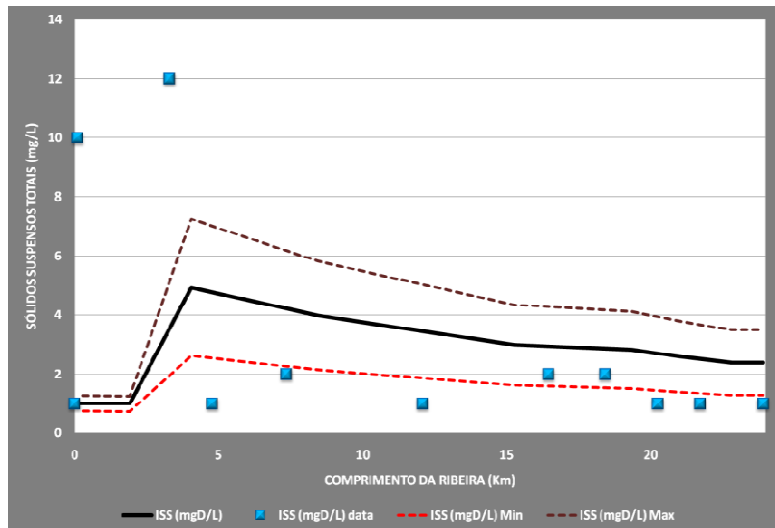


Figura 5.17 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Abril de 2010

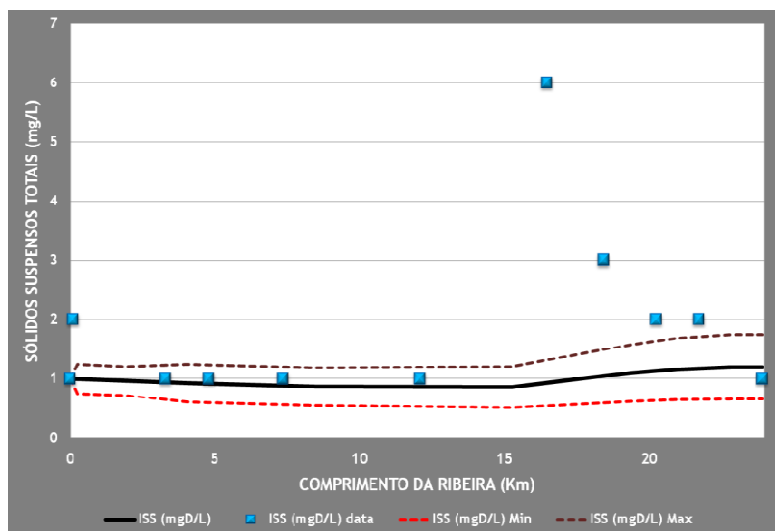


Figura 5.18 - Resultado da calibração dos sólidos suspensos totais - Junho de 2010

### 5.4.5. Oxigénio Dissolvido

O teor de oxigénio dissolvido de uma água varia consoante a sua origem e as influências que sofrem ao longo do seu percurso.

Os resultados da calibração dados pelo modelo para o oxigénio dissolvido são aceitáveis, com melhor correspondência aos dados observados na campanha chuvosa (Janeiro).

Em termos de concentração observou-se que os valores do oxigénio dissolvido aumentaram ligeiramente ao longo do rio nas campanhas de Janeiro e Junho, mantendo-se praticamente constante na campanha de Abril. Ainda assim indicam que as águas superficiais amostradas não apresentam um nível de oxigenação completamente satisfatório, uma vez que não atingem a saturação.

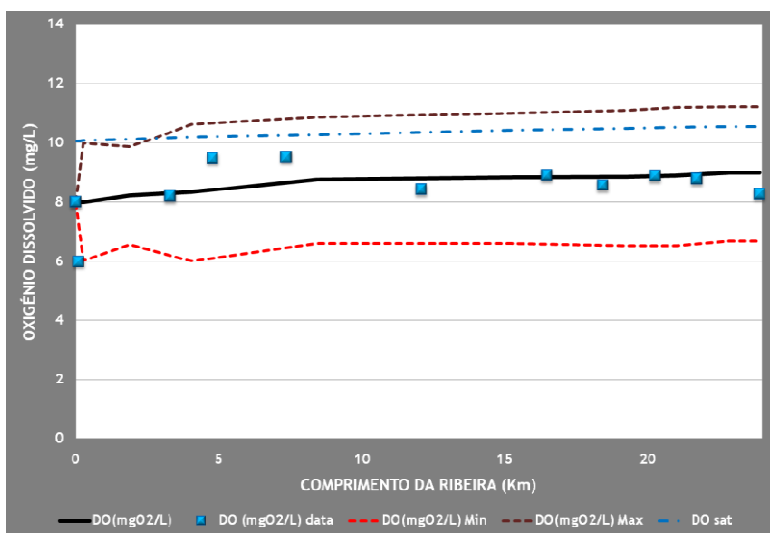


Figura 5.19 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Janeiro de 2010

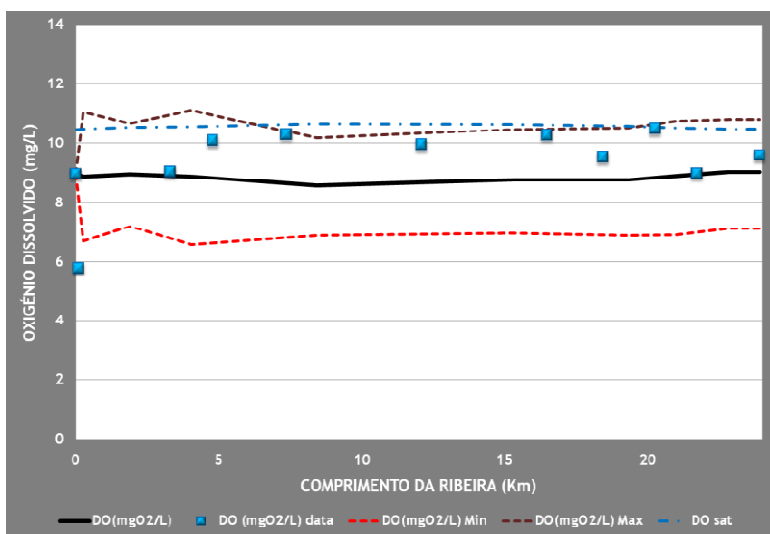


Figura 5.20 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Abril de 2010

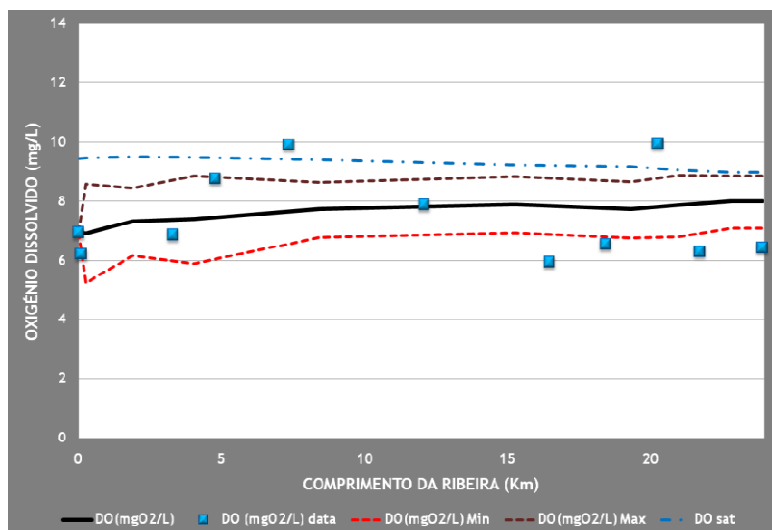


Figura 5.21 - Resultado da calibração do oxigénio dissolvido - Junho de 2010

### 5.4.6. Carência Bioquímica de Oxigénio

Em relação à carência bioquímica de oxigénio os resultados da calibração variaram de campanha para campanha. Enquanto que na primeira campanha os valores observados concordam com os resultados obtidos na calibração do modelo, nas outras duas campanhas os resultados ajustam-se de forma aceitável, no entanto mais satisfatoriamente na campanha três. A discrepância verificada na campanha é justificada pelo valor elevado da carência bioquímica de oxigénio no ponto três de amostragem.

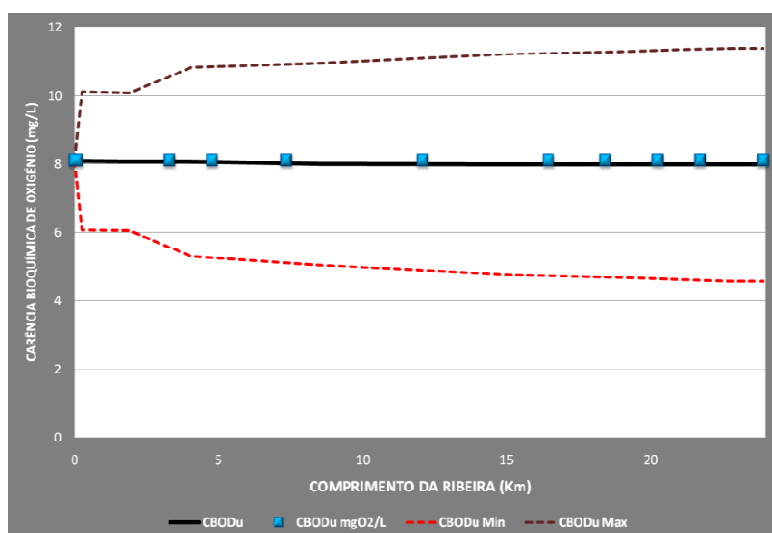


Figura 5.22 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio - Janeiro de 2010



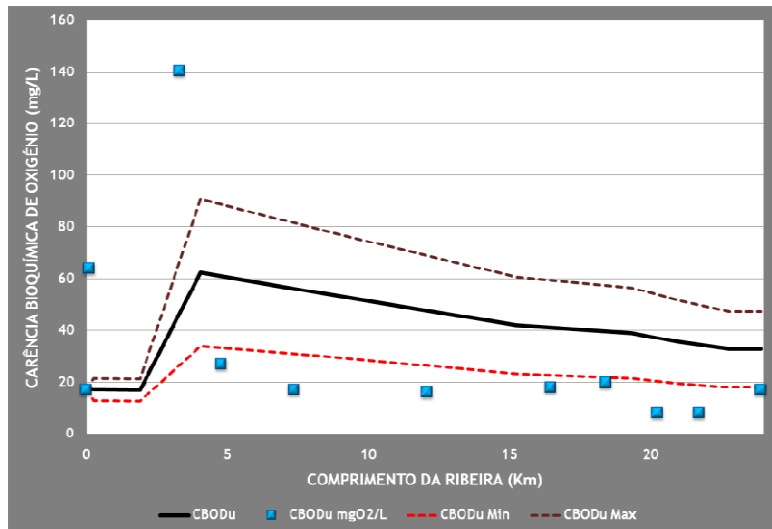


Figura 5.23 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigênio - Abril de 2010

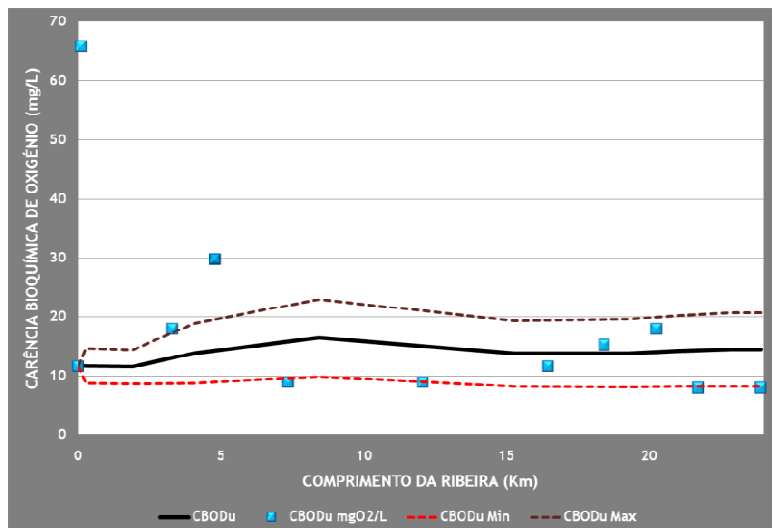


Figura 5.24 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigênio - Junho de 2010

Os resultados obtidos na calibração para a carência bioquímica de oxigênio de reacção lenta apresentam um comportamento idêntico ao da carência bioquímica de oxigênio com excepção da campanha um, em que o ajuste aos valores observados com o resultado da calibração não é muito satisfatório.

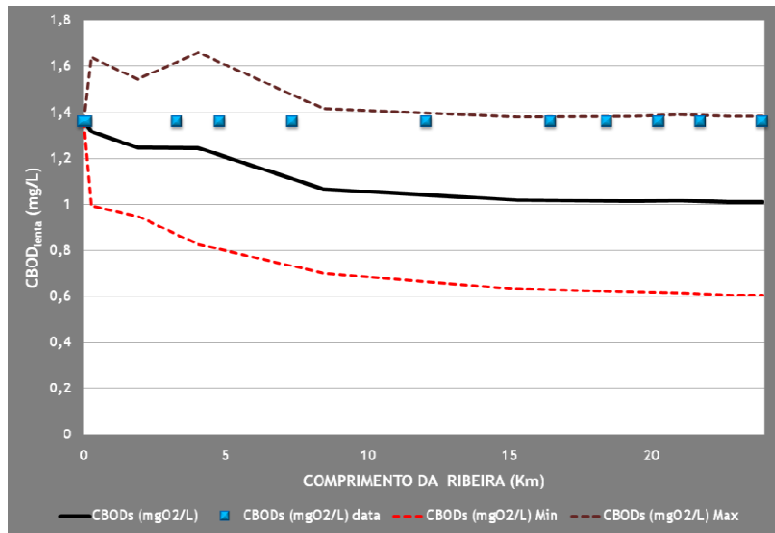


Figura 5.25 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Janeiro de 2010

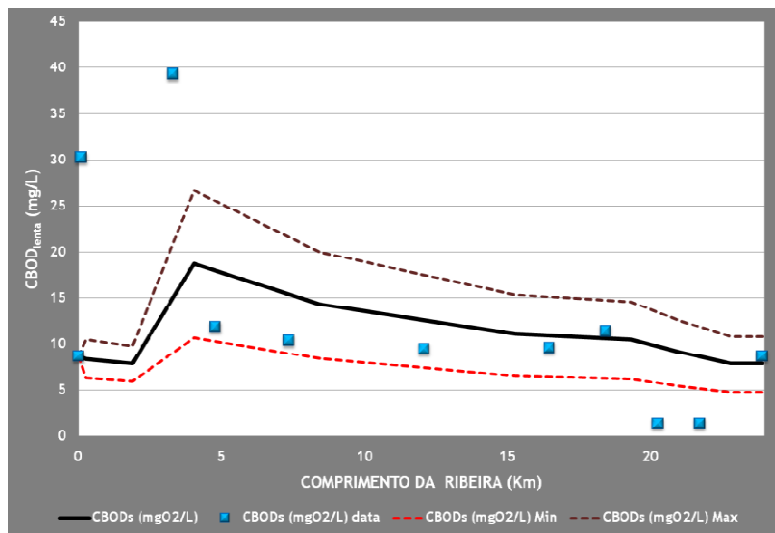


Figura 5.26 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Abril de 2010

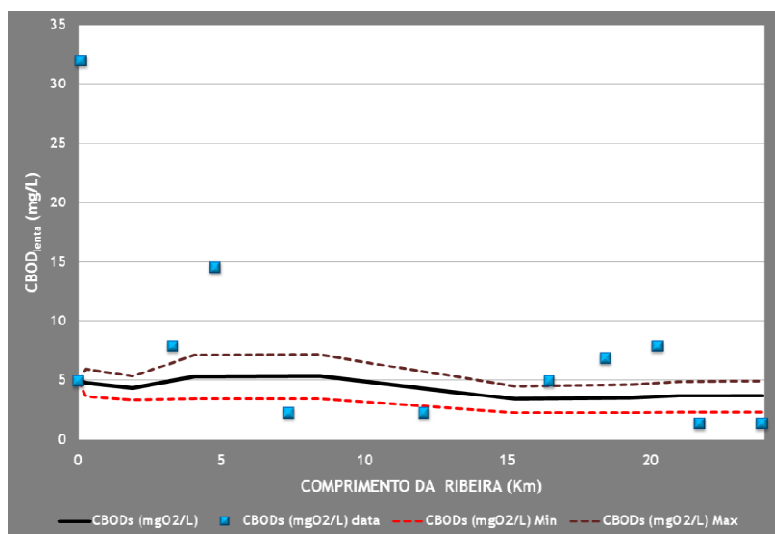


Figura 5.27 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção lenta - Junho de 2010

Na carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida o ajuste dos resultados da calibração com os valores observados é semelhante como ajuste verificado na carência bioquímica de oxigénio.

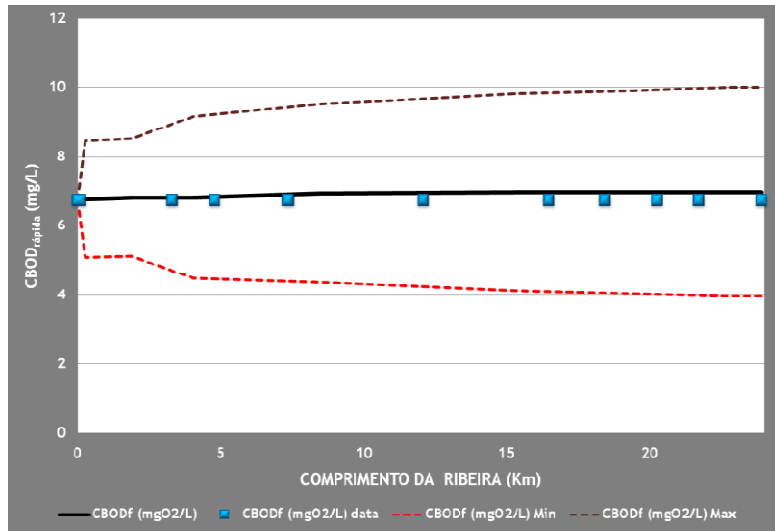


Figura 5.28 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida - Janeiro de 2010

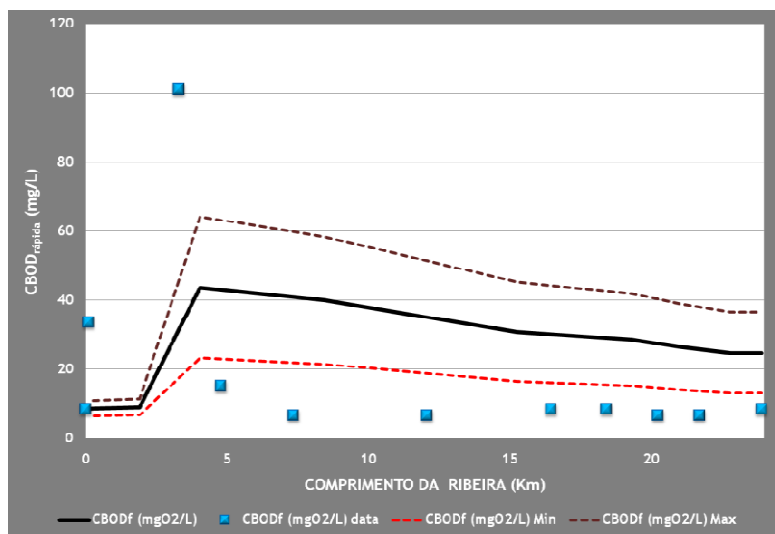


Figura 5.29 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigénio de reacção rápida - Abril de 2010

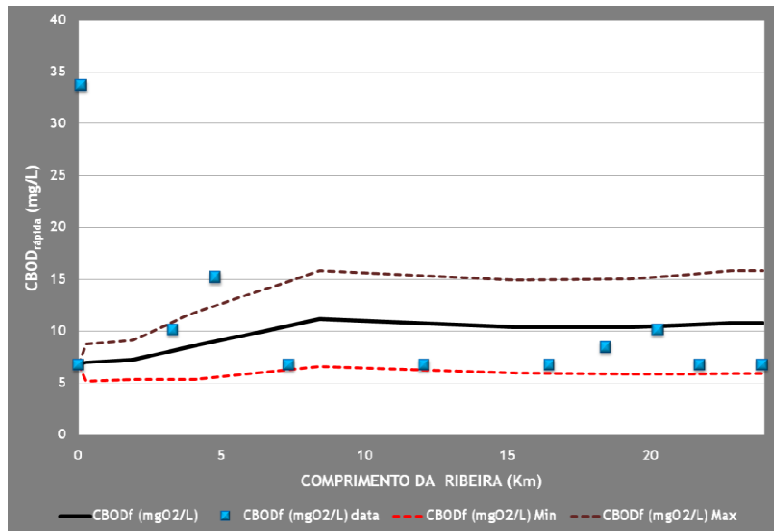


Figura 5.30 - Resultado da calibração da carência bioquímica de oxigênio de reacção rápida - Junho de 2010

### 5.4.7. Fósforo

A calibração do fósforo inclui fósforo orgânico e fósforo inorgânico, estando os resultados destes concordantes com os valores medidos, uma vez que estes foram estimados a partir do fósforo total. Embora na campanha dois não se verifique esta concordância devido à grande contribuição da descarga da ETAR, o seu ajuste é aceitável.

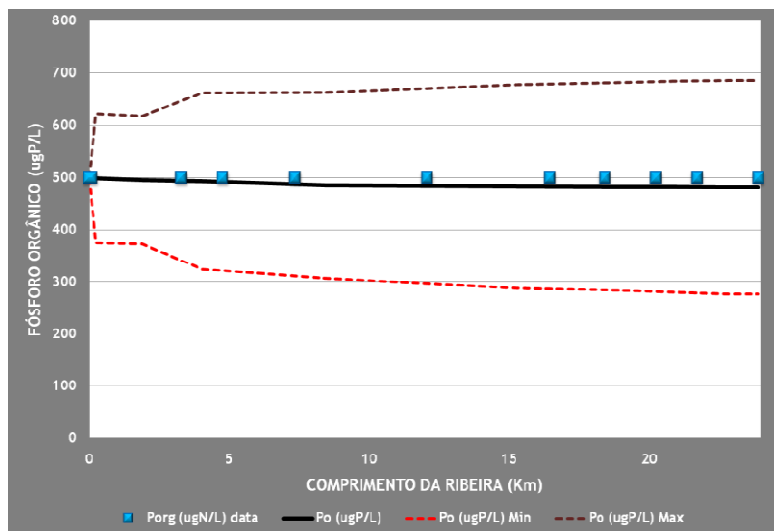


Figura 5.31 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Janeiro de 2010

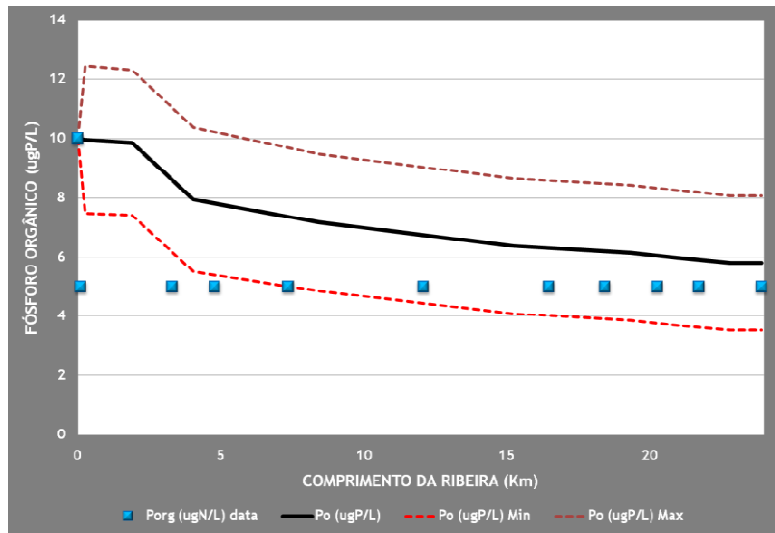


Figura 5.32 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Abril de 2010

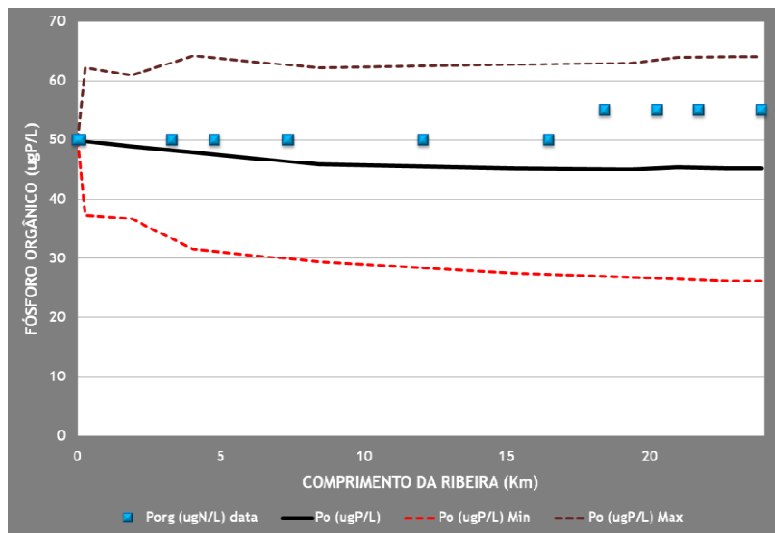


Figura 5.33 - Resultado da calibração do fósforo orgânico - Junho de 2010

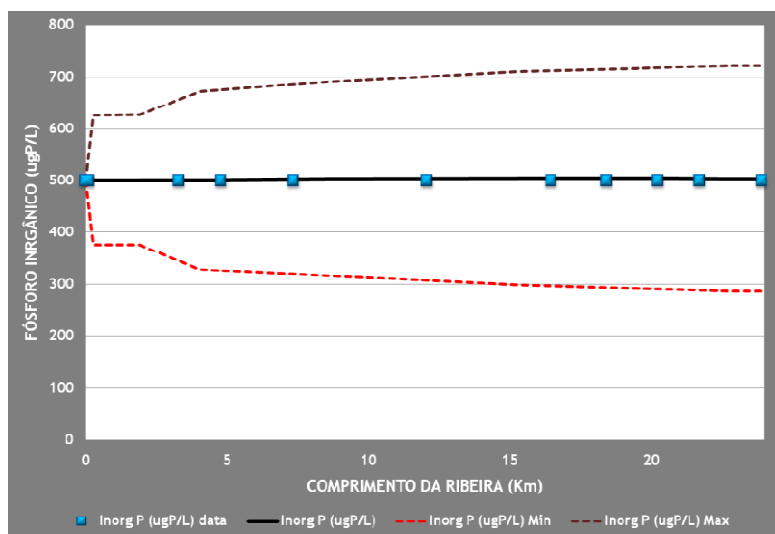


Figura 5.34 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Janeiro de 2010

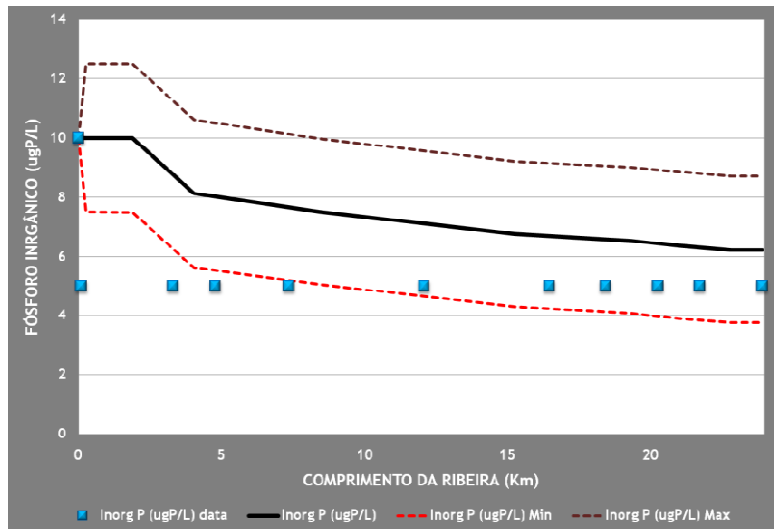


Figura 5.35 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Abril de 2010

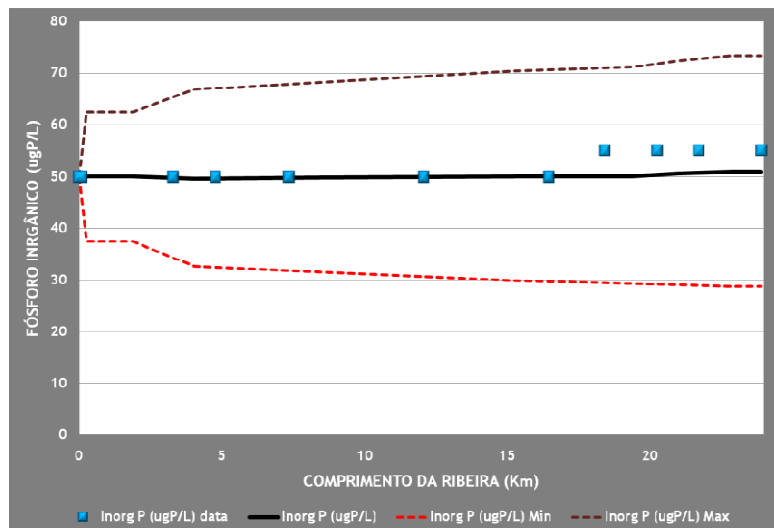


Figura 5.36 - Resultado da calibração do fósforo inorgânico - Junho de 2010

#### 5.4.8. pH

Os valores observados para o pH, embora não completamente ajustados aos resultados da calibração do modelo, aproximam-se bastante dos resultados do modelo.

Do modelo resultaram valores bastante idênticos para todas as campanhas, verificando-se alguma variação dos mesmos nos primeiros pontos das campanhas dois e três.

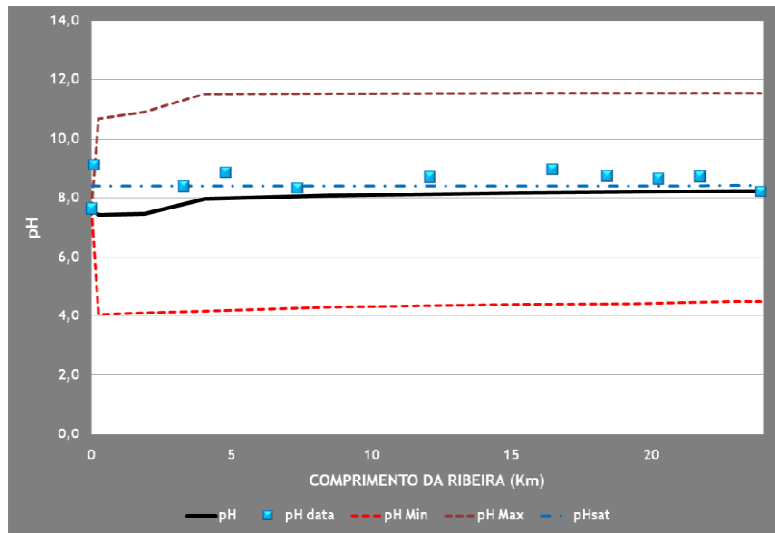


Figura 5.37 - Resultado da calibração do pH - Janeiro de 2010

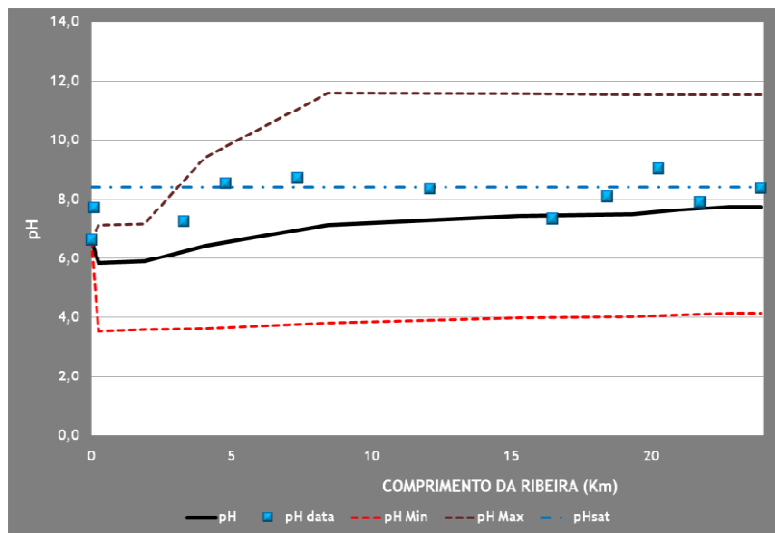


Figura 5.38 - Resultado da calibração do pH - Abril de 2010

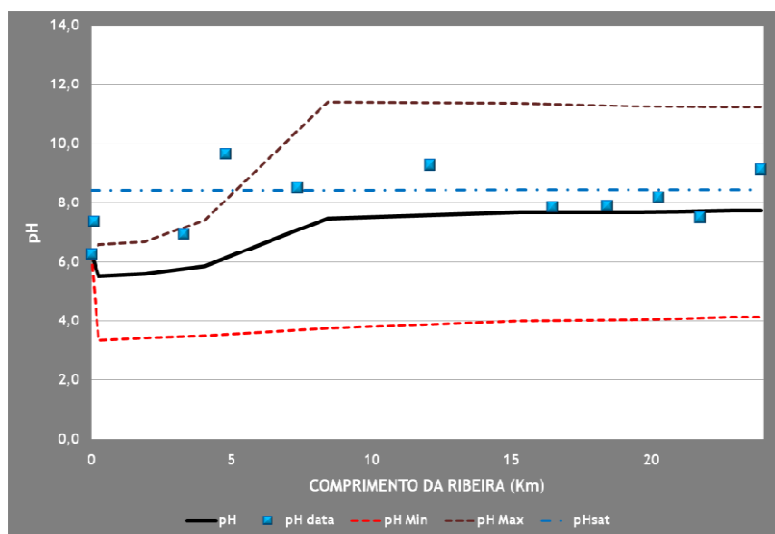


Figura 5.39 - Resultado da calibração do pH - Junho de 2010

### 5.4.9. Coliformes Fecais

Em relação aos coliformes fecais, na calibração de Janeiro os valores do modelo sobrestimam os valores observados, no entanto revelaram um comportamento decrescente ao longo da Ribeira. Já para as campanhas dois e três, o resultado da calibração ajusta-se de forma bastante aceitável aos valores medidos, sendo a tendência dos valores acompanhada pelo modelo. O ponto de descarga da ETAR apresenta valores observados muito elevados, mas sendo notória a melhoria logo nos troços seguintes.

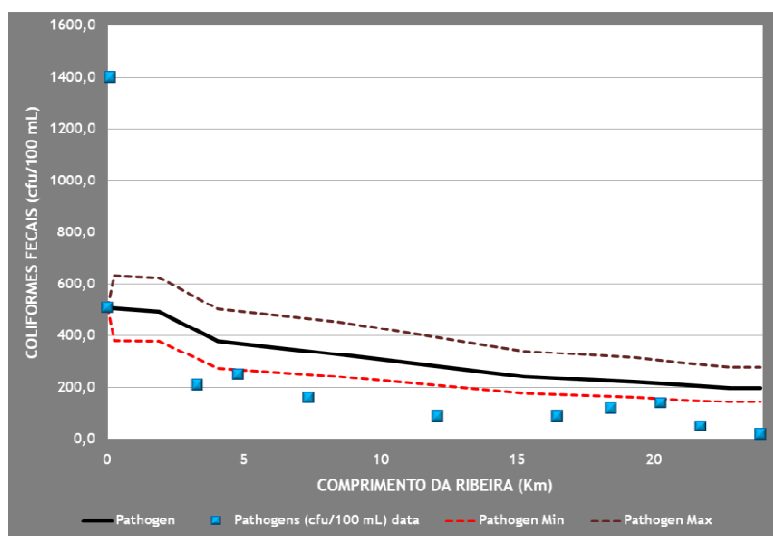


Figura 5.40 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Janeiro de 2010

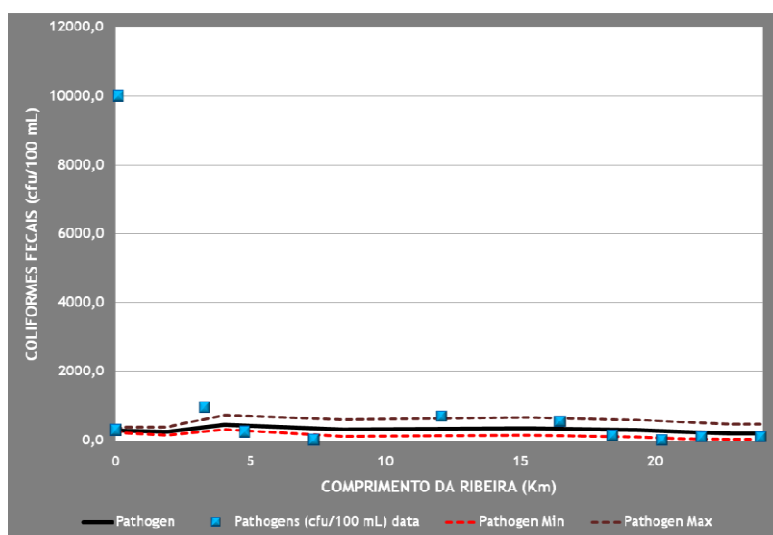


Figura 5.41 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Abril de 2010



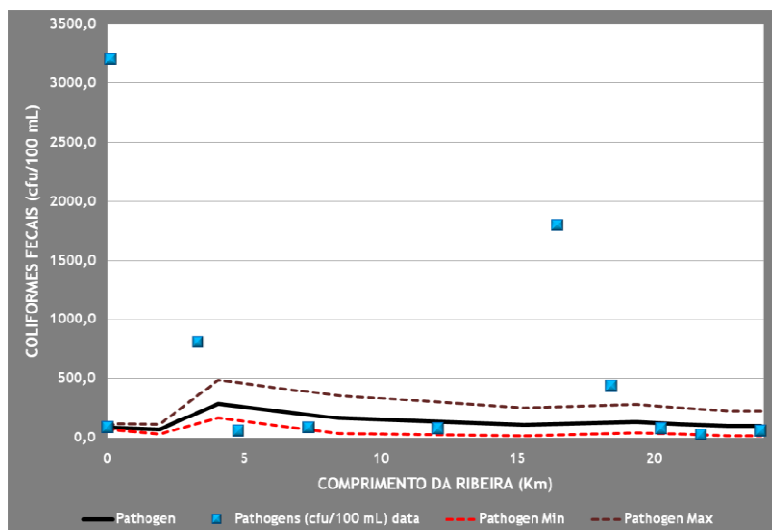


Figura 5.42 - Resultado da calibração dos coliformes fecais - Junho de 2010

### 5.5. Limitações na Calibração

O processo de calibração do QUAL2Kw apresentou algumas limitações para estudo da Ribeira da Pracana. Dessas limitações destacam-se as seguintes:

- O reduzido número de dados de campo para cada período simulado. Seria assim, importante e conveniente dispor de uma série de dados obtidos diariamente, a intervalos horários constantes, ou uma série de dados de vários anos para cada mês da realização das campanhas, de forma a permitir minimizar as incertezas nos valores introduzidos como referência;
- A identificação de todas as entradas pontuais ao longo da Ribeira. Além de apenas terem sido consideradas as principais, não se consideraram as saídas pontuais, por impossibilidade de as identificar correctamente. Será necessário mais trabalho de campo para um levantamento mais efectivo de todos os contributos;
- A estimativa dos valores dos caudais. Os valores de caudais usados para os pontos de calibração da Ribeira e seus afluentes foram estimados através de fórmulas cinemáticas, designadamente as de Giandotti;
- A identificação das fontes poluentes difusas e respectiva localização. As cargas orgânicas derivadas de fontes dispersas (principalmente agricultura) não foram consideradas nas simulações, uma vez que não foi possível determinar o caudal gerado nem as respectivas características físico-químicas;
- A formulação matemática para a descrição hidráulica do sistema com base na equação de Gauckler-Manning-Strickler. Recorrendo a este modelo considerou-se o mesmo declive e o mesmo coeficiente de Manning (0,034) ao longo de toda a Ribeira, embora esta apresente alguma heterogeneidade.

## 6. CONCLUSÕES

Com a entrada em vigor da Directiva Quadro da Água que aponta claramente para uma visão moderna da gestão integrada dos recursos naturais, tornou-se necessário, por parte das entidades gestoras, o desenvolvimento de metodologias próprias e ferramentas de suporte à decisão.

A definição de instrumentos de gestão dos recursos hídricos é baseada em sistemas de informação ambiental, resultantes de programas de monitorização. A implementação destes programas, cumprindo assim uma das exigências da Directiva Quadro da Água, tem como principal objectivo a análise coerente e exaustiva do estado das águas, funcionando como ferramentas de suporte à tomada de decisão no processo de gestão dos recursos hídricos.

Devido às inúmeras pressões e alterações ambientais, resultantes principalmente da actividade humana, a que as águas superficiais estão sujeitas, assim como as exigências de quantidade e qualidade da água aliado aos problemas de poluição da água numa bacia hidrográfica, conduziram à necessidade de se construir um sistema de indicadores de qualidade das águas superficiais.

Esta ferramenta de gestão e de apoio à decisão permite avaliar a pressão-estado-impacto das actividades humanas na qualidade da água.

Numa visão geral da Ribeira da Pracana, efectuou-se uma análise dos resultados da qualidade da água, ao longo das três campanhas de amostragem, com o objectivo de avaliar a evolução da qualidade da água na Ribeira da Freixada e conseqüente impacte na Ribeira da Pracana, em relação à variação de caudal, tendo em conta os caudais simulados.

O sistema de modelação utilizado foi o QUAL2Kw que demonstrou ser capaz de representar com habilidade e flexibilidade os aspectos físicos, químicos e hidráulicos experimentais observados neste estudo.

Em relação ao modelo QUAL2Kw, verifica-se que este apresenta um ajuste razoável dos resultados simulados com os resultados medidos para a bacia da Ribeira da Freixada, nos dias em que se realizou as campanhas de amostragem.

Os resultados da modelação matemática mostraram que a calibração foi satisfatória na previsão da qualidade da água na Ribeira da Pracana.

A sazonalidade da região influenciou a maioria dos parâmetros da qualidade da água. Isso foi observado na monitorização e nas simulações computacionais com o QUAL2Kw.

As simulações da qualidade da água mostraram-se fortemente dependentes dos dados hidráulicos, os quais sofreram influência directa da rugosidade ( $n$  de Manning) nos trechos amostrados.

Constatou-se que as descargas da ETAR de Proença-a-Nova afectam a qualidade da água da Ribeira da Freixada, uma vez que no ponto de descarga os valores dos sólidos suspensos totais, dos coliformes fecais e da carência bioquímica de oxigénio, dispararam devido à carga orgânica que apresentava.

Os parâmetros da qualidade da água para a Ribeira da Freixada apresentam variações longitudinais e temporais para todas as três campanhas de amostragem. As variações longitudinais reflectem-se na qualidade da água de montante para jusante, demonstrando a intervenção das modificações existentes na bacia. Por sua vez as variações temporais mostraram que, para distintos períodos, a precipitação, a radiação solar e a temperatura da água, influenciam a concentração e a carga específica dos indicadores físicos e químicos da qualidade da água.

A variação temporal apresentada pela condutividade eléctrica, com valores mais baixos no período chuvoso, demonstra o efeito de diluição das águas, contribuindo para os resultados de qualidade da água em termos de concentração de substâncias.

No que diz respeito à qualidade da água da Ribeira da Freixada, os resultados dos diferentes cenários simulados mostram que, sob a lei portuguesa, todos os parâmetros de qualidade da água, analisados e simulados neste estudo, apresentam-se dentro dos limites estabelecidos para usos múltiplos.

A aplicação do modelo, baseado no sistema de monitorização aplicado na Ribeira da Freixada mostrou que esta tem capacidade para diluir as cargas poluentes a que é sujeita.

No entanto, devido aos níveis da Carência Bioquímica de Oxigénio, a água não é própria para consumo humano sem prévio tratamento químico.

Assim, a Estação de Tratamento de Águas Residuais de Proença-a-Nova, deve melhorar o tratamento da Carência Bioquímica de Oxigénio antes de efectuar as descargas para a Ribeira da Freixada.

Fica no entanto a ideia que as águas da Ribeira podem atingir melhores níveis de qualidade. O arejamento artificial da Ribeira e o aumento do caudal na época quente, armazenando água no período chuvoso, ajudariam a essa melhoria.

Para finalizar pode-se dizer que o modelo QUAL2Kw, devidamente calibrado pode ser uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas, juntamente com outras ferramentas, uma vez que este demonstrou ser uma ferramenta adequada para a previsão da qualidade da água nos cenários considerados.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como sugestões de trabalhos futuros, identificam-se algumas linhas de orientação que poderão conduzir ao aperfeiçoamento da metodologia proposta no presente trabalho:

1) Nos trabalhos futuros esperamos adquirir um melhor conhecimento *a priori* dos processos e dos dados de entrada do modelo, antes da realização das campanhas de campo, pois muitas vezes, a forma de obtenção dos dados de campo não permitiu a sua entrada no modelo;

2) Aumentar o número de pontos de recolha na Ribeira da Freixada, ampliando assim a monitorização ao longo desta, de forma a atingir um melhor conhecimento do comportamento qualitativo e quantitativo da água da Ribeira e dos seus principais afluentes, obtendo assim mais dados que permitirão uma validação mais robusta das simulações obtidas com o QUAL2Kw;

3) Fazer o levantamento de todos os consumidores da água na bacia, bem como o seu uso, de forma a obter um conjunto de informações mais completo próximo das características reais da bacia, permitindo, desta forma a avaliação assim das contribuições difusas;

4) Determinar no campo os coeficientes cinéticos a introduzir no modelo de qualidade de água *in situ*;

5) Introduzir os valores da velocidade da água e profundidade da Ribeira, medidos em campo, como parâmetros na calibração do modelo. Introduzir valores reais para os caudais nos pontos amostrados;

6) Na necessidade de se estimar os caudais, deverá ser usada para o tempo de concentração a fórmula de Temez em vez da fórmula de Giandotti, uma vez que a fórmula de Temez é a que melhor se adapta às dimensões das sub-bacias em estudo;

7) Se possível calibrar e simular todas as variáveis propostas no modelo ou, pelo menos, escolher com bastante atenção aquelas que serão utilizadas nesses processos, visto que alguns parâmetros influenciam outros, durante a calibração e a simulação;

8) Simular possíveis cenários futuros, tendo em conta possíveis contaminações da Ribeira, por falhas no funcionamento da ETAR;

9) Sensibilização da sociedade em geral para a importância da melhoria da qualidade da água e sua importância fundamental na gestão dos recursos hídricos, para a melhoria da qualidade de vida actual e futura.

## 8. BIBLIOGRAFIA

- Aquino, Deodato do Nascimento, (2007), *Irrigação e Sustentabilidade dos Recursos Solo e Água na Área do Distrito de Irrigação Baixo Acarau-Dibau-Ceará*, Universidade Federal do Ceará.
- Braga, B., Hespanhol, I., Conejo, J. G. L., Barros, M. T. L., Spencer, M., Porto, M. Nucci, N., Juliano, N. e Eiger, S., (2002), *Introdução à Engenharia Ambiental*, São Paulo, SP.
- Brown, L.C. e Barnwell, T.O., (1987). *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 189 pp.
- Campanilli, Maura e Ricardo, Beto (2007), *Almanaque Brasil Socioambiental*.
- Claphan, W. B. et al., (1999), *Human Activities in the Drainage Basin as Source of Nonpoint Pollutants*. In: THORNTON, J. A. et al. *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystem*. ed. UNESCO e Parthenon Publishing. Paris. França.
- Chapra, S.C., (1997), *Surface Water Quality Modeling*, McGraw-Hill, New York.
- Chapra, S.C. e Canale, R.P., (2002), *Numerical Methods for Engineers*, McGraw-Hill, New York.
- Chapra, S. e Pelletier, G., (2003), *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*, Beta version: Documentation and Users Manual.
- Cortes, R., (2004), *Requalificação de Cursos de Água*, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Costa, O. S., Sousa, A. R., (2007) *Análise da Água - Métodos Analíticos Físico-químicos e Biológicos*, Goiania, GO, UFG.
- Chow, V. T., (1959), *Open Channel Hydraulics*, New York, McGraw.
- Diário da República Portuguesa, pela Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro
- Directiva 2000/60/CE, União Europeia (2000).
- Documentos da Agência Portuguesa do Ambiente, Atlas do Ambiente (<http://sniamb.apambiente.pt/webatlas/>)
- Documentos das Águas do centro (<http://www.aguasdocentro.pt/>)
- Documentos do Blog GeoPensar (<http://geopensar.blogspot.com/>)
- Fischer, H.B., Imberger, J., List, E.J., Koh, R.C.Y. e Brooks, N.H., (1979), *Mixing in Inland and Coastal Waters*, Academic Press, New York.
- Gordon, N.D., McMahon, T. A., e Finlayson, B.L., (1992), *Stream Hydrology, An Introduction for Ecologists*. Published by John Wiley and Sons.
- Documentos do U.S. Geological Survey (<http://www.usgs.gov/>)
- Larentis, D. G., (2004), *Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas - Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)*, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Laws, E. A. and Chalup, M. S., (1990), *A Microalgal Growth Model*, Limnol, Oceanogr.
- Lencastre, A; Franco F.M, 1992. *Lições de Hidrologia*, 2ªed. Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa, Almada.
- Couto M, (2005), *Avaliação dos Riscos Potenciais à Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Arroio Sapucaia, utilizando técnicas integradas de SIG e sensoriamento remoto*, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Mendes, Daniel Antoniazzi Ribeiro (2010), *Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação de cargas pontuais no rio Itapanhau*, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo.
- Meybeck M. et al., *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. UNEP/WHO, 1996.
- Mota, S. (1995), *Preservação e Conservação de Recursos Hídricos*.
- Paliwal, R., Sharma, P. e Kansal, A., (2007), *Water Quality Modelling of the River Yamuna (India) using QUAL2E-UNCAS*, J. Environ. Manage.

Pelletier, G.J. e Chapra, C.S., (2005), *QUAL2Kw, Theory and Documentation (version 5.1), A Modelling Framework for Simulating River and Stream Water Quality*, (<http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models/>).

Pelletier, G.J. e Chapra, C.S., (2006), *QUAL2K: a Modeling Framework for simulating river and stream water quality: documentation and user manual*, Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

Pelletier, G.J. e Chapra, C.S. e Tao, H., (2006), *QUAL2Kw, A framework for Modelling Water Quality in Streams and Rivers Using a Genetic Algorithm for Calibration*, Environ. Model Software.

Quero Vento, Serviços em Ambiente, Lda. (2011), *Projecto Avícola Integrado de Proença-a-Nova*, Estudo de Impacte Ambiental - Resumo Não Técnico.

Sardinha, Diego de Sousa e tal., (2008), *Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP)*.

Sousa, Eduardo Riberio, (2001), *Saneamento Ambiental I- Noções Sobre Qualidade da Água*.

*SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos - Dados Sintetizados, dados de precipitação e temperatura do ar*.

Tucci, C. E. M., et al., (1993) ed. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, Porto Alegre: UFRGS/ADRH; São Paulo, (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4).

Vieira, Judite Santos (2007), *Transformações Biogeoquímicas na bacia hidrográfica do rio Lis*, Departamento de Engenharia Química, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.

Von Sperling, M (1995), *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, Belo Horizonte - MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.

Von Sperling, M., (2007), *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*, 1ª ed. Belo Horizonte - MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.