

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Qualidade da água em Rios Temporários: Implicações
nas ribeiras do Oeste**

Sandra Maria dos Santos Carvalho

**Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em
Engenharia Sanitária.**

Orientador científico: Professor Doutor Ramiro Neves

Co-Orientador: Professor Doutor António M.F. Rodrigues

Lisboa

2010

Qualidade da Água em Rios Temporários: Implicações nas Ribeiras do Oeste

Julho de 2010

À Marta e à Mafalda

a quem eu tanto gostava de dar a conhecer um rio cristalino.

Agradecimentos

Aos meus pais, ao meu marido ao meu irmão e cunhada que me deram todo o apoio e que muito apostaram na realização desta tese.

Às minhas filhas, Marta e Mafalda, a quem bastantes vezes privei da minha companhia com a desculpa, verdadeira, de que tinha que trabalhar nesta dissertação.

À minha colega e amiga Eng.^a Cátia Alves, que assegurou muitas das minhas tarefas na empresa, para que eu conseguisse avançar com este projecto.

Ao colega Dr. David Brito pelo inquestionável apoio que me deu, trabalho que desenvolveu e sabedoria que me transmitiu.

À colega Dr.^a Madalena Malhadas pelo apoio que me prestou.

À minha amiga Eng.^a Carla Ribeiro que me concedeu acesso a alguma da informação que veio a ser utilizada.

À Câmara Municipal de Torres Vedras e aos SMAS de Torres Vedras que cederam, graciosamente, alguns dos dados utilizados neste trabalho.

À Águas do Oeste, S.A que me facultou a possibilidade de realizar as amostragens ao longo do rio Alcabrichel e me cedeu a informação correspondente.

Ao Professor Ramiro Neves e ao Professor António Rodrigues pela paciência, persistência e ajuda que sempre me foram oferecendo ao longo do tempo.

SUMÁRIO

Após uma breve análise do quadro legal em vigor, com especial incidência para as directrizes previstas na Lei da Água e documentos complementares, descrevem-se algumas preocupações quanto à estratégia de tratamento de águas residuais e quanto ao cumprimento dos objectivos de qualidade da água que serão publicados nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica.

Com recurso a um caso de estudo (rio Alcabrichel) que reflecte situações muito particulares em termos de regime hidrológico (cheias e secas), propõem-se metas mensuráveis em termos da qualidade físico-química e de regime hidrológico, que podem ser potenciadoras da classificação de “Bom estado ecológico” (as conclusões extraídas devem, porém, ser acrescidas de uma análise da componente biológica, que não foi possível integrar no âmbito do presente trabalho por falta de dados de monitorização). Para o efeito, utilizaram-se dados de qualidade da água e modelos de simulação, onde se assumem diversos cenários de afluência de cargas a uma linha de água crítica em termos de capacidade de auto-depuração, como é o caso das linhas de água com carácter temporário. Com base de dados disponíveis demonstra-se que, nos rios com esta tipologia, a qualidade da água é fortemente influenciada pela quantidade de água do rio e que, portanto, a significativa oscilação de qualidade é especialmente função das condições atmosféricas predominantes.

Salienta-se ainda a importância da preservação das características endógenas potenciadoras da biodiversidade, sendo que, no caso do rio Alcabrichel se destaca uma espécie de peixe em vias de extinção, a Boga do Oeste.

Apresenta-se ainda uma proposta de atribuição de certificação da qualidade das linhas de água, com a atribuição de um galardão de mérito ambiental às entidades que contribuam para os objectivos e metas definidos pelos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica.

ABSTRACT

After a brief analysis of the existing legal framework, with special reference to the guidelines provided by the Water Law and supplementary documents, there are described some concerns about the strategy of wastewater treatment and the fulfillment of the objectives of water quality to be published in the River Basin Management Plans.

Using a case study (Alcabrichel River) which reflects very particular situations in terms of hydrological regime (floods and droughts), there are proposed measurable goals in terms of physico-chemical quality and hydrological regime, that can be stimulating of a classification regarding a "Good ecological status" (nevertheless, the final conclusions should be incremented with an analysis of the biological component, which has not been possible to integrate within the scope of this work, due to the lack of monitoring data). To this end, there were used water quality data and simulation models, where were assumed various scenarios of surging loads to a critical waterline in terms of self-purification, which is the case of water lines that have a temporary nature. On the basis of available data shows that, in rivers with this typology, quality is strongly influenced by the amount of water in the river and that, therefore, the significant quality oscillation is especially due to climatic conditions.

Noted the importance of the preservation of biodiversity stimulating endogenous features, standing out, in the case of the Alcabrichel River, an endangered species, "Boga do Oeste".

It is also presented a proposal for the certification of water lines quality, with the attribution of an environmental merit award to the entities that contribute to the objectives and targets defined in the River Basin Management Plans.

ACRÓNIMOS

ADCP: Acoustic Doppler Current Profiler

ARH, I.P.: Administração de Região Hidrográfica

CBO₅: Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO: Carência Química de Oxigénio

CMTV: Câmara Municipal de Torres Vedras

DQA: Directiva Quadro da Água

ETAR: Estação de tratamento de águas residuais

GEE: Gases com efeito estufa

HRU: Hydrologic Response Units

ICNB: Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade

INAG, I.P.: Instituto da Água

INSAAR: Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais

ISQ: Instituto de Soldadura e Qualidade

LA: Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro)

LABQUI: Laboratório de Ambiente e Química do ISQ

MDT: Modelo Digital de Terreno

PAJ: Ponto de Amostragem de Jusante

PAM: Ponto de Amostragem de Montante

PEAASAR: Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PEGA: Planos Específicos de Gestão das Águas

PMLA: Plano de Monitorização das Linhas de Água

PNA: Plano Nacional da Água

QSiGA: Questões Significativas da Gestão da água

SNIRH: Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos

SST: Sólidos Suspensos Totais

RGA: Recenseamento Geral de Agricultura

ÍNDICE

| | |
|---|-----|
| SUMÁRIO..... | iii |
| ABSTRACT | iv |
| ACRÓNIMOS..... | v |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. OBJECTIVOS | 5 |
| 3. A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA À LUZ DA LEI DA ÁGUA..... | 7 |
| 3.1. Principais intervenientes na materialização da Lei da Água..... | 8 |
| 3.1.1. Documentação e actividades de suporte..... | 9 |
| 3.1.2. Delimitação das massas de água | 12 |
| 3.1.3. Definição das condições de referência e caracterização do estado das massas de água..... | 14 |
| 3.1.3.1. Breve reflexão sobre a avaliação do estado ecológico dos rios | 17 |
| 4. A GESTÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS NO CONTEXTO DA PROTECÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA..... | 20 |
| 4.1. A água residual urbana..... | 22 |
| 4.2. ETAR: uma solução ou um novo problema | 23 |
| 4.3. Como funciona uma ETAR..... | 25 |
| 4.4. A transformação e transferência da matéria que aflui a uma ETAR | 26 |
| 4.4.1. Produção de gases com Efeito Estufa..... | 27 |
| 4.4.2. Gradados, Gorduras, Areias e Lamas | 29 |
| 4.4.3. Água residual tratada | 30 |
| 4.5. Breve reflexão sobre o cumprimento dos limites impostos nas licenças de descarga | 31 |
| 4.6. ETAR: Implicações futuras e soluções alternativas | 32 |
| 5. ESPECIFICIDADES ASSOCIADAS AOS RIOS DE CARÁCTER TEMPORÁRIO..... | 34 |
| 5.1. Variação da quantidade de água no rio ao longo do seu troço e ao longo do tempo..... | 34 |
| 5.1.1. Determinação do caudal ecológico | 36 |
| 5.2. Variação da qualidade da água do rio ao longo do seu troço e ao longo do tempo..... | 38 |
| 5.3. Qualidade da água num rio temporário. Caso de estudo: rio Alcabrichel..... | 41 |
| 5.3.1. A escolha do rio Alcabrichel como caso de estudo | 41 |

| | |
|---|----|
| 5.3.2 Características biofísicas da bacia do rio Alcabrichel e ocupação do território | 42 |
| 5.3.3. Principais focos poluentes identificados ao longo do rio Alcabrichel | 45 |
| 5.3.3.1. Descargas de águas residuais | 46 |
| 5.3.3.2. Actividade agro-industrial | 47 |
| 5.3.3.3. Actividade agrícola..... | 49 |
| 5.3.4. Principais actividades recreativas, de lazer e saúde associadas ao rio Alcabrichel | 50 |
| 5.3.4.1. As termas do Vimeiro e a fábrica de engarrafamento de água mineral | 50 |
| 5.3.4.2. Uso balnear e recreativo | 52 |
| 5.3.4.3. Actividades turísticas | 54 |
| 5.3.5. Albergue de uma espécie em vias de extinção: O Ruivaco-do-Oeste do rio Alcabrichel | 55 |
| 5.3.6. Determinação do caudal do rio Alcabrichel | 57 |
| 5.3.7. Caracterização físico-química e microbiológica do rio Alcabrichel | 58 |
| 5.3.7.1. Aspectos técnicos associados à amostragem..... | 60 |
| 5.3.7.2. Localização dos pontos de amostragem | 62 |
| 5.3.7.3. Periodicidade da amostragem..... | 65 |
| 5.3.7.4. Parâmetros seleccionados e métodos analíticos utilizados | 66 |
| 5.3.7.5. Caracterização qualitativa pontual “em tempo e em espaço” | 68 |
| 5.3.7.6. Caracterização qualitativa espaço-temporal..... | 70 |
| 5.3.7.6.1. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR da Maceira..... | 72 |
| 5.3.7.6.2. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Vila Facaia/Ramalhal | 73 |
| 5.3.7.6.3. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Vila Verde dos Francos | 74 |
| 5.3.7.6.4. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Sobreirinhos | 75 |
| 5.3.7.6.5. Caracterização qualitativa global em função do critério de classificação do INAG | 77 |
| 5.3.8. Dados de qualidade das descargas afluentes ao rio Alcabrichel e sua utilização nos modelos de simulação..... | 81 |
| 5.3.9. Aplicação de modelos de simulação para caracterização qualitativa do rio Alcabrichel | 83 |
| 5.3.9.1. Modelos de simulação a utilizar: “Rio” e “Bacia” | 85 |
| 5.3.9.1.1. Descrição dos modelos matemáticos utilizados vs processos hidrogeoquímicos | 87 |
| 5.3.9.1.1.1. Modelo de rio e processos hidrogeoquímicos | 87 |
| 5.3.9.1.1.2. Modelo de bacia e processos hidrogeoquímicos | 89 |

Qualidade da Água em Rios Temporários: Implicações nas Ribeiras do Oeste

Julho de 2010

| | |
|--|-----|
| 5.3.9.2. Dados utilizados na modelação e pressupostos assumidos..... | 90 |
| 5.3.9.3. Implementação do exercício de modelação | 90 |
| 5.3.9.3.1. Resultados obtidos na modelação (implementação e validação)..... | 94 |
| 5.3.9.3.1.1. Caudal do rio Alcabrichel obtido através dos modelos | 95 |
| 5.3.9.3.1.2. Qualidade da água do rio Alcabrichel simulada através dos modelos | 98 |
| 5.3.9.3.2. A escolha dos cenários “com ETAR” e “sem ETAR” em simulações futuras..... | 105 |
| 5.3.10. Objectivos de qualidade e escoamento para o rio Alcabrichel | 106 |
| 5.3.11. Planos gerais e proposta de plano específico de gestão das águas aplicado ao Rio Alcabrichel ... | 109 |
| 5.3.11.1. Criação de bosques ribeirinhos para recuperação de troços prioritários de linhas de água | 111 |
| 6. CERTIFICAÇÃO AMBIENTAL DE CURSOS DE ÁGUA..... | 113 |
| 6.1. Galardão de reconhecimento da qualidade de um curso de água..... | 116 |
| 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO | 120 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 130 |
| LEGISLAÇÃO | 134 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 5.1 - Localização geográfica da bacia do rio Alcabrichel | 43 |
| Figura 5.2 - Práticas agrícolas existentes ao longo do traçado do rio Alcabrichel | 43 |
| Figura 5.3 - Aspecto geral da nascente o rio Alcabrichel | 44 |
| Figura 5.4 - Aspecto geral do leito do rio Alcabrichel..... | 44 |
| Figura 5.5 - Localização das ETAR na bacia do rio Alcabrichel..... | 46 |
| Figura 5.6 - Descargas pontuais identificadas ao longo do rio Alcabrichel | 47 |
| Figura 5.7 - Suinicultura existente na bacia do rio Alcabrichel | 47 |
| Figura 5.8 - Localização das instalações com animais na bacia do rio Alcabrichel..... | 48 |
| Figura 5.9 - Desperdícios de embalagens de adubos/fertilizantes na margem do rio Alcabrichel | 50 |
| Figura 5.10 - Termas dos Frades (Águas do Vimeiro: Maceira) | 51 |
| Figura 5.11 - Aspecto geral da foz do rio Alcabrichel..... | 53 |
| Figura 5.12 - Cartaz publicitário do Hotel Golf Mar – Foz do rio Alcabrichel | 54 |
| Figura 5.13 - Fotografia aérea da foz do rio Alcabrichel | 55 |
| Figura 5.14 - “A espécie é uma linhagem independente com cinco milhões de anos de evolução” | 56 |
| Figura 5.15 - Localização da estação de monitorização A-dos-Cunhados na bacia do rio Alcabrichel | 59 |
| Figura 5.16 - Vasilhame utilizado na amostragem | 60 |
| Figura 5.17 - Localização espacial dos pontos de amostragem | 63 |
| Figura 5.18 - Localização esquemática dos pontos de amostragem | 64 |
| Figura 5.19 - Classificações disponíveis por ano para a estação 19B/01..... | 79 |
| Figura 5.20 - Dados de qualidade de água na estação de A-dos-Cunhados: azoto amoniacal (mg NH ₄ /l) e nitratos (mg NO ₃ /l)..... | 80 |
| Figura 5.21 - Variáveis de estado (caixas laranja) e fluxos (setas) no modelo de vegetação. | 85 |
| Figura 5.22 - Secção genérica utilizada pelo modelo MOHID River Network. | 88 |
| Figura 5.23 - Modelo Digital de Terreno da zona de estudo..... | 91 |
| Figura 5.24 - Estações de precipitação da rede INAG e isoietas de precipitação na área de estudo | 92 |
| Figura 5.25 - Carta de uso de solo Corine 2000 para a bacia do Alcabrichel | 93 |
| Figura 5.26 - Textura de solo na bacia do rio Alcabrichel..... | 94 |

| | |
|--|-----|
| Figura 5.27 - Nível medido na estação de A-dos-Cunhados e precipitação na estação do Vimeiro..... | 95 |
| Figura 5.28 - Comparação de volume mensal (hm^3) simulado (azul) com o medido (verde) na estação de A-dos-Cunhados. | 96 |
| Figura 5.29 - Comparação de caudal diário (m^3/s) simulado (azul) com o inferido (vermelho) para a estação de A-dos-Cunhados. | 97 |
| Figura 5.30 - Concentração de azoto amoniacal (mgNH_4/l) ao longo do tempo na estação de A-dos-Cunhados: (i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), (ii) simulação só com componente difusa (linha azul claro), (iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), (iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária sem tratamento (linha verde) e (v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa). | 100 |
| Figura 5.31- Nitrato (mgNO_3/l) na estação de A-dos-Cunhados: i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), ii) simulação só com a componente difusa (linha azul claro), iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária sem retenção (linha verde) e v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa)..... | 101 |
| Figura 5.32 – Ortofosfato ($\text{mgP}_2\text{O}_5/\text{l}$) na estação de A-dos-Cunhados: i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), ii) simulação só com componente difusa (linha azul claro), iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga agro-industrial sem retenção (linha verde) e v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga agro-industrial com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa) | 103 |

ÍNDICE DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 5.1 - Instalações agro-industriais existentes na bacia hidrográfica do rio Alcabrichel | 49 |
| Quadro 5.2 - Caudais registados em cada uma das estações amostradas no rio Alcabrichel | 57 |
| Quadro 5.3 - Locais de colheita e respectivas coordenadas dos pontos de amostragem efectuados ao longo do rio Alcabrichel na campanha de Maio de 2009..... | 63 |
| Quadro 5.4 - Locais de colheita e respectivas coordenadas dos pontos de amostragem ao longo do rio Alcabrichel nas campanhas de 2006 a 2008 | 64 |
| Quadro 5.5 - Lista dos parâmetros analisados e métodos analíticos utilizados na campanha de Maio de 2009 . | 66 |
| Quadro 5.6 - Lista dos parâmetros analisados e dos métodos analíticos utilizados nas campanhas que ocorreram entre 2006 e 2008..... | 67 |
| Quadro 5.7 - Lista dos parâmetros analisados e dos métodos analíticos utilizados nas determinações analíticas efectuadas ao efluente descarregado nas ETAR | 68 |
| Quadro 5.8 - Resultados analíticos da campanha realizada a 19 de Maio de 2009..... | 69 |
| Quadro 5.9 - Cargas afluentes a cada uma das estações de amostragem no rio Alcabrichel | 69 |
| Quadro 5.10 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Maceira no período que mediou entre 2006 e 2008 | 73 |
| Quadro 5.11 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Vila Facaia/Ramalhal no período que mediou entre 2006 e 2008 | 74 |
| Quadro 5.12 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Vila Verde dos Francos no período que mediou entre 2006 e 2008 | 75 |
| Quadro 5.13 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Sobreirinhos no período que mediou entre 2006 e 2008..... | 76 |
| Quadro 5.14 - Classes consideradas pelo Instituto da Água | 77 |
| Quadro 5.15 - Classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos | 78 |
| Quadro 5.16 - Classificações (sg. critério INAG) atribuídas aos locais contíguos à descarga de ETAR no rio Alcabrichel e seus afluentes | 79 |
| Quadro 5.17 - Características analíticas médias da descarga de águas residuais tratadas..... | 83 |
| Quadro 5.18 - Classes texturais de solo | 94 |

1. INTRODUÇÃO

A ocorrência de danos ambientais é uma das situações mais temidas pelas entidades gestoras de águas residuais, não só porque trabalham numa área de negócio em que esse risco é eminente, como também porque não será fácil comprovar a ausência de responsabilidade, mesmo que a ocorrência ambiental ocorrida possa não lhe ser imputável.

Apesar do esforço que é realizado pelas entidades gestoras de sistemas de tratamento de águas residuais ocorrem, por vezes, factos noticiosos cuja veracidade importa contextualizar.

Alguns exemplos mediáticos têm, de facto, imputado um papel negativo às entidades que gerem sistemas de tratamento de águas residuais, atribuindo conotações pejorativas às instalações que tratam os efluentes de origem urbana quando, na realidade, existem factores e variáveis exógenas a esta actividade que podem fomentar danos ambientais sem que os mesmos sejam imputáveis às próprias estações de tratamento de águas residuais (ETAR).

Veja-se, por exemplo, os eventos pontuais de mortandade de peixes que ocorre, em geral, no Verão, devido à falta de oxigénio nos cursos de água, induzida pela elevação da temperatura e pelo seu consumo na degradação da matéria orgânica (oriunda de várias fontes poluentes de origem urbana e/ou industrial), que o curso de água foi recebendo ao longo do tempo.

Conhecem-se, também, situações em que as próprias ETAR podem receber efluentes atípicos com características diferentes das habituais (ocorre, sobretudo, na ausência de regulamentos de descarga) e que, por isso, condicionam a eficácia ambiental da própria ETAR urbana reflectindo-se, tal ocorrência, em descargas com características indesejáveis, com os consequentes efeitos que podem causar no meio aquático.

Como reacção preventiva, mas também como necessidade de resposta às exigências legais, as entidades gestoras de sistemas de tratamento de águas residuais urbanas, criaram mecanismos de recolha de dados e fomentaram a

realização de estudos passíveis de virem a proporcionar uma argumentação sustentada e que ao mesmo tempo pudessem responder a pedidos e exigências das entidades oficiais e dos instrumentos regulatórios e legais vigentes.

Exemplo desta prática ocorreu com a empresa Águas do Oeste, S.A., após uma notícia publicada no semanário Expresso (21 de Março de 2008, Primeiro Caderno), em que se indicava que os cursos de água da região Norte teriam melhor qualidade que as ribeiras da zona Oeste, sendo esta zona aquela que possuiria os recursos hídricos superficiais mais poluídos.

Nessa altura encontrava-se já em curso o “Plano de Monitorização das Linhas de Água” (PMLA) e, dos dados à data disponíveis, rapidamente se constatou que o problema não residia nos efluentes tratados pela empresa, mas sim no histórico qualitativo das linhas de água, nos contributos agro-industriais existentes na zona e da baixa capacidade de autodepuração das linhas de água do Oeste.

O PMLA foi, entretanto, revisto tendo por base as seguintes melhorias: (i) aumento do seu âmbito geográfico por força da entrada em exploração de novas ETAR, (ii) resposta a novos requisitos impostos pelas licenças de descarga (no decurso das medidas preconizadas na Lei da Água) e (iii) integração da medição de caudal nos locais da amostragem, por forma a permitir efectuar uma avaliação das cargas mássicas.

Como resultado do estudo desenvolvido no decurso de três anos (de 2006 a 2008, inclusivé), foi extraída a seguinte conclusão:

“A Águas do Oeste, S.A., através da implementação de um Plano de Monitorização das Linhas de Água, de 2006 a 2008, permitiu a análise, de forma abrangente e evolutiva, da qualidade dos meios receptores das ETAR sob a sua gestão. Pode-se concluir, em termos globais, que a qualidade de água dos meios receptores sofre uma degradação, de montante para jusante da descarga das ETAR, em 29,7% dos casos, mantendo-se a qualidade em 64,5% e melhorando em 5,8%. Salienta-se que a degradação da qualidade da água pode estar associada a possíveis fontes de poluição, exógenas às ETAR (...) e ao facto da maior parte das linhas de água não possuírem um caudal permanente, dificultando a sua capacidade de autodepuração.” (ISQ, 2010).

Face ao exposto e atendendo ao contexto hidrodinâmico das linhas de água da região Oeste, qualquer que seja o estudo que se faça demonstrar-se-á sempre que uma ETAR é uma fonte poluente, mesmo que funcione na sua plenitude, com a máxima eficiência e que cumpra com os requisitos das licenças de descarga.

A própria abordagem às pressões nas massas de água, descrita nos elementos que integram as “*Questões significativas da Gestão da Água*” (INAG e ARH_Centro, 2009), prevista na Lei da Água, aborda as águas residuais urbanas como uma das principais pressões existentes. Espera-se, no entanto, que as ETAR solucionem o problema da poluição dos cursos de água por origem urbana, removendo os elementos poluentes da água e devolvendo-a ao meio receptor com características ambientalmente compatíveis.

De facto, as ETAR reduzem, geralmente, a carga microbiológica, a matéria orgânica e os nutrientes, reduzindo a carência bioquímica em oxigénio, os sólidos suspensos e, em alguns casos, a contaminação microbiológica dos próprios cursos de água, relativamente a uma situação em que não hajam sistemas de tratamento, já que redireccionam grande parte da componente contaminante da água para outros componentes do sistema de tratamento.

Veja-se, pois, que à excepção da componente microbiológica, em que a redução dos microrganismos pode ser feita com a indução de mortalidade dos mesmos, o tratamento dos restantes contaminantes é realizado, de modo geral, através da transferência dos mesmos para a fase gasosa ou para a fase sólida, recorrendo a processos físicos, químicos ou biológicos e, eventualmente, à adição de reagentes que acelerem aqueles processos.

A gestão das águas residuais passa então a integrar outras preocupações, como sejam os impactes associados ao nível da produção e deposição de lamas e à dinâmica de emissão de gases com efeito estufa.

Por todas estas razões, as entidades gestoras de sistemas de tratamento de águas residuais devem promover práticas e actividades mitigadoras dos eventuais impactes directos e indirectos que possam causar. Por outro lado, a própria legislação e os planos ambientalmente estratégicos, deveriam demonstrar esta preocupação, promovendo o desencadear de medidas conducentes à resolução dos problemas ambientais, sem que os mesmos sejam pensados isoladamente.

Na prática, a resolução dos problemas gerados pelas águas residuais, terá que passar pela demonstração de resultados positivos nos recursos hídricos de acordo com as especificações da Lei da Água, pela devida gestão das lamas e, de preferência pela sua valorização e, ainda, pela minimização e se possível, também, valorização dos gases emitidos no processo de transporte e tratamento.

Para concretização das medidas, e como resposta aos custos que estas envolverão, o Programa Operacional da Região Centro (2007-2013), integra um conjunto de soluções que versam sobre o propósito da protecção e da valorização ambiental, permitindo recorrer a fundos específicos para as vertentes associadas à protecção dos recursos hídricos, valorização dos resíduos, produção de energias renováveis, entre outros.

No presente trabalho relatam-se estas preocupações e abordam-se algumas temáticas que se encontram legisladas, viajando-se subtilmente pela Lei da Água e documentos legais conexos. Dá-se, porém, especial enfoque para as situações em que a qualidade dos cursos de água pode ser prejudicada por factores exógenos à actividade de uma entidade gestora de águas residuais, fazendo-se uma análise dos dados reais e um pequeno exercício de simulação, com recurso a modelos, onde se assumem diversos cenários de afluência de cargas a uma linha de água crítica em termos de capacidade de auto-depuração, como é o caso das linhas de água com carácter temporário. Com base na informação disponível demonstra-se ainda que, nos rios com esta tipologia, a qualidade é fortemente influenciada pela quantidade de água do rio e que, portanto, a significativa oscilação de qualidade é especialmente função das condições atmosféricas predominantes.

2. OBJECTIVOS

Após uma breve análise do quadro legal em vigor, com especial incidência para as directrizes previstas na Lei da Água (LA) e documentos complementares, descrevem-se algumas preocupações quanto à estratégia de tratamento de águas residuais e correspondentes impactes no meio envolvente.

Com recurso a um caso de estudo que reflecte situações muito específicas em termos de regime hidrológico, e utilizando-se modelos de simulação, demonstra-se que não será tarefa fácil comprovar a melhoria de um meio receptor de efluentes tratados, mesmo quando as descargas das ETAR urbanas cumprem com os limites de emissão estipulados.

Escolheu-se, para o efeito, um rio temporário que se caracteriza tipicamente por dois extremos hidrológicos: cheias e secas, que são agentes de perturbação naturais muito importantes destes ecossistemas e que exercem forte influência na concentração de nutrientes, na proliferação de comunidades de perifíton, macrófitas, macroinvertebrados, peixes e da própria utilização balnear, na sua foz.

Face a esta característica, pretende-se alertar para o facto de os rios temporários deverem ser tratados com alguma acuidade, pois não reflectem tendências nem padrões médios em termos ecológicos, já que a variação das componentes biológicas, físico-químicas e hidromorfológicas dependem muito das condições atmosféricas (mais até do que da época do ano – atendendo ao facto de as variações sazonais estarem a perder representatividade espaço temporal). Salienta-se ainda que estas componentes podem ter amplas variações sem que, com isso, representem a ocorrência de degradação do ecossistema. Pretende-se pois demonstrar, com o presente trabalho, que este argumento deve ser atendido no quadro legal, no que respeita à definição de objectivos e metas enquadráveis na Lei da Água e que serão traduzidos no Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica.

Pretende-se ainda avaliar o impacte da descarga das ETAR urbanas e de outras fontes potencialmente poluentes na qualidade da água de um rio temporário,

analisando a capacidade de reacção (autodepuração) do curso de água face às cargas que se encontra (real ou potencialmente) a receber.

Para o efeito, foi seleccionado o rio Alcabrichel que se encontra submetido a descargas de ETAR urbanas, sob gestão da empresa Águas do Oeste, S.A., e em que a classificação qualitativa ao longo do tempo (sg. classificação do INAG dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos) é já conhecida.

Como objectivo deste trabalho pretende-se também, sem grandes ambições, propor as metas e objectivos de qualidade em termos da qualidade físico-química e de regime hidrológico, que poderão ser potenciadoras da classificação de “Bom estado ecológico” para um rio com as características de “esporádico”.

Apesar da Lei da Água se focalizar na monitorização da comunidade biológica (pois centra-se na evolução da qualidade da água e não no registo pontual), não foi possível integrar esta componente, no âmbito do presente trabalho, salientando-se que estes resultados seriam essenciais para aferir a fidedignidade das metas propostas.

No âmbito do presente trabalho salienta-se ainda a importância do rio Alcabrichel como incubador de uma espécie em vias de extinção, e propõe-se algumas medidas genéricas conducentes ao seu repovoamento e, logo, potenciadoras da biodiversidade.

Pretende-se, ainda, demonstrar como se poderá criar um incentivo para a protecção ambiental dos cursos de água, propondo-se a criação de um simbólico galardão às entidades gestoras dos recursos hídricos que comprovem ter desenvolvido um esforço e que, através das suas acções, tenham ajudado a atingir os objectivos ambientais definidos para determinada massa de água.

Abordam-se, por isso, alguns requisitos da norma de qualidade ambiental (NP EN ISO 14001:2004) e da legislação, comprovando-se que as formalidades ambientais são convergentes estando assim criadas as condições para a avaliação da conformidade e para a atribuição do referido galardão de mérito ambiental.

3. A GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA À LUZ DA LEI DA ÁGUA

A Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, aprova a Lei da Água, transpondo para a ordem jurídica nacional a Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro.

A Directiva Quadro da Água, que entrou em vigor em 22 de Dezembro de 2000, foi efectivamente accionada em Portugal com a referida transposição legislativa que, no território nacional, entrou em vigor em 30 de Dezembro de 2005.

Esta lei, estabelece as bases e o quadro institucional para gestão sustentável das águas numa lógica integrada do ciclo hidrológico, e define os princípios pelos quais se rege a sua aplicação no quadro de acção comunitária.

Assim, como objectivos gerais, esta lei pretende: (i) que seja evitada a continuação da degradação dos ecossistemas aquáticos, melhorando o seu estado, (ii) promover uma utilização sustentável da água, (iii) minimizar ou neutralizar as descargas poluentes, (iv) assegurar a preservação das águas subterrâneas, (v) minimizar o efeito das inundações e das secas, (vi) assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de origem superficial e subterrânea de boa qualidade, (vii) proteger as águas marinhas, (viii) e ainda, assegurar o cumprimento dos objectivos dos acordos internacionais pertinentes, incluindo os que se destinam à prevenção e eliminação da poluição no ambiente marinho.

Tratando-se de uma estratégia que se foca na evolução do estado dos meios receptores a Lei da Água focaliza-se em objectivos ambientais e especifica que os mesmos devem ser atingidos até 2015, recorrendo-se à operacionalização dos programas de medidas especificados nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), que na fase de publicação do presente trabalho ainda se encontram em fase de elaboração.

Os PGBH, cujo conteúdo foi publicado ao abrigo da Portaria n.º 1283/2009, de 19 de Outubro (que vem regulamentar o n.º 2 do artigo 29.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água)), têm a natureza de planos sectoriais de acordo com o que se encontra definido no Regime Jurídico dos Instrumentos de Âmbito Territorial e,

simultaneamente, são instrumentos de planeamento e de gestão das águas. Estes Planos são, nos termos da lei, vinculativos para as entidades públicas e estão sujeitos a avaliação ambiental, participação e discussão públicas, sendo que todos os cidadãos bem como entidades interessadas na gestão da água, têm o direito e o dever de participar na elaboração dos PGBH.

A legislação especifica ainda que os objectivos definidos nos PGBH devem ser alcançados de forma equilibrada, pelo que o Diploma que rege a Lei da Água prevê a possibilidade de derrogação/prorrogação atendendo: (i) à viabilidade das medidas, (ii) ao trabalho técnico e científico a desenvolver, e (iii) aos custos operacionais envolvidos.

Complementarmente, foi publicado, em 30 de Março de 2006 o Decreto-Lei n.º 77/2006, que complementa o regime fixado pela própria Lei da Água, apresentando as especificações técnicas para a caracterização das águas das regiões hidrográficas, e para os programas de monitorização (designadamente técnicas e métodos normalizados de análise e de controlo do estado das massas de água) e as directrizes a incluir nos programas de medidas, não só ao nível de diversas directivas já transpostas, como também ao nível de acções suplementares.

Este diploma lista ainda as substâncias consideradas poluentes e informa quanto ao limites de emissão a considerar para alguns contaminantes, cujas normas de qualidade ambiental se encontram já publicadas (designadamente Directivas já transpostas e que se referem a limites de descargas de mercúrio, cádmio, hexaclorociclo-hexano e outras substâncias perigosas). Lista ainda as substâncias consideradas prioritárias.

3.1. Principais intervenientes na materialização da Lei da Água

Para a devida implementação das acções previstas na lei da água, foram designados diversos intervenientes aos quais compete assegurar o desenho das soluções e a exequibilidade das acções previstas.

A Autoridade Nacional da Água é o órgão da Administração Pública responsável pela aplicação da presente lei e pelo cumprimento da Directiva n.º 2000/60/CE em

Portugal. A esta entidade, representada pelo Instituto da Água (INAG), compete assegurar o cumprimento dos objectivos preconizados e representar o Estado Português internacionalmente.

Entre as diversas competências que tem, a Autoridade Nacional da Água deve salvaguardar a realização dos **objectivos ambientais e dos programas de medidas** especificadas nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica. Para o efeito, a definição e implementação dos programas de medidas ficou a cargo das Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH), que devem ainda aplicar o programa de monitorização definido pela Autoridade Nacional da Água.

Às ARH compete operacionalizar o planeamento, o licenciamento e a fiscalização das actividades que interagem com a água.

A elaboração dos PGBH deve ser acompanhada pelo Conselho de Região Hidrográfica, nos termos previstos no artigo 12.º da Lei da Água.

Sem grande exaustão descrevem-se seguidamente alguns dos documentos elaborados bem como as principais áreas de actuação que os mesmos focam.

3.1.1. Documentação e actividades de suporte

A Lei da Água consagra elementos fundamentais para a protecção da água e dos ecossistemas aquáticos num quadro coerente com a valorização dos recursos hídricos e, por isso, também em articulação com o ordenamento do território, os aspectos quantitativos da água e os eventos extremos associados. Para esse efeito, a referida lei desenvolve e aprofunda princípios ambientais, económicos e de participação pública no domínio da gestão de recursos hídricos, para cuja administração integrada estabeleceu um modelo especializado e desconcentrado de governação, assegurando a sua coerência a nível nacional.

Em sede de instrumentos de planeamento dos recursos hídricos a Lei da Água prevê a existência de três tipos de planos: o Plano Nacional da Água (PNA), os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH) e os Planos Específicos de Gestão das Águas (PEGA), nos quais se incluem medidas de protecção e valorização dos recursos hídricos.

A este respeito, importa salientar que no n.º 2 do artigo 3.º da Lei da Água, é estabelecida a região hidrográfica como a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica, motivo pelo qual, os planos de gestão de bacia hidrográfica no âmbito de cada região hidrográfica, devem ser elaborados numa perspectiva integrada, que tem por base a região hidrográfica.

Esta opção de planeamento dos recursos hídricos, para além de ir ao encontro do disposto na Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro — a qual prevê a elaboração, pelos Estados-membros, de um plano para cada região hidrográfica — e de ser conforme com a matriz de planeamento e gestão das águas, prevista na Lei da Água, permite, ainda, que os planos de gestão de bacia hidrográfica a elaborar em cada região hidrográfica estejam plenamente articulados entre si, alcançando-se, deste modo, uma desejável harmonia no planeamento e gestão das águas ao nível de cada uma das regiões hidrográficas, sem prejuízo da sua necessária articulação e harmonização com o Plano Nacional da Água, o qual será objecto de revisão a curto prazo.

Neste sentido, o Governo determinou (através da Portaria n.º 1283/2009, de 19 de Outubro) a revisão de todos os planos de bacia hidrográfica aprovados ao abrigo da anterior legislação, nos seguintes termos:

“(...) d) Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas que integram a Região Hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste (RH 4), cuja elaboração foi determinada através do despacho n.º 18313/2009, publicado no Diário da República, 2.ª série, n.º 152, de 7 de Agosto de 2009;

A portaria regulamenta o n.º 2 do artigo 29.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água), e estabelece o conteúdo dos planos de gestão de bacia hidrográfica, previstos na Lei da Água, especificando que os mesmos devem obedecer à seguinte estrutura:

Volume I — relatório: Parte 1 — enquadramento e aspectos gerais; Parte 2 — caracterização e diagnóstico; Parte 3 — análise económica das utilizações da água; Parte 4 — cenários prospectivos; Parte 5 — objectivos; Parte 6 — programa de medidas; Parte 7 — sistema de promoção, de acompanhamento, de controlo e de avaliação;

Volume II — relatórios procedimentais complementares: Parte complementar A — avaliação ambiental; Parte complementar B — participação pública”.

Embora apenas se preveja a publicação dos PGBH, para início de 2011, iniciou-se, em tempo, a elaboração de diversos documentos de suporte.

Assim, em 2005, foi apresentado o “Relatório Síntese sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas” preconizado pelo Artigo 5.º da DQA e por essa razão também designado por “Relatório do artigo 5.º”. Neste relatório são descritos: (i) a metodologia e critérios utilizados para identificar provisoriamente as pressões consideradas como significativas, (ii) a distribuição dessas pressões a nível de cada região hidrográfica, (iii) a delimitação das massas de água, (iv) a análise da susceptibilidade do estado das massas de água às pressões identificadas e (v) avaliação do risco das massas de água não cumprirem os objectivos de qualidade ambiental (Análise de Risco).

Os resultados reportados no Relatório do Artigo 5º foram revistos e actualizados em 2007 no âmbito do relatório do Artigo 8º da DQA. Este relatório estabelece que os Estados-Membros deverão garantir a elaboração e operacionalização de programas de monitorização do estado das águas o mais tardar seis anos a contar da data de entrada em vigor da Directiva Quadro da Água, por forma a permitir uma análise coerente e exaustiva do estado das águas em cada região hidrográfica.

Em Janeiro de 2009 e por um período de 6 meses foi efectuada consulta pública às “Questões Significativas de Gestão da Água”, (QSiGA), sendo que as mesmas representam as pressões decorrentes de acções antropogénicas sobre as massas de água, os impactos resultantes dessas acções e os aspectos de ordem normativa, organizacional, socio-económica, ou outros, que dificultem o cumprimento dos objectivos da Lei da Água.

A identificação das QSiGA constitui uma fase intercalar entre a definição do programa de trabalhos e a versão provisória dos PGBH, e estará tanto mais próxima da realidade quanto mais as questões seleccionadas se enquadrem nos objectivos da Lei da Água e correspondam a, ou estejam relacionadas com, factos reais e actuais. Para estas questões o respectivo PGBH deverá obrigatoriamente integrar programas de medidas que permitam responder aos objectivos estabelecidos na Lei da Água.

Para que se consiga garantir a exequibilidade das medidas que conduzirão aos objectivos (actualmente ainda não mensurados), a Lei da Água prevê, no seu capítulo III, os mecanismos a utilizar ao nível do ordenamento e do planeamento dos recursos hídricos, a saber:

- Planos especiais de ordenamento do território, como por exemplo os Planos de ordenamento de albufeiras de água públicas, os Planos de ordenamento da orla costeira e os Planos de ordenamento dos estuários;
- Planos de recursos hídricos, como é o caso do Plano Nacional da Água, dos Planos de Gestão de bacia hidrográfica e dos Planos específicos de gestão das águas;
- Medidas de protecção e valorização dos recursos hídricos, conducentes (i) à conservação e reabilitação da rede hidrográfica, da zona costeira e dos estuários e das zonas húmidas, (ii) à protecção dos recursos hídricos nas captações, zonas de infiltração máxima e zonas vulneráveis, (iii) à regularização de caudais e sistematização fluvial, (iv) à prevenção e à protecção contra riscos de cheias e inundações, de secas, de acidentes graves de poluição e de rotura de infra-estruturas hidráulicas.

3.1.2. Delimitação das massas de água

A delimitação das massas de água superficiais baseou-se nos princípios fundamentais da Directiva Quadro da Água e nas orientações do documento *WFD CIS Guidance Document N.º 2 (2003), Identification of Waterbodies*, segundo o qual essa delimitação deve considerar:

- Uma massa de água como uma subunidade da região hidrográfica para a qual os objectivos ambientais possam ser aplicados, ou seja, para a qual o estado possa ser avaliado e comparado com os objectivos estipulados;
- A associação de um único estado ecológico a cada massa de água (homogeneidade de estado), sem contudo conduzir a uma fragmentação em unidades difícil de gerir.

Os critérios gerais aplicados na delimitação das massas de água superficiais foram os seguintes:

- Identificação provisória das massas de água fortemente modificadas ou artificiais;
- Pressões antropogénicas significativas;
- Dados de monitorização físico-química;
- Dados biológicos existentes;
- Categoria das águas superficiais, a saber (de acordo com o Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março): Rios, Lagos e Águas de transição ou costeiras. Para cada categoria de águas superficiais, as massas de água relevantes foram diferenciadas em agrupamentos, designados por “tipos”.
- Tipologia – critério base fundamental. Os tipos são definidos no Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, são designados por “Sistema A” ou por “Sistema B”, pretendendo-se garantir que as características geográficas e hidrológicas são relativamente homogéneas (factor fundamental para a determinação das condições ecológicas).

As águas superficiais do “Sistema A” são diferenciadas por ecorregiões, sendo depois divididas em tipos em função da altitude¹, da dimensão da área de drenagem² e da geologia³ interceptada.

As águas superficiais do “Sistema B” serão definidas de modo análogo ao do sistema A (com descritores já mensurados), sendo diferenciadas por tipos, sendo que, neste caso, a tipologia é definida em função de descritores obrigatórios (altitude, latitude, longitude, geologia e dimensão) que podem ser combinados com diversos descritores facultativos (ex. distância à nascente, energia de escoamento, categoria do caudal fluvial, temperatura média do ar, composição média do substrato, etc.). O Sistema B, por não ter valores/atribuições de referência, permite uma abordagem mais vaga e flexível.

¹ Grande Altitude: superior a 800 m, Média Altitude: de 200 m a 800 m, Baixa Altitude: inferior a 200 m.

² Pequena: de 10 Km² a 100 Km², Média: superior a 100 Km² até 1000 Km², Grande: superior a 1000 Km² até 10000 Km², Muito grande: superior a 10000Km².

³ Solo calcário; Solo Silicioso ou Solo orgânico.

A definição de “tipos” de massas de água tem como objectivo permitir o correcto estabelecimento das condições de referência e garantir a comparabilidade das classificações de estado ecológico entre massas de água que constituem um tipo, assegurando que as alterações verificadas nos elementos de qualidade são o reflexo da actividade humana (pressões) e não devido a alterações naturais nos ecossistemas.

Em Portugal os tipos atribuídos para as diferentes categorias de massas de água superficiais foram definidos tendo como base os critérios do Sistema B, de acordo com o Anexo I do Decreto-Lei 77/2006, de 30 de Março.

Este procedimento foi efectuado com base em parâmetros ambientais não susceptíveis de serem alterados pela actividade humana e na posterior validação dos resultados recorrendo a dados biológicos representativos das condições de referência para cada tipo definido.

Em Portugal Continental, através da aplicação do Sistema B, foram identificados para a RH 4: cinco tipos de rios, três tipos de águas costeiras, um tipo de águas de transição e dois tipos de massas de água fortemente modificadas-albufeiras (estes últimos integrados na categoria Lagos).

Após delimitação resultante das diferentes tipologias de massas de água e da identificação das massas de água fortemente modificadas ou artificiais e, dada a escassez de elementos bióticos de caracterização, a delimitação foi concluída tendo por base o impacte das pressões antropogénicas, baseado em descritores de qualidade físico-química aplicados às estações de monitorização existentes.

3.1.3. Definição das condições de referência e caracterização do estado das massas de água

Conforme descrito no artigo 54.º da Lei da Água, o INAG definiu a rede nacional de recolha de dados de monitorização das variáveis biológicas, hidrológicas e climatológicas, físico-químicas, de sedimentos e de qualidade química e ecológica da água.

A operacionalização desta rede constitui um marco fundamental para a caracterização da situação “zero” da água e também das zonas protegidas, pois só assim se conseguirá avaliar a evolução do estado das águas. A situação “zero” representa, assim, o estado de pré-implementação do programa de medidas e acções.

Para além da caracterização da situação “zero” é, também, necessário implementar uma metodologia para a definição das condições de “referência” específicas das massas de água superficiais (definidas no Decreto-lei nº 77/2006, de 30 de Março). Estas condições reflectem os objectivos que se pretendem atingir para a qualidade da massa de água e podem ser obtidas com os dados de terreno e/ou com recurso a modelos de simulação.

A determinação da situação dita de referência é efectuada com base no estado ecológico de excelência.

O estado ecológico⁴ aplica-se aos rios, lagos, águas de transição e águas costeiras, e traduz a qualidade da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas aquáticos associados às águas superficiais sendo expresso com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água idêntica, ou do mesmo tipo, em condições consideradas de referência.

A avaliação do estado de uma massa de água integra a aplicação de um modelo conceptual onde interagem combinações das condições biológicas, hidromorfológicas e físico-químicas apuradas para a massa de água.

Cada elemento característico da estrutura da massa de água é, como se disse, caracterizado por três elementos:

- Elementos biológicos: Composição e abundância da flora aquática; Composição e abundância dos invertebrados bentónicos; Composição, abundância e estrutura etária da fauna piscícola.

⁴ Para as águas artificiais ou fortemente modificadas aplica-se o termo “potencial ecológico” o qual é expresso com base no desvio ao “máximo potencial ecológico”, que representa as condições biológicas e físico-químicas em que os únicos impactes na massa de água resultam das suas características artificiais ou fortemente modificadas após todas as medidas de mitigação que não afectem significativamente os usos ou o ambiente envolvente e que tenham sido implementadas para assegurar a melhor aproximação ao contínuo ecológico, em particular no que respeita à migração da fauna e existência de habitats apropriados para a sua reprodução e desenvolvimento.

- Elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos: Regime hidrológico (designadamente: caudais e condições de escoamento, ligação a massas de água subterrâneas), Continuidade do rio, Condições morfológicas (associadas à variação da profundidade e largura do rio, à estrutura e substrato do leito do rio, à estrutura da zona ripícola).
- Elementos químicos e físico-químicos de suporte dos elementos biológicos: Condições térmicas, Condições de oxigenação, Salinidade, Estado de acidificação e Condições relativas aos nutrientes. Os elementos químicos a considerar integram ainda a análise dos poluentes específicos, sobretudo aqueles que são induzidos por substâncias prioritárias e outras substâncias afluentes em quantidades significativas ao curso de água.

A rede de monitorização deve incorporar, ao nível biológico, um número suficiente de sítios com o estatuto de “excelente”, sendo considerado excelente (de acordo com o quadro 1.2 do Anexo X, do Decreto-lei n.º 77/2006, de 30 de Março) as massas de água em que não ocorrem (ou que ocorrem muito poucas) alterações antropogénicas indutoras dos valores dos elementos de qualidade físico-químicos e hidromorfológicos em relação aos normalmente associados a condições não perturbadas para um determinado tipo de massa de água. Esta rede de monitorização deve ainda integrar “a) O volume e o nível de água ou o caudal na medida em que seja relevante para a definição do estado ecológico e químico e do potencial ecológico; b) Os parâmetros de caracterização do estado ecológico, do estado químico e do potencial ecológico.” Acrescerá, para as zonas protegidas, os parâmetros complementares considerados essenciais para a devida caracterização e análise evolutiva.

No estatuto ecológico de excelente considera-se também que a qualidade biológica da massa de água superficial reflecte também condições não perturbadas, não ocorrendo distorção ou, se a mesma ocorrer, sucede de forma subtil e muito ligeira.

Para além da classificação de excelente, que servirá de referência, o estado das massas de água pode também ser Bom, Razoável ou Medíocre.

Considera-se “Bom estado ecológico” quando os valores dos elementos de qualidade biológica do tipo de massa de águas superficiais apresentam baixos níveis

de distorção resultantes de actividades humanas, mas só se desviam ligeiramente dos normalmente associados a esse tipo de massa de águas superficiais em condições não perturbadas.

No caso do estado Razoável, os valores dos elementos de qualidade biológica do tipo de massa de águas superficiais desviam-se moderadamente dos normalmente associados a esse tipo de massa de águas superficiais em condições não perturbadas. Os valores mostram sinais moderados de distorção resultante da actividade humana e são significativamente mais perturbados do que em condições próprias do bom estado ecológico.

As águas num estado inferior a Razoável são classificadas de Medíocres ou Más. São também classificadas de Medíocres as águas que apresentem alterações consideráveis dos valores dos elementos de qualidade biológica referentes ao tipo de massa de águas superficiais em questão e em que as comunidades biológicas relevantes se desviam substancialmente das normalmente associadas a esse tipo de massa de águas superficiais em condições não perturbadas.

Embora qualificados e determinada a metodologia para a sua classificação, a quantificação e a atribuição de valores que diferenciem os estados das massas de água ainda não se encontram definidos.

3.1.3.1. Breve reflexão sobre a avaliação do estado ecológico dos rios

Quando a qualidade do meio não reflecte o “bom estado ecológico”, a Directiva Quadro da Água e posteriormente a Lei da Água e legislação associada, dão primazia, à reversão do seu estado ecológico até obtenção das condições “não perturbadas” para que assim, nesta circunstância, o seu estado atinja, pelo menos, a classificação de bom. Esta será, naturalmente, a situação ideal, pois significa que não existem condições perturbadoras do natural funcionamento do curso de água e dos ecossistemas que dele dependem.

Mas algo parece carecer de reflexão. O estado ecológico excelente não é mais que a situação considerada de referência em que praticamente o meio não sofre

pressões antropogénicas e que, portanto, reflecte a qualidade do meio sem interferências ao nível hidromorfológico, físico-químico e biológico.

Por reflectir dificuldade, a Lei da Água definiu que, em 2015, ter-se-ia que atingir a classificação de bom, em que *“os valores dos elementos de qualidade biológica do tipo de massa de águas superficiais apresentam baixos níveis de distorção resultantes de actividades humanas, mas só se desviam ligeiramente dos normalmente associados a esse tipo de massa de águas superficiais em condições não perturbadas”*.

Encontrar locais com estas características para que sirvam de bitola de referência face aos outros locais a monitorizar e a classificar, não será tarefa fácil. No caso da qualidade físico-química, parece não haver grandes dificuldades, pois há sempre a possibilidade de fazer a monitorização nos locais de cabeceira dos cursos de água. Neste local, e caso a zona de contribuição da nascente não contenha actividades poluentes, a qualidade da água reflectirá apenas a qualidade intrínseca daquele curso de água. No que respeita aos elementos hidromorfológicos e biológicos, não será tão simples pois as suas características variam ao longo do traçado do rio (de facto, as características hidromorfológicas e biológicas de cabeceira de uma linha de água serão naturalmente diferentes das características da foz de um rio). Por esta razão, a selecção de locais de referência para a hidromorfologia e elementos biológicos embora possível, não será tarefa muito fácil, já que são factores que terão que ser avaliados ao longo dos cursos de água.

Sem querer aprofundar muito mais este tema e porque não se trata mais do que uma simples reflexão, veja-se então o seguinte cenário: Uma linha de água de carácter permanente mas de muito baixo caudal, submetida à descarga de uma ETAR. Logo aqui já houve intervenção humana, não só sobre a execução da ETAR em si e de, portanto, ter passado a haver um local de descarga (pressão) sobre as condições naturais do curso de água, mas também porque se tal não tivesse ocorrido o regime hidrológico deste rio/ribeira, seria certamente diferente, pois seria alimentado ao longo do seu percurso com diversos contributos dispersos ao longo do traçado do rio e, logo, o volume de água disponível em cada ponto da ribeira seria diferente daquele que hoje existe por ter sido criada uma infra-estrutura de tratamento num determinado local do rio. Esta opção, com as vantagens que se

conhecem, terá também inconvenientes, sendo um deles precisamente a falta de água afluyente ao rio ao longo do seu percurso, implicando numa alteração da comunidade biológica, que se tende a adaptar às novas circunstâncias do seu meio de suporte à sobrevivência.

4. A GESTÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS NO CONTEXTO DA PROTECÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA

No decorrer de 2010 decorrerá a revisão do Plano Nacional da Água, do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013 (PEAASAR), sendo o ano que precede a publicação do Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste e logo, a definição dos objectivos e metas ao abrigo da Lei da Água.

No actual quadro social, ambiental e político, espera-se que as ETAR constituam a solução para os efluentes urbanos, constituindo infra-estruturas fundamentais para a garantia das condições sanitárias das populações.

Numa abordagem direccionada para a sustentabilidade ambiental e social, o tratamento de águas residuais deve, porém, ser pensado numa perspectiva integrada do ciclo da água e das componentes contíguas (como o solo e o ar) e não uma abordagem sectorial. Ou seja, importa recolher, transportar e tratar a água residual para salvaguardar a saúde pública, mas também para atender à protecção do meio aquático e, logo, das espécies que dele dependem e dos usos que o mesmo pode ter, e também evitar a contaminação do ar e do solo.

O Plano Nacional da Água, a Lei da Água e o PEAASAR, são os principais, e actuais, mecanismos que permitem abordar o ciclo da água numa óptica de gestão integrada, embora não demonstrem de forma evidente a metodologia que se pretende adoptar neste sentido.

Espera-se, face ao exposto, que os Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas venham a reflectir, de forma clara, os mecanismos de actuação, sobretudo porque esta visão integrada do ciclo da água acarreta necessariamente custos (associados, sobretudo, à monitorização e à implementação de medidas correctivas) que, em grande parte dos casos, não se encontram previstos e que, desta forma, se afiguram como dificilmente concretizáveis.

Há, porém, a possibilidade de recurso ao Programa Operacional Regional (POR) 2007-2013, como resposta a um dos vectores da região Oeste considerado “fraco”

pelo próprio Programa, que especifica: “*a região apresenta elevados níveis de poluição dos recursos hídricos (...) devido à pressão urbana e industrial, com impactes negativos na orla marítima*”. Por esta razão, o POR, apresenta o plano de financiamento para os eixos prioritários onde se integram, no seu “Eixo 4 – Protecção e valorização ambiental”, os projectos que venham a decorrer em termos de “protecção e gestão dos recursos hídricos” e em termos de “protecção das zonas ambientalmente sensíveis”. Os fundos disponíveis podem, assim, ser aproveitados para potenciar medidas e acções conducentes à gestão integrada do ciclo da água e dos efeitos causados pela estratégia adoptada.

Para além da preocupação com a capacidade de reacção e logo com a qualidade da água de um ecossistema receptor de efluentes tratados, há também que pensar na qualidade dos aerossóis produzidos numa ETAR e também com os gases que advêm do sistema de tratamento implementado, designadamente a produção de gases com efeito estufa.

Note-se ainda que, na trajectória de convergência do PORCentro, potencia-se ainda utilização do biogás das ETAR (urbanas e industriais), demonstrando preocupação quanto às emissões de dióxido de carbono (CO₂) que, desta forma, podem ser minimizadas, com a potenciação de sinergias ambientais e com valências económicas ao nível da produção de electricidade e de fertilizantes.

Não sendo o propósito deste trabalho o desenvolvimento exaustivo dos mecanismos associados à gestão e à exploração de ETAR, far-se-á uma subtil reflexão sobre os “outputs” do processo de tratamento de águas residuais urbanas, tratando-os como factores potenciadores de impactos ambientais, revelando assim uma perspectiva diferente da habitual (em que as ETAR são vistas hermeticamente como a solução para as águas “sujas”).

Esta abordagem pretende reanimar o espírito e a estratégia adoptada para o tratamento das águas residuais, alertando para o repensar da abordagem que sustenta a definição de limites de emissão, exigíveis para criar as melhores condições ambientais.

Com este intuito refere-se, de seguida, muito resumidamente, como funciona uma ETAR, equaciona-se sobre esta solução ou problema, reflecte-se sobre a transformação e transferência da matéria que aflui à ETAR (pois “*Na Natureza nada*

se cria e nada se perde, tudo se transforma”, Lavoisier) e abordam-se algumas potenciais implicações futuras e soluções potencialmente alternativas.

4.1. A água residual urbana

A água, nas zonas urbanas, depois de utilizada, é usada essencialmente como veículo de transporte de produtos sólidos e/ou substâncias dissolvidas, conferindo-lhe determinadas características, que lhe atribuem o título de “água residual”.

A água residual adquire determinadas especificidades microbiológicas, físicas e químicas que são, assim, função das próprias utilizações a que se submeteu ao longo do seu percurso. Demonstra-se, muito facilmente, que uma água tipicamente doméstica difere claramente de uma água urbana (água doméstica e água industrial) e que dentro das águas residuais urbanas, existem diversas tipologias, umas com uma maior significância ao nível de metais (p. ex. quando recebe contribuição da indústria metalúrgica), outras mais representativas ao nível de nutrientes (p.ex. quando recebe efluentes de origem pecuária) e outras mais contaminadas que outras ao nível microbiológico (p. ex. quando recebe efluentes de centros hospitalares).

Qualquer que seja o contributo contaminante que transforme uma determinada água em água residual, espera-se que as ETAR solucionem o problema, removendo os elementos poluentes da água e devolvendo-a ao meio receptor com características ambientalmente compatíveis. As ETAR reduzem, geralmente, a carga microbiológica, a matéria orgânica e os nutrientes, reduzindo a carência bioquímica em oxigénio, os sólidos em suspensão e, em alguns casos, a contaminação microbiológica dos próprios rios.

À excepção da componente microbiológica, em que a neutralização dos microrganismos pode ser feita com a indução de mortalidade dos mesmos, o tratamento dos restantes contaminantes é realizado, de modo geral, através da transferência dos mesmos para a fase gasosa ou para a fase sólida, recorrendo a processos físicos, biológicos ou químicos e, eventualmente, à adição de reagentes que acelerem aqueles processos.

Através desses processos que ocorrem nas ETAR garante-se a remoção de uma grande parte dos agentes contaminantes afluentes à instalação, onde o tratamento é dimensionado de modo a cumprir com as normas de descarga no meio receptor que se encontram estabelecidas nos títulos de utilização e/ou na respectiva legislação.

4.2. ETAR: uma solução ou um novo problema

Embora uma ETAR seja, de modo geral, uma instalações de superfície, os métodos construtivos e os materiais adoptados para a obra são fundamentais para o seu devido isolamento.

Por motivos relacionados com as condições geotécnicas, permeabilidade dos terrenos, tipologia dos materiais de construção, etc. poderão ocorrer condições favoráveis à permeabilidade da água residual, a partir dos órgãos da ETAR e, logo, esta poder ser um foco de contaminação da água subterrânea.

As lamas quando depositadas no solo (ex. leitos de secagem) sem o tratamento adequado libertam gases tóxicos, resultado da decomposição anaeróbia, o que origina poluição atmosférica e riscos para a saúde pública, além dos odores intensos que causam incómodo.

Os metais pesados que possam ter ficado retidos nas lamas (devido à potencial descarga de águas residuais industriais na rede de drenagem pública de águas residuais) infiltram-se no solo, com conseqüente contaminação deste e das águas subterrâneas.

Estes contaminantes têm um efeito cumulativo e tóxico, pelo que, a ingestão de alimentos produzidos no solo contaminado pode ser prejudicial para a saúde dos consumidores.

Os microrganismos patogénicos também presentes nas lamas, são substancialmente reduzidos quando expostos à influência do sol (designadamente dos raios ultravioletas - UV) ou a mecanismos de neutralização específicos, mas quando se recorre à sua secagem natural, parte dos mesmos irá proliferar no solo e, por infiltração, nas águas subterrâneas.

Para além da potencial contaminação dos aquíferos, existe ainda a possibilidade de contaminação dos cursos de água, sendo neste aspecto que se pretende dar maior ênfase.

As ETAR são locais pontuais onde se concentram as descargas provenientes de sistemas de recolha, por natureza ramificados, constituindo um pólo de conversão de um conjunto de descargas difusas numa única descarga pontual. Quando a ETAR descarrega o efluente líquido num rio (ou numa ribeira), torna-se numa fonte pontual de poluição para esse curso de água e o efeito da carga descarregada sobre a qualidade da água do rio é mais evidente quando o curso de água tem, por natureza, pouca água.

Como consequência a avaliação do desempenho de uma ETAR, baseada unicamente na comparação da qualidade da água de um rio antes e depois da descarga de uma ETAR, concluirá que esta infra-estrutura está a poluir o meio receptor, sobretudo se o mesmo apresentar um regime de escoamento esporádico ou, embora perene, o mesmo tenha fraca expressão hidrológica.

Pelas razões expostas, embora se consiga comprovar que todos os efluentes recebidos pela ETAR são tratados e que se cumprem os requisitos legais ao nível da operação e descarga de efluente tratado, a “solução na ponta do tubo” terá que, à luz da Lei da Água, ser complementada com a avaliação do comportamento do meio receptor, mediante o qual poderá ser necessário efectuar determinados ajustamentos ou correcções tendentes à melhoria das condições ambientais e ecológicas.

Considerando, pois, as exigências preconizadas na Lei da Água, e que virão a ser reflectidas nos PGBH, as imposições associadas à qualidade da descarga deverão então atender às características actuais e (que se pretendem) de futuro do meio receptor, atendendo à sensibilidade dos ecossistemas, à capacidade de auto-depuração e regeneração e ao tipo de actividade e usos praticados no curso de água que recebe contribuição de descargas de ETAR.

Estas exigências, ainda que bem sustentadas e plausíveis do ponto de vista ambiental, acarretarão custos muito representativos que, não tendo sido previstos nos modelos económico-financeiros das entidades gestoras dos sistemas de tratamento de águas residuais, e caso não sejam concedidas compensações

financeiras, como anteriormente já se abordou, se traduzirão num problema de curto-médio prazo, sobretudo considerando que o ano 2015 é o ano horizonte da Lei da Água, para atingir o Bom Estado Ecológico dos cursos de água.

4.3. Como funciona uma ETAR

De uma forma muito sintética uma ETAR é uma instalação que promove o tratamento de águas residuais, podendo o mesmo ser de quatro tipos, consoante o grau de tratamento que assegura. Em cada um destes tipos de tratamento podem ser utilizados um ou vários processos com as seguintes características:

- Tratamento preliminar - processos físicos responsáveis pela mistura das águas residuais e pela remoção dos sólidos de maiores dimensões (gradados), areias, óleos e gorduras.

- Tratamento primário - processos físicos responsáveis pela remoção de parte dos SS (clarificação da água ou remoção da turvação), os quais originam as lamas primárias. Este tipo de tratamento deve ser utilizado juntamente com o tratamento secundário;

- Tratamento secundário - processos biológicos (aeróbios e anaeróbios) responsáveis pela remoção da matéria orgânica biodegradável, dissolvida e coloidal, através do desenvolvimento de microrganismos (bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e algas) em condições ambientais adequadas (temperatura, pH, presença ou ausência de oxigénio, nutrientes e tempo de residência).

Os processos biológicos aeróbios também permitem a remoção de nutrientes em excesso, nomeadamente os que possuem azoto (azoto amoniacal, nitratos) e fósforo (fosfatos).

Os microrganismos (biomassa) e os SS residuais são removidos através dum processo físico de sedimentação, responsável pela formação das lamas secundárias (lamas biológicas). Os microrganismos também podem ser removidos através de um processo químico de desinfecção. Se o processo de tratamento não for satisfatório, pode-se recircular as lamas para um órgão de tratamento anterior.

- Tratamento terciário - processos físicos, químicos e biológicos necessários para remover as substâncias suspensas e dissolvidas, que continuam na água após o tratamento secundário. Estas substâncias podem ser matéria orgânica, iões inorgânicos (cálcio, potássio, sulfato, azoto amoniacal, nitrato, fosfato) ou compostos orgânicos sintéticos (poluentes complexos e tóxicos).

As substâncias que são mais frequentemente removidas são os nutrientes que possuem azoto (ureia, aminoácidos, azoto amoniacal e nitratos) e fósforo (fosfatos), os quais podem promover um crescimento rápido e exagerado dos produtores primários aquáticos, e que após a sua morte provocam uma consequente diminuição da concentração de oxigénio dissolvido na água e, subsequente mortalidade de peixes e outros seres vivos aeróbios.

O tratamento terciário é mais utilizado em águas residuais industriais, quando se pretende reutilizar as águas residuais tratadas ou quando a ETAR descarrega as água tratadas num pequeno curso de água, com pouca capacidade de diluição, ou num meio receptor sensível, devido às espécies existentes ou ainda quando se pretende atender ao tipo de uso da água a jusante da descarga.

4.4. A transformação e transferência da matéria que aflui a uma ETAR

O que sai de uma ETAR depende do que lhe chega mas, também, dos processos de tratamento que integra, sendo que os mesmos variam em função da tipologia e concentração das substâncias que lhe afluem.

Pode-se dizer que uma ETAR é um sistema onde entram águas residuais, energia, oxigénio e, por vezes, reagentes, saindo água menos contaminada, lamas e efluentes gasosos. Na prática é um local onde, para se melhorar a qualidade da água do rio, se criam condições para transferir contaminantes da água residual para a fase sólida e para a atmosfera. As lamas e os gases podem também ser tratados nas ETAR, mas nem sempre esta é a opção tomada.

De uma forma muito genérica, e como se disse anteriormente, a relação entre os efluentes dentro da ETAR depende das características do afluente e também do tipo

de tratamento. Na grande maioria dos casos, o tratamento adoptado cinge-se ao tratamento secundário, no qual se gera, para além de lamas, um volume significativo de efluente gasoso, que é maioritariamente constituído por dióxido de carbono (CO_2). No caso de tratamento terciário com remoção de azoto, o azoto gasoso (N_2) constitui uma parcela significativa do gás emanado pela ETAR e, no caso de remoção de fósforo (normalmente recorrendo a cloreto férrico ou a outros floculantes), o volume de lamas produzido tem uma expressão relevante. Sempre que é utilizada digestão anaeróbia na degradação da matéria orgânica, o metano (CH_4) torna-se no gás predominante.

4.4.1. Produção de gases com Efeito Estufa

A temperatura do nosso planeta é determinada por uma relação de radiações solares absorvidas e reflectidas, sendo afectada por qualquer troca de energia que ocorra na atmosfera. O fenómeno natural de absorção de radiações pela atmosfera é vulgarmente chamado de Efeito Estufa, que consiste basicamente na existência de um escudo que mantém a temperatura na terra ao nível adequado. O escudo é formado por gases com capacidade de retenção de radiações infravermelhas irradiadas a partir da superfície da terra.

Estes gases são os GEE e são constituídos pelos seguintes compostos: CO_2 (dióxido de carbono), CH_4 (metano), N_2O (óxido nitroso), HFC (hidrofluorcarbonetos), PFC (perfluorocarbonetos) e SF_6 (hexafluoreto de enxofre).

As actividades humanas têm modificado o balanço destes gases na atmosfera, aumentando a sua concentração. A existência de maior quantidade de GEE na atmosfera tem como consequência o aumento do aprisionamento das radiações e, consequentemente, o aumento de temperatura da terra.

As fontes antropogénicas de GEE são variadas e passam desde a produção e utilização de energia, à desflorestação e a alteração do uso do solo ou até à actividade pecuária, aterros ou queima de biomassa.

Estudos recentes prevêem que as concentrações de gases de estufa dupliquem por volta de 2050, tendo como consequência um aumento global de temperatura entre 1 e 3,5 °C (IPPC, 1996) nos próximos 100 anos.

As consequências das alterações climáticas, nomeadamente o fenómeno do aquecimento global, podem traduzir-se em perturbações muito significativas do ciclo da água, designadamente através de:

- alterações dos padrões normais de precipitação;
- deslocação para norte das zonas agrícolas e aumento da desertificação;
- aumento da temperatura média da água dos oceanos;
- aumento do nível do mar, com probabilidade de submersão de zonas baixas.

A maior parte dos gases (biogás) emitidos por uma ETAR (e nas Estações Elevatórias associadas), estão associados à potenciação do efeito estufa, nomeadamente o CO₂ e o CH₄. Para além destes, as ETAR emitem também, embora em menores quantidades, N₂ e H₂S (que é obtido pela degradação biológica anaeróbica). De um modo geral, o tratamento dos gases numa ETAR ocorre para a neutralização dos maus cheiros e não tanto para redução das emissões, pelo que após recolhidos e encaminhados para a instalação de tratamento, os gases indesejáveis são removidos através dos seguintes processos:

- Filtração com filtros de carvão activado;
- Filtração com biofiltros;
- Lavagem química.

Note-se, ainda, que o biogás, sendo combustível⁵, pode ser transformado em electricidade e/ou energia térmica. Este processo de produção combinada de energia eléctrica e térmica a partir de um combustível primário denomina-se cogeração (considerada como energia renovável).

⁵ Em termos de equivalências energéticas 1 m³ de biogás com 6000 kcal será equivalente a: 0,8 L de gasolina, ou 1,3 L de álcool, ou 7 kWh de electricidade, ou 0,7 L de gasóleo, ou 2,7 kg de madeira ou 1,4 kg de carvão vegetal ou 0,3 m³ de propano.

Apesar de representar um custo de investimento inicial considerado representativo, a sua utilização como energia renovável tem como grandes vantagens: (i) a redução da energia consumida no tratamento das águas residuais e (ii) a queima do metano, evitando que o mesmo se liberte na atmosfera, com os consequentes aspectos negativos associados ao efeito estufa.

Existem algumas ETAR que possuem uma central de cogeração, sendo a energia eléctrica produzida utilizada para o funcionamento dos seus equipamentos eléctricos, contribuindo com mais de metade do total de energia eléctrica consumida na instalação e proporcionando uma importante redução dos custos de tratamento das águas residuais. A energia térmica pode ser aproveitada para o aquecimento das próprias lamas (aumentando a eficiência do seu tratamento) e para aquecimento das instalações do pessoal e de águas sanitárias.

4.4.2. Gradados, Gorduras, Areias e Lamas

Os gradados, as areias e as lamas são os principais subprodutos sólidos resultantes da exploração das ETAR. A gestão adequada do seu destino (para além da água residual tratada) potencia pois a eficiência ambiental da própria instalação.

Os gradados, as gorduras e as areias, são removidos no tratamento preliminar, através de processos físicos que promovem a remoção de sólidos de maior dimensão (gradados) e do material inerte (areias) e das substâncias insolúveis de menor densidade e logo flutuantes (óleos e gorduras). As areias e os gradados são enviados para aterro sanitário, enquanto os óleos e as gorduras são submetidas a um processo de tratamento específico, retomando geralmente ao processo de tratamento disponível na ETAR.

Para além destes materiais facilmente removidos da água com a tecnologia existente no mercado, existem também, como subproduto inevitável, as lamas do tratamento de águas residuais, que provêm essencialmente da separação das substâncias em suspensão na água residual.

As lamas geradas pelas ETAR possuem, de um modo geral um elevado teor de humidade, de microrganismos, de matéria orgânica e nutrientes (azoto, fósforo e

potássio) e, potencialmente, metais pesados (poluentes inorgânicos). Face a estas características, as lamas têm que ser convenientemente tratadas antes de serem enviadas para destino final (cuja responsabilidade é do seu produtor).

Nas ETAR convencionais, as lamas têm origem na operação de decantação primária e nos processos secundário e terciário. Em muitos casos, as lamas são mistas (mistura de lamas primárias com lamas secundárias). Noutras situações, as lamas são separadas em decantadores distintos e só posteriormente processadas em comum. A quantidade de lamas geradas no tratamento terciário é, geralmente, pequena, exceptuando-se as situações em que está envolvida a precipitação química para remoção de fósforo (geralmente com recurso a cloreto férrico).

Seja qual for o tipo de tratamento adoptado, a quantidade de lamas produzida nas ETAR é, de um modo geral, significativa, podendo constituir um problema em termos de escoamento para destino final adequado, mas podendo também representar, quando adequadamente geridas, um importante recurso renovável.

Quando a opção de gestão das lamas reside na sua reutilização, é comum recorrer-se ao seu espessamento para depois serem desidratadas, facilitando assim o seu manuseamento, diminuindo o volume de armazenamento e maximizando o volume de transporte. As lamas podem ainda ser estabilizadas, com o objectivo de se reduzir o seu poder de fermentação, responsável pela produção de gases, odores e de microrganismos.

As principais técnicas actualmente conhecidas e já utilizadas para o tratamento das lamas, tendo em vista a sua adequada reutilização são: digestão anaeróbia, estabilização química com cal, compostagem de lamas, secagem térmica e eliminação por incineração. É, porém, ainda comum o recurso a leitos de secagem, sobretudo para as ETAR de menor dimensão (em termos de capacidade de tratamento), mas com áreas úteis (em termos de espaço físico) disponíveis para o efeito.

4.4.3. Água residual tratada

Caso uma ETAR esteja bem dimensionada, a operação da mesma seja eficiente e o processo de tratamento não seja colocado em causa por factores externos (ex.

afluência imprevista de cargas industriais), o efluente descarregado no curso de água cumprirá, previsivelmente, os requisitos impostos.

O cumprimento desses objectivos ambientais impostos para a instalação não será, porém, linear à luz da Lei da Água, uma vez que a significância da qualidade da descarga, se dissipará, uma vez que a mesma é considerada como um elemento potencialmente perturbador das condições do ecossistema receptor (por se tratar de um contributo potencialmente poluente do curso de água).

Na prática uma ETAR que manifeste cumprimento dos parâmetros de descarga poderá ainda assim traduzir contaminação do meio receptor do efluente tratado, caso o mesmo não esteja preparado (biologicamente e em termos qualitativos) para receber tal contributo.

De facto, o conceito associado à contaminação integra um factor de introdução de componente microbiológica, substâncias químicas e/ou resíduos no meio ambiente (água, ar ou solo) em quantidade tal que estimula o desequilíbrio das propriedades do meio, tornando-o perigoso para a saúde e para a preservação ambiental. Desta forma, visto agora de outra perspectiva, um determinado agente poluente (ex. nutrientes) poderá não causar contaminação caso o meio que o recebe tenha capacidade para o auto regenerar e/ou de o diluir em concentrações tais que não afectem os ecossistemas envolvidos.

A água residual tratada numa ETAR pode ainda ser reutilizada, se a sua qualidade o permitir. Algumas das reutilizações mais comuns são: lavagem dos órgãos de tratamento e rega dos espaços verdes da própria ETAR, lavagem de ruas, lavagem de contentores e de viaturas de recolha de resíduos sólidos urbanos, rega de jardins, entre outros.

4.5. Breve reflexão sobre o cumprimento dos limites impostos nas licenças de descarga

Sendo certo que os títulos de utilização (licenças de descarga das ETAR) constituem o instrumento legal que reflecte a imposição de objectivos para a descarga de água residual tratada, em termos de características do efluente tratado, são também estes

os documentos que vinculam as entidades gestoras ao compromisso de bem gerir uma instalação de tratamento em termos da produção do seu produto, que é a água residual tratada.

Esta gestão abarca diversas preocupações, sendo que aquelas que se prendem com o cumprimento do normativo legal, são as que se destacam no imediato. Assim, e porque os títulos de utilização entram em vigor no momento em que são atribuídos, quando os mesmos implicam em soluções de investimento que não são concretizáveis no imediato, transformam-se num problema para as entidades gestoras das instalações de tratamento.

A presente reflexão pretende, pois, demonstrar que os prazos de resposta às directrizes exaradas nestes documentos deveriam, pois, ser adequados à realidade, sob pena de as entidades gestoras se virem obrigadas a adoptar soluções alternativas que permitam cumprir os objectivos definidos no título de utilização mas que, ao mesmo tempo, possam não estar a ser benéficas para o meio envolvente.

Exemplifique-se o caso da necessidade de desinfecção do efluente tratado. Esta exigência, corresponde a um investimento (no caso: instalação de equipamento de UV) que não se consegue realizar a curto prazo, levando à instalação de soluções alternativas, mais rapidamente exequíveis no tempo e, geralmente, mais económicas.

Assim, o que se tem vindo a verificar é que, em detrimento de instalações que não fomentam a integração de agentes químicos na água tratada, se tem vindo a optar por estas instalações de desinfecção, com recurso a hipoclorito de sódio. Ora, como consequência directa, a descarga da ETAR, ficará isenta de microrganismos patogénicos (cumprindo com o objectivo definido no título de utilização) mas essa água desinfectada passará a ser, também, o veículo de transporte de agentes químicos tóxicos para os seres vivos presentes na linha de água, colocando em causa a integridade das comunidades bióticas e até mesmo a sua vitalidade.

4.6. ETAR: Implicações futuras e soluções alternativas

Atendendo às vantagens, desvantagens, necessidades e expectativas ambientais, e enquadrando com a legislação em vigor, considera-se que as ETAR devem

continuar a ser uma solução, mas que há que atender a diversos factores mediante os quais devem ser atribuídos os títulos de utilização, assumindo designadamente aspectos, para além da carga e da frequência de descarga, como: (i) o regime de escoamento intrínseco do meio receptor e as condições de biodegradabilidade da matéria que ainda assim aflui aos cursos de água (ii), a preservação das espécies autóctones (vegetais e animais), (iii) a protecção do ambiente e (iv) os objectivos de qualidade para a massa de água.

A comparação, com a aplicação de modelos de simulação, entre os diversos cenários de pressões qualitativas versus características hidrológicas locais, permite avaliar a capacidade de resposta à Lei da Água, mas também gerar conhecimento, permitindo avaliar a potencialidade das ecotecnologias para atingir objectivos de qualidade da água nos rios.

Estas ecotecnologias (consideradas como uma potencial solução para o problema que se afigura vir a surgir) podem ser baseadas na criação de zonas húmidas artificiais – como pauis – onde matéria em suspensão, e especialmente nutrientes, são removidos do efluente da ETAR.

Apesar de originarem o consumo de água, especialmente por transpiração das plantas, têm também, para além de outras, a vantagem de ter capacidade para fixar o dióxido de carbono atmosférico e de permitirem promover a biodiversidade como zonas preferenciais de albergue e desova de algumas espécies autóctones existentes no curso de água.

Um Plano de Gestão de uma Bacia Hidrográfica deveria assim incluir uma estratégia para quantificar o papel das ETAR na qualidade da água na bacia, sendo que o plano de monitorização de cada massa de água deveria também estar preparado para recolher dados suficientes capazes de evidenciar a eficácia de cada sistema de tratamento que, entretanto, deve atender a requisitos adicionais, como os referidos anteriormente, designadamente a compensação da fixação de carbono pelas macrófitas e, conseqüentemente, a minimização dos GEE emitidos pela ETAR.

5. ESPECIFICIDADES ASSOCIADAS AOS RIOS DE CARÁCTER TEMPORÁRIO

Os rios com carácter temporário, pela sua natureza, não têm um comportamento homogéneo ao longo do seu traçado nem ao longo do tempo, sendo que, para o mesmo local se podem identificar diversos cenários em função da época do ano e/ou das condições climatéricas existentes. Estes rios caracterizam-se pela ocorrência de oscilações abruptas de caudal e da qualidade da água, não sendo, pois, possível descrever um padrão de referência estável ao longo do tempo.

Como se verá num caso de estudo apresentado neste capítulo, as características qualitativas da água nestes rios são fortemente influenciadas pela quantidade de água existente no rio. Esta influência (da quantidade na qualidade) é evidenciada numa situação em que se mantêm fixos os locais de descarga e as cargas contaminantes afluentes e em que é avaliado o comportamento da qualidade da água do rio em diferentes cenários de escoamento (Verão e Inverno).

5.1. Variação da quantidade de água no rio ao longo do seu troço e ao longo do tempo

Os cursos de água de carácter temporário caracterizam-se por caudal nulo ou muito baixo durante a estiagem, apresentando frequentemente enormes extensões do leito sem água que, pontualmente, deriva em pegos, ou pequenas charcas que albergam as comunidades resistentes e que assim se adaptam à alternância de condições lótic-lênticas. No entanto, em situações de prolongamento ou intensificação de estiagem, a elevação do stress a que está sujeito o biota pode colocar em causa a sua sobrevivência e logo a subsistência do ecossistema característico destes rios.

Estes rios têm como características marcadas dois eventos típicos: as cheias e as secas. Por natureza própria os rios temporários respondem no imediato às condições climatéricas predominantes.

Estes dois eventos típicos exercem uma forte influência na organização e no funcionamento dos ecossistemas, mas a actividade antrópica tende a maximizar a amplitude destas situações extremas, directamente através das alterações do percurso e do regime dos cursos de água, através da criação de áreas impermeáveis, das limpezas das galerias ripícolas, entre outros, e, indirectamente, através da poluição do ar e logo promoção das conseqüentes alterações climáticas.

A oscilação abrupta entre os referidos dois eventos naturais não permite, por vezes o reajustamento natural das comunidades que dependem do curso de água para subsistir, tendo efeitos importantes na variação da composição do substrato, na concentração de nutrientes, nas comunidades de perífíton, macrófitas, invertebrados e peixes e na própria utilização balnear da sua foz.

A determinação do caudal ecológico para cursos de água temporários é, por isso, essencial, e requer, pelo seu carácter peculiar, uma abordagem específica, por forma a garantir a persistência dos pegos até ao final da época de estiagem, com condições compatíveis com a sobrevivência das comunidades aquáticas (*Alves et al.*, 1998).

A estiagem constitui o período crítico em que se fazem sentir as maiores pressões ambientais. O agravamento desta situação devido à regularização e redução de caudais, determina que se terão que desenvolver acções conducentes à manutenção dos pegos durante este período, sendo este um aspecto crucial a ter em consideração na definição de medidas de requalificação dos rios com carácter temporário.

Uma das contribuições importantes para a manutenção dos pegos, provém das águas subterrâneas, que podem desempenhar um importante papel neste processo, dada a sua potencial conexão e dada a capacidade de recarga de alguns cursos de água superficial. A descarga de águas residuais tratadas pode também constituir um contributo que deve ser considerado para a recarga dos cursos de água.

Sejam quais forem as contribuições naturais ou artificiais, importa proteger o caudal que permite manter as condições intrínsecas e típicas do curso de água, sendo que esse caudal poderá ser considerado, por aproximação, o caudal ecológico do rio.

5.1.1. Determinação do caudal ecológico

O caudal ecológico é aquele que permite que haja apenas uma certa redução do valor de determinado parâmetro numa determinada secção, sendo que a garantia desse valor mínimo permitirá manter a integridade e estabilidade do ecossistema (Alves *et al.*, 1998).

Esta estabilidade não implica necessariamente a existência de uma situação de referência na qual o ecossistema sempre deve retornar. A estabilidade é, sim, a capacidade de resposta do ecossistema quando o mesmo enfrenta uma perturbação e compreende tanto processos de resistência⁶ como de resiliência⁷.

A generalidade dos métodos disponíveis para a determinação dos caudais ecológicos foram desenvolvidos para cursos de água perenes da América do Norte, não estando portanto muito adequados aos rios temporários em que o objectivo não será manter as condições mínimas de escoamento, mas sim as condições características dos rios temporários.

Estes métodos podem-se dividir em três categorias (Alves *et al.*, 1998) tendo em conta os pressupostos e os princípios em que se baseiam: (i) métodos baseados em registos históricos de caudais, (ii) métodos baseados na relação entre os parâmetros hidráulicos e o caudal, e (iii) métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal.

Os métodos baseados em registos históricos de caudais definem o caudal ecológico com base no regime hidrológico natural, assumindo que o caudal que corresponde a certa percentagem do caudal médio diário, ou um caudal com uma certa duração definido com base na curva de duração de caudais, garantirá um determinado grau de protecção do ecossistema. Estes métodos apresentam grande especificidade relativamente ao local e às espécies para os quais foram desenvolvidos e, por esta

⁶ grau que uma variável pode ser modificada após uma perturbação.

⁷ tempo necessário que as variáveis retornem ao seu equilíbrio depois de sofrer uma perturbação.

razão uma das grandes limitações destes métodos é que a sua aplicação deve restringir-se aos rios que são morfologicamente semelhantes àqueles para os quais foram inicialmente desenvolvidos e em que a relação entre o habitat e o caudal é semelhante.

O método mais utilizado é o Método de Tennant, em que o caudal ecológico recomendado é calculado com base no caudal médio anual, em que são utilizadas diferentes percentagens para o semestre húmido e para o semestre seco. Segundo este método, um “bom” caudal ecológico é aquele que corresponde a 20% do caudal médio mensal do semestre seco e a 40% do caudal médio mensal do semestre húmido, com um valor mínimo a garantir de 10% para o caudal médio anual.

Os métodos baseados na relação entre os parâmetros hidráulicos e o caudal, consistem no estabelecimento de uma relação entre o caudal e certas características físicas do curso de água, como por exemplo o perímetro molhado.

Outro método, é o método do Caudal Básico ou de Nova Inglaterra, em que o caudal ecológico corresponde à mediana do caudal no mês de menor caudal, que geralmente coincide com o mês de Agosto.

Os métodos baseados na relação entre o habitat e o caudal recorrem a critérios de aptidão de habitat para uma ou mais espécies, em determinada(s) fase(s) do ciclo de vida, para estimar a variação do habitat disponível em função do caudal. O caudal ecológico é definido com base num caudal que permite maximizar a área de habitat disponível e abaixo do qual esta decresce rapidamente.

Entre os métodos deste tipo aquele que é mais utilizado é a Metodologia Incremental, que se baseia no princípio de que a distribuição espacial dos organismos lóticos, assim como certas fases do seus ciclos de vida são determinadas, entre outros factores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas do curso de água.

Cada organismo tende a seleccionar no curso de água as condições que lhe são mais adequadas, correspondendo a cada variável ambiental um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie. Neste caso, a variável de decisão é a área de habitat disponível para as espécies piscícolas, ou outras, definida como uma função do caudal, em que são estimadas as alterações na área de habitat disponível para cada fase do ciclo de vida ou actividade particular

(reprodução, alimentação, repouso), devido a alterações no regime hidrológico do curso de água.

As principais limitações à sua aplicação são (Alves *et al.*, 1998)., entre outras: (i) o pressuposto de que o leito do curso de água é estável, (ii) a necessidade de informação detalhada sobre os habitats das espécies consideradas relevantes em cada fase do seu ciclo de vida, (iii) a complexidade da modelação do coberto.

5.2. Variação da qualidade da água do rio ao longo do seu troço e ao longo do tempo

A qualidade da água nos rios temporários sofre amplitudes muito significativas decorrentes da maior ou menor concentração proporcionada pelo caudal característico do curso de água.

Alguns dos factores indiciadores da variação dessa qualidade são a concentração em nutrientes, a ocorrência de perifíton, de macrófitas, a comunidade de macroinvertebrados e de peixes afectados, e as características balneares da foz do rio.

Assim, a concentração de nutrientes nos rios intermitentes é geralmente baixa e a relação azoto/fósforo inferior a 7, identificando o azoto como elemento limitante à produtividade primária (e, portanto, condicionante ao crescimento de algas). Também é comum registarem-se concentrações médias de nutrientes superiores nas camadas subsuperficiais, atendendo à contribuição dos sedimentos existentes no leito do rio como reservatório natural de nutrientes (acumulados em tempos de bonança).

Durante a cheia, devido à sua solubilidade e à acção mecânica da água, os nutrientes libertam-se do sedimento passando para a coluna de água e a relação de nutrientes pode inverter-se.

Após a ocorrência de cheias, o aumento na concentração de nutrientes que voltará a ocorrer na água é consequência da contribuição das escorrências oriundas dos terrenos contíguos ao rio e da afluência de cargas produzidas na bacia hidrográfica.

A ocorrência de macrófitas aquáticas não é muito representativa nos rios temporários e o seu desenvolvimento está restrito a pequenos pegos que funcionam como verdadeiros refúgios para estas, e outras, comunidades.

A cheia e a seca desempenham papel fundamental na estabilidade das macrófitas. A cheia diminui a biomassa/substrato e influencia de maneira significativa a distribuição destas comunidades. Estas variações são consequência de dois processos: exportação e soterramento. A exportação implica o seu transporte para troços localizados a jusante, e o soterramento está associado ao arraste e deposição sobre as plantas de grandes quantidades de sedimento e de inertes.

A presença de plantas aquáticas enraizadas nos cursos de água temporários permite, nos períodos de cheia, proteger as comunidades de macroinvertebrados da acção mecânica da água, sendo um elemento natural que também tem a vantagem de absorver os nutrientes presentes na água.

Por outro lado, a seca exerce forte influência na composição e biomassa destas comunidades de macrófitas, chegando a levar à sua extinção. À medida que a margem dos rios e riachos se vai reduzindo, as macrófitas vão desaparecendo e sucessivamente surgem outras plantas mais resistentes e capazes de responder às adversidades que entretanto foram surgindo.

O efeito da cheia na diversidade, densidade e biomassa dos macroinvertebrados varia, geralmente, ao longo do eixo longitudinal dos rios, sendo que, nas fases de estiagem apenas se detectam macroinvertebrados bentónicos nos pegos e nas charcas.

A diversidade de peixes nos rios temporários está inversamente relacionada com a estabilidade hidrológica. Os rios de maior estabilidade hidrológica (presença de água permanente) apresentam índices de diversidade biológica menores que os rios hidrológicamente mais instáveis. Este padrão poderá ser explicado pela presença de espécies dominantes em rios de maior estabilidade hidrológica.

A maior actividade reprodutiva dos peixes ocorre no início do ciclo hidrológico (fase de reinundação) talvez por ser a época em que há mais espaço e alimento e menor competição, uma vez que o fluxo de água é contínuo. Por outro lado, quando se aproxima o tempo quente, os peixes ficam altamente stressados aumentando a sua

intensidade metabólica por força da falta de espaço, de alimento e, por vezes, de oxigénio.

Apesar da instabilidade que os caracteriza, os rios de carácter temporário constituem ecossistemas que representam verdadeiros refúgios de água para a biota da região, contribuindo muito para a diversidade biológica e paisagística locais. O conhecimento do funcionamento dos ecossistemas fluviais é o grande desafio que importa abordar no contexto da matriz de classificação do estado da água, atendendo à importância relativa entre os factores abióticos (perturbação hidrológica) e bióticos (competição e predação) na organização das comunidades aquáticas e no funcionamento geral do ecossistema fluvial. Se as perturbações hidrológicas forem de grande magnitude e muito frequentes durante o ciclo hidrológico, a cheia e a seca exercerá maior influência nos ecossistemas fluviais que os nutrientes e as interações biológicas.

Nos rios temporários a perturbação hidrológica representa o grande elemento do funcionamento destes ecossistemas. Os atributos da cheia e da seca (intensidade, duração, frequência e previsibilidade) são os agentes que exercem maior influência nos padrões e modelos de sucessão ecológica das comunidades aquáticas ao longo de cada ciclo hidrológico. Perturbações de baixa e média magnitudes podem, ou não, retardar a sucessão ecológica das comunidades aquáticas, variando de acordo com a resistência de cada comunidade.

Perturbações hidrológicas de grande magnitude podem romper o domínio de atracção de algumas comunidades, retardando por muito tempo ou até mesmo impedindo o seu restabelecimento (originando a sua extinção).

A frequência também é uma importante componente na dinâmica sucessional das comunidades aquáticas. Apesar de exercer menor influência que a magnitude, a frequência retarda o reinício do desenvolvimento das comunidades aquáticas (resiliência).

Por fim, vale a pena destacar a importância dos sedimentos e do perifíton e do intercâmbio de nutrientes entre a água superficial e o sedimento na estabilidade de resistência e resiliência das comunidades aquáticas nos rios temporários.

5.3. Qualidade da água num rio temporário. Caso de estudo: rio Alcabrichel

5.3.1. A escolha do rio Alcabrichel como caso de estudo

A escolha do rio Alcabrichel como caso de estudo, teve por base os seguintes critérios: (i) tratar-se de rio com um regime hidrológico tipicamente temporário, (ii) ser um curso de água representativo e importante para região onde se insere, (iii) existir disponibilidade de informação sobre as actividades existentes na bacia hidrográfica e correspondentes afluências, (iv) existirem ETAR a descarregar para o rio, (v) existirem dados de qualidade da água, (vi) existirem preocupações ambientais e de saúde pública associadas ao rio, e (vii) constituir albergue de, pelo menos, uma espécie em vias de extinção.

Mediante campanhas de amostragem realizadas nos anos de 2006 a 2009, o rio Alcabrichel foi classificado (sg. classificação do INAG dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos) na gama E (*ISQ (2010)*), que significa “*Extremamente Poluído*”, sendo a água considerada como “*inadequada para a maioria dos usos, podendo ser uma ameaça para saúde pública e ambiental*”. Esta classificação deveu-se, sobretudo, à concentração em nutrientes existentes na água (sobretudo azoto e fósforo). Esta foi também outra das razões da selecção deste rio pois, tendo como dado adquirido que as ETAR urbanas existentes nesta bacia se encontram a cumprir com os limites impostos nas licenças de descarga, seria provável que existisse outro factor que potenciase tal classificação (como sejam a existência de outras contribuições contaminantes e/ou o próprio regime hidrológico não fomentar a autodepuração do curso de água face às afluências a que está sujeito).

5.3.2 Características biofísicas da bacia do rio Alcabrichel e ocupação do território

O rio Alcabrichel é um rio temporário que se integra na Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste, sendo considerado um dos principais afluentes de 1ª ordem (à semelhança dos rios Alcoa, Tornada, Arnoia, Real, S. Domingos, Grande, Sizandro, Sobral, Cuco, Lisandro, Colares e das Vinhas, localizados noutras sub-bacias do Oeste) (*INAG e ARH_Centro (2009)*).

Este rio localiza-se no Município de Torres Vedras. Nasce perto da Aldeia Grande e desagua na praia de Porto Novo, após um percurso de cerca de 25 Km, em que o troço principal atravessa as freguesias do Maxial, Ramalhal, A-dos-Cunhados e Maceira.

A bacia hidrográfica está quase integralmente localizada no município de Torres Vedras, havendo duas linhas de água afluentes que nascem no município da Lourinhã: Ribeira de Toledo e Ribeira de Ribamar.

Considerando as linhas de água que lhe afluem⁸, a bacia do rio Alcabrichel intercepta ainda parte das freguesias de Campelos, Monte Redondo e Outeiro da Cabeça, abrangendo uma área de cerca de 180 Km². A localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel encontra-se representada na figura 5.1, infra.

⁸ O rio Alcabrichel tem como afluentes principais o Ribeiro do Caniçal, o Ribeiro da Pedra do Sino, a Ribeira da Fonte do Casal, a Ribeira do Vale Grande e o Rio da Várzea.

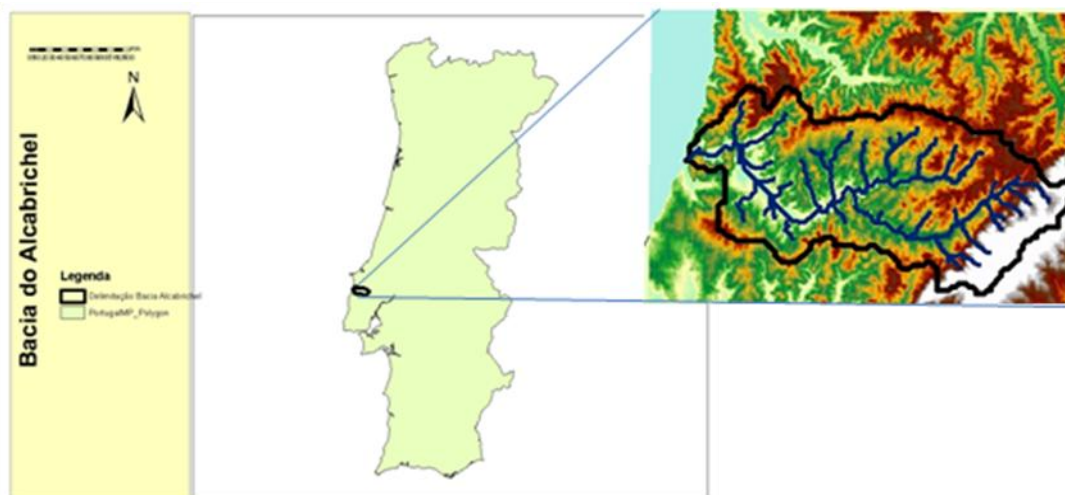


Figura 5.1 - Localização geográfica da bacia do rio Alcabrichel

A área urbana é de cerca de 4% do total da bacia hidrográfica e em termos de população e segundo os dados do censo de 2001 do INE (Instituto Nacional de Estatística) existiam entre 10.000 a 17.000 habitantes na bacia do rio Alcabrichel. A grande parte do território afecto a esta bacia encontra-se ocupado com a actividade agrícola. Segundo a carta Corine 2000 (www.igeo.pt, 2010) e o Recenseamento Geral Agrícola (RGA) de 1999 na bacia do rio Alcabrichel a área agrícola é cerca de 30 a 40% da área total contribuindo as vinhas com cerca de 16% (figura 5.2).



Figura 5.2 - Práticas agrícolas existentes ao longo do traçado do rio Alcabrichel

Em termos geomorfológicos, o rio Alcabrichel desenvolve-se sobre os materiais da Orla Mesocenozóica Ocidental, percorrendo depressões diapíricas, margas,

calcários e arenitos, que marcam um desnível, desde a nascente até à foz do rio de 370 m. A figura 5.3 ilustra o aspecto geral dos calcários característicos da nascente do rio Alcabrichel.



Figura 5.3 - Aspecto geral da nascente o rio Alcabrichel

A estrutura morfológica do leito do rio é característico da solubilidade inerente às formações detríticas de suporte (sobretudo grés e argilas), que facultam a erosão tornando o leito do rio muito encaixado, com secções de vazão muito significativas (figura 5.4 infra), face ao caudal médio característico desta linha de água.



Figura 5.4 - Aspecto geral do leito do rio Alcabrichel (<http://paidobicho.blogspot.com>)

Face a esta característica este rio reage, tipicamente, no imediato às condições climáticas, evidenciando um caudal muito representativo no Inverno (altura em que chega a provocar cheias) e uma quase ausência de escoamento no Verão.

A contribuição da água superficial é mais representativa na cabeceira da bacia hidrográfica, com uma grande contribuição do maciço carbonatado da Serra de Montejunto. A recarga do rio por contribuição da água subterrânea é mais significativa no troço terminal do mesmo, onde o leito recebe a água de drenagem dos calcários muito carsificados da Maceira, que ali afloram.

5.3.3. Principais focos poluentes identificados ao longo do rio Alcabrichel

O exercício das actividades económicas tem, normalmente, uma implicação no meio ambiente uma vez que se trata de actividades que necessitam de recursos naturais e que, muitas vezes emitem subprodutos contaminantes prejudiciais ao meio ambiente, causando pressão sobre um ou mais dos vectores: ar, água e/ou solo. Existem diversas medidas de minimização ou mesmo de mitigação dos impactes que, apesar de todos os esforços, poderão ser menos eficazes que o previsto e, nesse caso, se o potencial foco poluente produzir alteração no ambiente que o rodeia, estará a fomentar a contaminação dos recursos naturais e, logo, a referida potencial fonte poluente, deixará de ser “potencial” e passa a representar uma fonte contaminante, que produzirá impacte no meio ambiente que lhe é contíguo.

Na bacia do rio Alcabrichel não existem actividades industriais relevantes em termos da produção de poluentes metálicos e persistentes (como a indústria transformadora, têxtil, etc.), mas identifica-se a existência de uma grande pressão ao nível de cargas orgânicas oriundas da indústria agropecuária, muitíssimo representada na área geográfica que integra a bacia hidrográfica deste rio.

Para além da indústria agropecuária ocorrem ainda situações que se podem traduzir em eventuais focos de poluição, como é o caso das águas residuais tratadas em ETAR urbanas.

Apesar do esforço que tem vindo a ser desenvolvido para que todos os efluentes gerados pelas populações venham a ser tratados antes de serem lançados nas

linhas de água, identificam-se ainda algumas situações em que as águas residuais são lançadas no rio sem qualquer tratamento prévio. Estes casos foram (seguidamente) identificados como descargas não controladas.

5.3.3.1. Descargas de águas residuais

Ao longo do rio Alcabrichel existem, actualmente, cinco ETAR urbanas, cuja gestão se encontra a cargo da empresa Águas do Oeste, S.A.. Na figura 5.5 ilustra-se a localização geográfica das respectivas ETAR. Note-se que a ETAR de Porto Novo, localizada na foz do rio Alcabrichel, apenas entrou em exploração no Verão de 2009, razão pela qual não foi considerada no âmbito deste trabalho (pois não existiam dados suficientes para integrar o presente estudo).

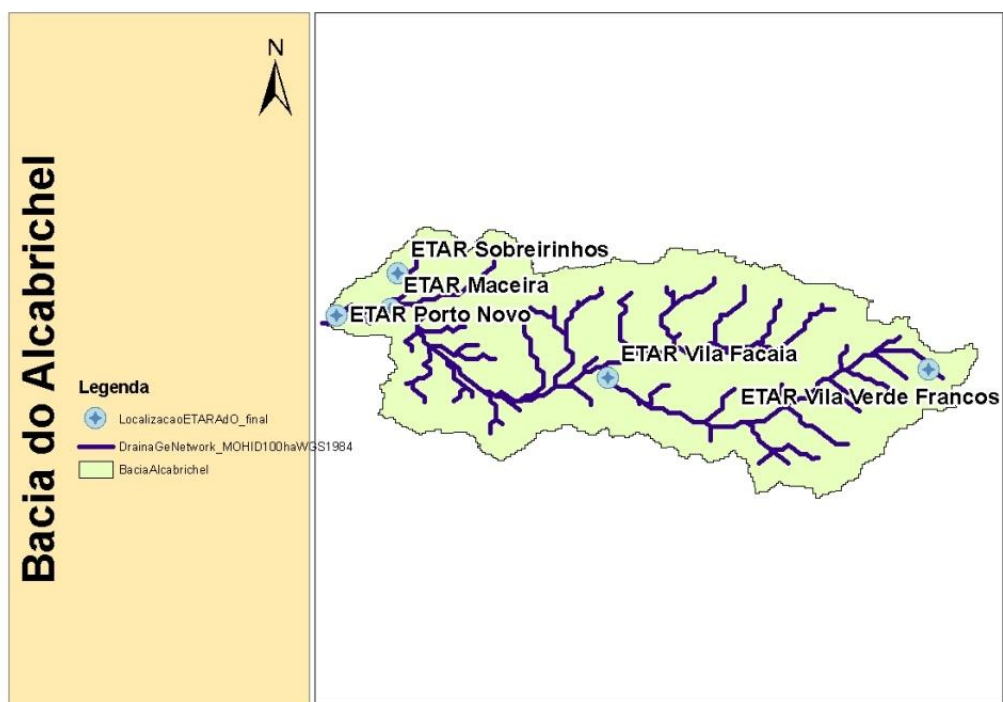


Figura 5.5 - Localização das ETAR na bacia do rio Alcabrichel (Águas do Oeste, S.A., 2010)

Apesar do esforço que tem vindo a ser desenvolvido pelas entidades públicas com capacidade de intervenção e de gestão locais, existem ainda várias situações onde

se denota a presença de descargas não controladas que, naturalmente, ocasionam degradação da qualidade do curso de água (Fig. 5.6).



Figura 5.6 - Descargas pontuais identificadas ao longo do rio Alcabrichel

5.3.3.2. Actividade agro-industrial

As práticas agro-industriais estão também bem representadas nesta bacia hidrográfica, sobretudo ao nível da agropecuária.

Segundo os dados do RGA (1999), existiam ainda na bacia uma grande actividade de produção animal com cerca de 1 000 000 de animais dos quais 95% são aves e cerca de 4% suínos (figura 5.7).



Figura 5.7 - Suinicultura existente na bacia do rio Alcabrichel

Em levantamentos mais recentes (CMTV, 2008) identificaram-se, na bacia do rio Alcabrichel, explorações de bovinos, equídeos, ovinos e caprinos, suínos e explorações de aves e coelhos.

Na Figura 5.8 apresenta-se a distribuição geográfica da actividade agro-industrial existente na bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

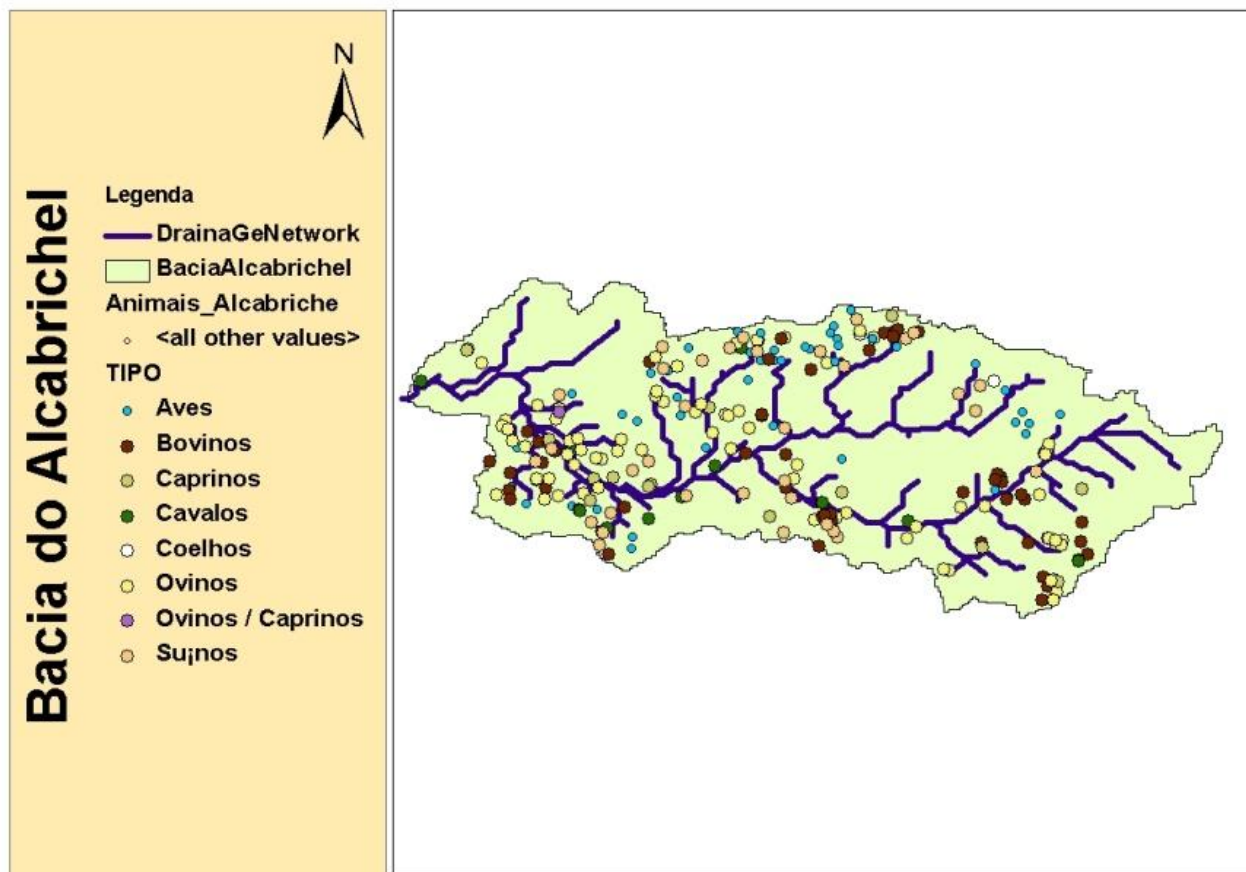


Figura 5.8 - Localização das instalações com animais na bacia do rio Alcabrichel (CMTV, 2008)

A representação espacial apresentada na figura anterior encontra-se sistematizada no quadro 5.1 onde se apresenta o número de explorações e de efectivos, por tipologia de instalação. No total contabilizam-se na bacia hidrográfica do rio Alcabrichel cerca de 1.300.000 efectivos em 283 instalações, conforme quadro seguinte (Quadro 5.1).

Quadro 5.1 - Instalações agro-industriais existentes na bacia hidrográfica do rio Alcabrichel (CMTV, 2008)

| | N.º de explorações | N.º de efectivos |
|-------------------|---------------------------|-------------------------|
| Aviculturas | 49 | 1234525 |
| Boviculturas | 64 | 4451 |
| Ovinos e Caprinos | 117 | 6678 |
| Suiculturas | 38 | 48471 |
| Equídeos | 13 | 147 |
| Cuniculturas | 2 | 3100 |
| TOTAL | 283 | 1 297 372 |

Estas actividades, com interesse económico para a região, são também aquelas que maior pressão efectuam sobre o rio Alcabrichel, não só ao nível da qualidade, como também da quantidade, ocasionando maior pressão ao nível da qualidade do meio receptor, ocorrendo neste caso impacte ambiental por poluição pontual.

De facto, a produção intensiva de animais, ocasiona a aglomeração de cargas orgânicas, que pela sua natureza são muito concentradas.

A existência de sistemas de tratamento adequados é obrigatória, mas nem sempre os mesmos reflectem boas eficiências de tratamento, com a consequente libertação de cargas orgânicas ainda elevadas para os recursos hídricos locais.

Para além disso, as explorações agro-pecuárias recorrem, em geral, a captações de água subterrânea, ocorrendo menor predominância de poços relativamente aos furos, dada a salubridade da água que é necessária salvaguardar em termos de saúde veterinária.

5.3.3.3. Actividade agrícola

Para além das actividades agro-pecuárias, as práticas agrícolas exigem produções contínuas, e o recurso sistemático a fertilizantes e a químicos desinfestantes é uma prática comum (figura 5.9). Atendendo à sua mobilidade no solo, são facilmente

arrastados para os cursos de água superficiais e subterrâneos, provocando a designada “poluição difusa”, cujo indicador mais relevante é o do nitrato.



Figura 5.9 - Desperdícios de embalagens de adubos/fertilizantes na margem do rio Alcabrichel

Por outro lado, a rega é efectuada com recurso a extracção directa do rio – diminuindo a quantidade de água disponível para o ecossistema - ou, em alternativa, com recurso a poços ou a furos – provocando, por sua vez, o rebaixamento dos níveis freáticos e a consequente minimização da recarga do rio pela via sub-superficial.

5.3.4. Principais actividades recreativas, de lazer e saúde associadas ao rio Alcabrichel

5.3.4.1. As termas do Vimeiro e a fábrica de engarrafamento de água mineral

A cerca de 1 km da praia de Porto Novo (foz do rio Alcabrichel), localizam-se as Termas dos Frades (figura 5.10), geridas pela empresa “Águas do Vimeiro”. A zona da Buvete do edifício termal (local onde é dada água aos utentes termais, sob prescrição médica), integra-se num espaço rodeado por jardins, contíguo ao traçado do rio Alcabrichel. Todo este conjunto está rodeado de frondoso arvoredo em que as

paisagens envolventes são uma mistura entre as rochas típicas dos afloramentos cársicos que delimitam o vale do Rio Alcabrichel e a vegetação própria da zona.



Figura 5.10 - Termas dos Frades (Águas do Vimeiro: Maceira)

A água captada neste local pode ser utilizada com diversos fins terapêuticos, como: Doenças de pele (dermatites e eczemas atróficos, acne juvenil, eczema infantil, dermatoses crónicas e quelóides em cicatrizes), aparelho digestivo (doenças esófago-gastroduodenais, colites e patologia hepato-biliar (funcional e orgânica), aparelho circulatório (varizes, hemorróidas, hipertensão arterial (controlada) e enxaquecas), aparelho respiratório (rino-faringites crónicas, sinusites crónicas, laringites crónicas, asma e bronquite crónica).

O balneário de Santa Isabel localizado mais a montante, e também junto ao rio Alcabrichel, encontra-se, de momento, desactivado, funcionando unicamente a Buvete. Esta opção foi entendida como necessária após se ter percebido que haveria conexão hidráulica entre o rio e o maciço carbonatado cársico (calcários do Liássico designados por Calcários do Vimeiro).

Relativamente à água captada e engarrafada pela empresa “Águas do Vimeiro” também houve necessidade de empreender medidas designadamente associadas à protecção das captações que interceptam um aquífero que emerge, numa zona

confinante do diapiro do Vimeiro, água que circula a 2 000 metros de profundidade (depois da sua infiltração no planalto das Cezaredas). Para garantia da qualidade da água foi necessário realizar novos furos para proteger as captações originais de eventuais conexões entre o aquífero e o curso de água superficial.

Em termos de pressões sobre o rio Alcabrichel, esta utilização da água reflectir-se-á numa minimização da recarga do rio por sobreexploração das águas subterrâneas locais.

5.3.4.2. Uso balnear e recreativo

De acordo com a Portaria n.º 267/2010, de 16 de Abril⁹, a Praia de Porto Novo encontra-se identificada como zona balnear para 2010 (esta classificação dá, aliás, continuidade relativamente aos anos anteriores) definindo como época balnear oficial o período que se inicia em 15 de Junho e termina a 15 de Setembro. O mesmo acontecendo com a Praia de St^a Rita, que lhe é contígua e que se localiza mais a Sul.

Na foz do rio Alcabrichel, e por forma a salvaguardar a qualidade das areias e da água balnear do mar, todos os anos é efectuada uma intervenção de remobilização de areias na foz do rio, evitando que a água doce, com nutrientes e microrganismos desagúe no mar. Esta operação é feita antes do início da época balnear, sendo reposta a abertura natural da foz do rio, após terminada a altura do ano em que a praia é utilizada, geralmente após as “marés vivas” de Setembro.

Esta intervenção permite proteger a zona balnear mas criou um outro constrangimento: A ausência de escoamento numa altura em que as temperaturas são tipicamente elevadas, não favorece a qualidade da água. Nestas condições há uma diminuição de oxigénio da massa de água, uma vez que a água não circula e a

⁹ O Decreto -Lei n.º 135/2009, de 3 de Junho, estabelece o regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares e de prestação de informação pública sobre as mesmas, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 2006/7/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Fevereiro, relativa à gestão da qualidade das águas balneares.

Este diploma prevê que a identificação das águas balneares e a fixação da época balnear sejam efectuadas, anualmente, por uma única portaria, sendo a prática balnear apenas permitida em águas identificadas como águas balneares, ou em águas relativamente às quais não se verifique nenhuma das restrições previstas no artigo 15.º do Decreto -Lei n.º 135/2009, de 3 de Junho.

solubilidade do oxigénio dissolvido diminui em consequência da subida da temperatura. Assim, ocorre degradação qualitativa do troço final do curso de água, criando-se condições de anoxia devido ao consumo do oxigénio pelas bactérias na degradação da matéria orgânica que ali se foi acumulando. A figura 5.11 ilustra o aspecto que é característico da foz do rio Alcabrichel, quando a mesma não se encontra em conexão com o mar.



Figura 5.11 - Aspecto geral da foz do rio Alcabrichel

Por razões relacionadas com a contaminação microbiológica da água, a Delegação de Saúde de Torres Vedras, tem vindo a recomendar restrições de utilização da foz do rio Alcabrichel desde 1994, sendo que no Verão de 2007 a Capitania do Porto de Peniche interditou a prática recreativa associada ao uso de pequenas embarcações de recreio muito utilizadas até então: as gaivotas (figura 5.12).



Figura 5.12 - Cartaz publicitário do Hotel Golf Mar – Foz do rio Alcabrichel

5.3.4.3. Actividades turísticas

Associado à zona balnear mas também à prática de desportos (sobretudo salto a cavalo, golfe e surf) esta zona oferece condições muito apelativas ao desenvolvimento turístico.

É uma das praias eleitas pelos Torreenses e seus visitantes, pois disponibiliza vários equipamentos essenciais para o conforto e lazer na zona balnear. A figura 5.13 retrata a zona onde existem mais actividades turísticas.



Figura 5.13 - Fotografia aérea da foz do rio Alcabrichel (www.hotelgolfmar.com)

Junto à foz, localiza-se o Hotel GolfMar que alberga, entre outras iniciativas, o concurso internacional de saltos a cavalo.

5.3.5. Albergue de uma espécie em vias de extinção: O Ruivaco-do-Oeste do rio Alcabrichel

Não se pretendendo abordar questões específicas relativas à biodiversidade em termos de fauna e de flora locais, entendeu-se como relevante destacar a presença de uma espécie de peixe, endémica, que se encontra em vias de extinção no rio Alcabrichel (e Sizandro): o Ruivaco-do-Oeste (*Achondrostoma occidentale*, família: *Cyprinidae*). Este peixe em vias de extinção (figura 5.14), tem o estatuto de conservação de "criticamente ameaçado" de acordo com os critérios do livro vermelho publicado pelo ICNB (1991).



Figura 5.14 - "A espécie é uma linhagem independente com cinco milhões de anos de evolução"

(*Jornal Público*, de 29/04/2010)

Trata-se de uma espécie de peixe endémica da região e que, actualmente, apenas existe nestes dois rios da Estremadura - Alcabrichel e Sizandro (sg. *Ramalho, A.* (2009), extinguiu-se no Safarujo em 2005).

As regularizações efectuadas nas margens têm levado à destruição da vegetação marginal, à destruição das zonas alagadiças marginais importantes para o desenvolvimento dos alevins e à criação de leitos de margens escarpadas e nuas. A captação de água para a rega agrava ainda mais a situação, secando os pegos onde os peixes sobrevivem no Verão.

O facto de a boga do Oeste (o Ruivaco-do-Oeste como também é conhecido), habitar pequenas ribeiras de tipo mediterrânico torna-os particularmente vulneráveis às secas extremas, pelo que a sua sobrevivência no futuro é muito incerta, ainda mais se se confirmarem as previsões de intensificação da frequência das secas e agravamento de desertificação decorrentes do efeito estufa.

Atendendo à criticidade associada à sua potencial extinção não só pelas questões de ordem natural, mas também devido às cargas de origem urbano/industrial e à degradação da vegetação natural das suas margens que lhes facultava a existência de locais de postura e de abrigo e que evitava a invasão de infestantes, está

actualmente a ser desenvolvido um estudo envolvendo diversas entidades¹⁰ por forma a preservar, em cativeiro, diversos exemplares, para repovoamento posterior. cuja despoluição terá que ser célere sobre pena de se vir a perder biodiversidade que lhe está inerente.

5.3.6. Determinação do caudal do rio Alcabrichel

A medição de caudal foi apenas realizada na campanha de Maio de 2009, quando se efectuou a amostragem pontual em cinco locais ao longo do troço do rio Alcabrichel.

No dia em que se realizou a amostragem foram medidos os caudais que constam do Quadro 5.2, nos mesmos locais em que se processaram as recolhas de amostras, que se encontram descritos em 5.4.7.2.

Quadro 5.2 - Caudais registados em cada uma das estações amostradas no rio Alcabrichel

| Referência das estações de amostragem | #1 | #2 | #3 | #4 | #5 |
|---------------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Caudal (m ³ /s) | 0,0004 | 0,0126 | 0,0280 | 0,1009 | 0,0964 |

A medição de caudal foi efectuada com recurso a um método indirecto, uma vez que foi medida a velocidade (com recurso a um ADCP: Acoustic Doppler Current Profiler) e a secção do troço correspondente, e a partir desses dados, estimou-se então o correspondente caudal ($Q = V \times A$).

Note-se que tratando-se de um rio de carácter temporário as oscilações de caudal são muito significativas, sendo que a Estação #4 será, à partida, o local do rio onde se verifica mais o impacte das variações de caudal ao longo do ano e entre anos,

¹⁰ Aquário Vasco da Gama, o Instituto Superior de Psicologia Aplicada, a Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade Técnica de Lisboa, a Quercus, a EDP - Energias de Portugal, entre outras.

uma vez que é uma zona de confluência de dois troços muito significativos em termos de escoamento e drenagem da bacia hidrográfica.

Para confirmar se o caudal estaria bem estimado e se seria representativo daquele que normalmente se manifesta no curso de água, utilizou-se uma série temporal de caudais referentes à Estação de A-dos-Cunhados (www.inag.pt, 2010), para o período compreendido entre Setembro de 2002 e Maio de 2004. Esta série encontra-se reproduzida no gráfico que se apresenta na Figura 5.29, em 5.3.9.3.2.1.

Comparando os dados de caudal registados no dia da amostragem com os valores típicos do rio Alcabrichel, demonstra-se que o comportamento do escoamento é muito variável ao longo do ano, mas também que os valores estimados se assemelham muito aos medidos na mesma época do ano (Maio), em anos anteriores, aceitando-se assim como válida a estimativa efectuada e que se apresenta no Quadro 5.2, supra.

5.3.7. Caracterização físico-química e microbiológica do rio Alcabrichel

Para caracterização das componentes físico-químicas e microbiológicas do rio Alcabrichel foram efectuadas colheitas em diversos locais representativos do curso de água, onde também se efectuou medição de caudal, para avaliação das cargas mássicas.

Esta caracterização teve por base um “retrato” pontual da qualidade da água, em cinco pontos de amostragem localizados ao longo do rio Alcabrichel, sendo os resultados obtidos representativos de um momento isolado no ano, em Maio de 2009. Esta abordagem permite compreender o comportamento da qualidade da água ao longo do percurso do rio para as mesmas condições climatéricas.

Abordam-se ainda os resultados do estudo efectuado pela Águas do Oeste para caracterização das linhas de água no período que mediou entre 2006 e 2008 (ISQ, 2010), onde se caracterizaram os cursos de água a montante e a jusante da descarga das ETAR urbanas, reflectindo uma avaliação qualitativa que, embora pontual, é representativa de um determinado período de tempo (anos), reflectindo também a influência das condições atmosféricas, uma vez que as colheitas foram

efectuadas sempre nos mesmos locais, semestralmente, no Verão e no Inverno. Note-se, porém, que no período em referência ocorreram situações que impossibilitaram a recolha de amostras, tais como a ausência de caudal na linha de água ou a inacessibilidade aos locais devido ao crescimento de plantas ou à colocação de obstáculos. Este facto será referenciado no momento de apresentação dos resultados obtidos em 5.3.7.6.

Apresentam-se ainda os resultados ao nível dos nutrientes que são registados na estação de monitorização do INAG, localizada junto à povoação de A-dos-Cunhados (cuja localização se esquematiza na figura 5.15), por representar a qualidade da linha de água sem a influência directa (próxima) de descargas pontuais.

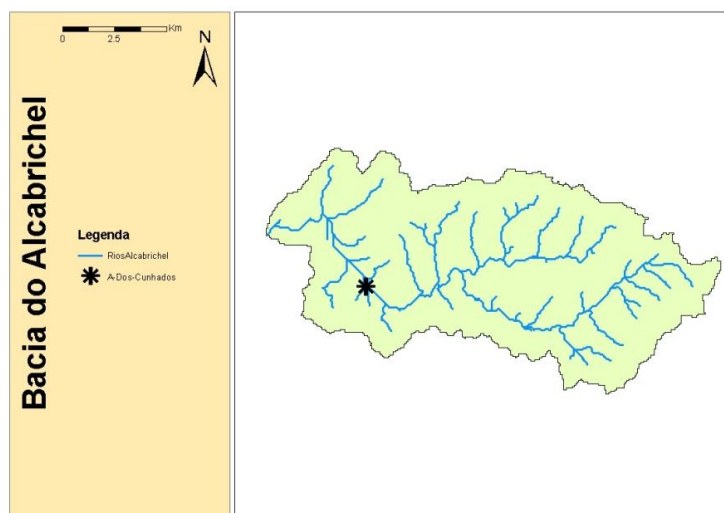


Figura 5.15 - Localização da estação de monitorização A-dos-Cunhados na bacia do rio Alcabrichel
(www.inag.pt)

Foram também utilizados dados de 2008 referentes ao controlo analítico dos efluentes descarregados pelas ETAR que se localizam a montante do ponto do rio a simular, sendo os mesmos tratados com os modelos de simulação, conforme descrito em 5.3.8. Os modelos incorporaram também os dados de qualidade das descargas de efluentes agro-industriais existentes na bacia hidrográfica do rio Alcabrichel, não tendo integrado, porém, os dados de qualidade da água referidos em 5.3.7.5. e em 5.3.7.6. pelas razões apresentadas em 5.3.8.

5.3.7.1. Aspectos técnicos associados à amostragem

Todas as amostragens realizadas foram do tipo pontual, tendo as respectivas recolhas de amostras sido efectuadas de acordo com as normas ISO 5667/5, NP EN 25667-2 e SMEWW 1060.

Para análise dos parâmetros medidos *in situ* utilizou-se sempre o mesmo equipamento: EUTECH INSTRUMENTS PC 300.

O material dos recipientes utilizados na recolha manual de amostras, cumpriu com o recomendado no Anexo III do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, tendo-se utilizado, para o efeito, frascos de vidro e de plástico (figura 5.16), preparados com reagentes específicos para individualização e fixação de parâmetros, sendo conservados a 4°C e transportados para o laboratório no próprio dia da recolha.



Figura 5.16 - Vasilhame utilizado na amostragem

As amostras recolhidas foram devidamente referenciadas em função do objectivo do programa de monitorização. Assim, nas colheitas realizadas a 25 de Maio de 2009, a codificação utilizada respeitou as referências apresentadas no Quadro 5.3 (em 5.3.7.2), tendo sido acondicionadas e transportadas para o laboratório em conformidade com as normas ISO 5667/3 e SMEWW 1060.

As colheitas realizadas no período que mediou entre 2006 e 2008, foram asseguradas, semestralmente, pelo laboratório do ISQ, LABQUI — Laboratório de

Ambiente e Química, que seguiu os mesmos requisitos de amostragem. Neste caso, a codificação respondeu ao que estava previsto no Plano de Monitorização da Linhas de Água do Oeste (*Águas do Oeste, S.A.,2009*), em que os pontos de amostragem foram codificados com a abreviatura do Município onde se integra a ETAR, seguido de um número de ordem e da designação da Instalação de tratamento. Os pontos de amostragem localizados a montante das ETAR designaram-se por “PAM” (ponto de amostragem de montante), enquanto o ponto de amostragem localizado a jusante da descarga foi codificado com a referência “PAJ” (ponto de amostragem de jusante). Sendo que o PAM será representativo da qualidade da água antes da influência da descarga da ETAR, e o PAJ servirá para a análise da evolução qualitativa da linha de água após a mesma ter recebido o efluente tratado pela mesma ETAR.

Como já foi referido em 5.3.3.1., no rio Alcabrichel existem cinco ETAR urbanas, encontrando-se cada ponto de amostragem codificado com o PAM e o PAJ associado a cada uma das seguintes referências: LOU04 - ETAR de Sobreirinhos, TVR11 - ETAR de Vila Facaia/Ramalhal, TVR04 - ETAR de Maceira, ALQ10 - ETAR de Vila Verde dos Francos e TVR13 - Porto Novo.

Note-se que a ETAR de Porto Novo (localizada na foz do rio Alcabrichel) apenas entrou em funcionamento no Verão de 2009, não havendo dados disponíveis para serem tratados no âmbito do presente trabalho e, daí, se terem apenas considerado a existência de quatro ETAR na bacia do rio Alcabrichel.

Relativamente à amostragem referente à estação do INAG (19B/01, A-dos-Cunhados, referida em 5.3.7.), esta cumprirá com as especificações desta entidade, desconhecendo-se a metodologia de amostragem adoptada.

No caso dos resultados analíticos inerentes aos efluentes tratados, estes resultam de análises realizadas sobre uma amostra composta, que após recolhida é imediatamente acondicionada a temperaturas adequadas (cerca de 4°C) e encaminhada para o laboratório subcontratado.

Para as descargas de origem agropecuária, não foram realizadas amostragens, sendo que os dados referentes à qualidade da água oriunda das descargas agropecuárias, foram obtidos por métodos indirectos, assumindo a produção de efectivos e as cargas propostas na bibliografia (*Metcalf and Eddy,2003*).

5.3.7.2. Localização dos pontos de amostragem

Para caracterização do comportamento do rio Alcabrichel, num determinado momento no tempo e no espaço, seleccionaram-se cinco locais para recolha de amostras pontuais.

As colheitas realizadas ao longo do rio foram executadas em Maio de 2009 e integraram os seguintes locais:

Estação #1 – Localizada na nascente do rio Alcabrichel. Caracteriza o estado mais puro que o curso de água pode ter, uma vez que neste local as suas características ainda não foram afectadas pelos agentes poluentes existentes na bacia.

Estação #2 – Localiza-se antes da confluência do troço principal do rio com o afluente mais representativo do mesmo, não só em termos de caudal como também em termos de cargas, referenciado por #3.

Estação #3 – Representa o troço afluente ao rio principal, com características muito marcantes ao nível físico-químico e microbiológico, pois drena um zona da bacia com muita actividade agropecuária.

Estação #4 – Localiza-se junto à povoação de A-do-Cunhados e corresponde ao ponto onde a água oriunda das estações #2 e #3 se mistura. Esta estação de amostragem evidencia as características do troço principal, sensivelmente a meio do seu percurso e onde o impacte do regime de escoamento se denuncia no imediato.

Estação #5 – Local mais próximo da foz do rio Alcabrichel, junto às termas do Vimeiro, onde a influência da salinidade do mar ainda não se faz sentir e onde o contributo da recarga dos calcários pode já ser significativa.

A figura 5.17 ilustra a localização dos pontos de amostragem e no Quadro 5.3 apresentam-se as coordenadas correspondentes aos pontos de amostragem.



Figura 5.17 - Localização espacial dos pontos de amostragem

Quadro 5.3 - Locais de colheita e respectivas coordenadas dos pontos de amostragem efectuados ao longo do rio Alcabrichel na campanha de Maio de 2009

| Referência das estações de amostragem | #1 | #2 | #3 | #4 | #5 |
|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| Coordenadas | N39°09'42,3" W9°08'56,5" | N39°08'49,6" W9°14'26,7" | N39°09'32,3" W9°14'43,9" | N39°08'32,48" W9°16'59,36" | N39°10'56,9" W9°19'23,9" |

Atendendo ao facto de a caracterização 2006-2008, ter tido como objectivo a análise do comportamento das linhas de água face a uma descarga oriunda de ETAR (Águas do Oeste, S.A., 2009), as amostragens foram realizadas em dois pontos representativos no meio receptor, sendo um desses pontos localizado a cerca de 200 a 300 metros a jusante da descarga e o outro cerca de 100 metros a montante da descarga de cada ETAR, num local onde não ocorresse influência dessa descarga (figura 5.18). O número de pontos de amostragem existente na linha de água será, assim, função do número de ETAR que se encontram a descarregar para o mesmo rio (sendo, por esta razão, sempre o dobro do número de instalações de tratamento existentes).



Figura 5.18 - Localização esquemática dos pontos de amostragem (a azul: ponto de montante; a vermelho: ponto de jusante)

A localização georeferenciada dos pontos de amostragem encontra-se descrita no quadro 5.4, sendo que as coordenadas apresentadas são aproximadas, pois, em algumas situações particulares (geralmente por razões associadas à impossibilidade de acesso), os pontos de amostragem podem ter sido ligeiramente deslocados.

Quadro 5.4 - Locais de colheita e respectivas coordenadas dos pontos de amostragem ao longo do rio Alcabrichel nas campanhas de 2006 a 2008

| Referência das estações de amostragem | Coordenadas |
|--|----------------------------------|
| PAM_TVR11 - ETAR de Vila Facaia / Ramalhal | -09° 14' 49,236" 39° 09' 12,104" |
| PAJ_TVR11 - ETAR de Vila Facaia / Ramalhal | -09° 14' 52,636" 39° 09' 21,504" |
| PAM_TVR04 - ETAR de Maceira | -09° 19' 53.922" 39° 10' 46.100" |
| PAJ_TVR04 - ETAR de Maceira | -09° 19' 57.522" 39° 10' 46.900" |
| PAM_ALQ10 - ETAR de Vila Verde dos Francos | -09° 19' 40.523" 39° 11' 36.599" |
| PAJ_ALQ10 - ETAR de Vila Verde dos Francos | 09° 19' 40.523" 39° 11' 36.599" |
| PAM_LOU04 - ETAR de Sobreirinhos | -09° 19' 43.923" 39° 11' 35.499" |
| PAJ_LOU04 - ETAR de Sobreirinhos | -09° 19' 41,023" 39° 11' 35,499" |

5.3.7.3. Periodicidade da amostragem

Os resultados obtidos e tratados no âmbito do presente trabalho, tiveram origem em colheitas realizadas no mesmo dia para a campanha pontual realizada em Maio de 2009 e, portanto, representam as mesmas condições climatológicas. Note-se, porém, que na véspera desta campanha pontual ocorreu um episódio de pluviosidade, podendo este ser um factor a considerar na análise dos dados.

No que respeita aos resultados das campanhas efectuadas no decorrer do período de 2006 a 2008, os mesmos foram obtidos para amostragens realizadas no mesmo dia nos locais contíguos às diferentes ETAR que se encontram neste trabalho referenciadas (e, portanto, mediante análogas condições atmosféricas). Note-se, no entanto, que as amostragens realizadas neste período tinham como objectivo caracterizar épocas do ano diferentes e, por isso, foram realizadas sucessivamente no Verão e no Inverno de cada ano civil.

Os dias agendados para as campanhas de amostragem sazonais não foram sempre os mesmos de ano para ano (por indisponibilidade de calendário ou do próprio laboratório), garantindo-se sempre, porém, a representatividade da época do ano a caracterizar, ainda que por vezes se possa ter suspenso alguma recolha por não existir caudal na linha de água ou por não ser possível aceder ao local de amostragem, conforme referido em 5.3.7.

No caso dos dados obtidos a partir da estação do INAG (figura 5.15, em 5.3.7.), referenciada por 19B/01_A-dos-Cunhados, os mesmos foram obtidos através dos registos do SNIRH (www.snirh.pt, 2010).

No que se refere aos dados inerentes às descargas das ETAR, os mesmos reportam-se a uma amostragem mensal, realizada em todos os meses do ano no âmbito do controlo analítico, previsto nas correspondentes licenças de descarga.

5.3.7.4. Parâmetros seleccionados e métodos analíticos utilizados

Os parâmetros analisados na campanha realizada em Maio de 2009 foram seleccionados em função da caracterização físico-química e microbiológica que se pretendia efectuar, sobretudo ao nível da presença de nutrientes, microrganismos e de alguns metais.

Os métodos adoptados nas determinações analíticas tiveram em conta o tipo de amostra a analisar (rios e ribeiras), tendo-se cumprido com os métodos analíticos de referência indicados no Anexos III, relativo a águas superficiais do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. O quadro seguinte (quadro 5.5) lista os parâmetros analisados e os métodos analíticos utilizados na campanha de Maio de 2009.

Quadro 5.5 - Lista dos parâmetros analisados e dos métodos analíticos utilizados na campanha de Maio de 2009

| <i>Parâmetro</i> | <i>Método Analítico</i> |
|------------------------------------|--|
| Coliformes totais | POM1 (Baseado na ISO 9308:2000) |
| Coliformes fecais | POM1 (Baseado na ISO 9308:2000) |
| CBO ₅ (20 °C) | EN 1899-1:1998 |
| pH | SMEWW 4500 H+B |
| Alcalinidade | SMEWW 2320 B - Volumetria |
| Azoto amoniacal | POQ13 - Fluxo Contínuo Segmentado - Método de Indofenol |
| Condutividade | NP EN 27888:1996 |
| Dureza total | NP 424:1966 |
| Fósforo total | POQ 15 Fluxo Contínuo Segmentado / Ac. Ascórbico |
| Nitratos | POQ 14 - Fluxo Contínuo Segmentado /Coluna de Cádmiu |
| Nitritos | POQ 14 - Fluxo Contínuo Segmentado /Coluna de Cádmiu |
| Ortofosfatos | POQ 15 - Fluxo Contínuo Segmentado - Método do Ac. Ascórbico |
| Oxidabilidade (KMnO ₄) | NP 731:1969 |
| Oxigénio dissolvido | SMEWW 4500-O G |
| Sólidos suspensos totais | SMEWW 2540 D |
| Chumbo dissolvido | SMEWW 3120B |
| Níquel dissolvido | SMEWW 3120B |
| Ferro dissolvido | SMEWW 3120B |
| Mercúrio dissolvido | SMEWW 3120B |
| Carbono orgânico total (COT) | Ensaio Subcontratado - EN 1484 |

Os parâmetros analisados nas campanhas realizadas entre 2006 e 2008, encontram-se descritos no Plano de Monitorização das Linhas de Água do Oeste

(Águas do Oeste, S.A. 2009), encontrando-se os mesmos especificados no quadro 5.6, infra.

Quadro 5.6 - Lista dos parâmetros analisados e dos métodos analíticos utilizados nas campanhas que ocorreram entre 2006 e 2008

| Parâmetro | Método Analítico |
|--|--|
| Coliformes totais | PI.LM.01 |
| Coliformes fecais | PI.LM.01 |
| Estreptococos fecais | ISO 7899-2:2000 |
| pH | NP411:1966 |
| Temperatura | ISQ W042: Ed. A Rev 01 |
| Oxigénio dissolvido | Método Interno |
| CBO ₅ | SMEWW 5210 B:2005 |
| Azoto amoniacal | SMEWW 4500-NH3 B e C:2005 |
| Fósforo total | SMEWW 4500 P-B, E:2005 |
| Cloretos | SMEWW 4500-CI B:2005 |
| Sulfatos | ISQ W029: Ed. A Rev 04 |
| Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares | Método Interno P.O.L.-LABQUI 5.4/0 034 |
| Substâncias tensoactivas aniónicas | SMEWW 5540 C:2005 |
| Pesticidas totais | Cálculo |
| Metalaxil | PI.LQ.04 |
| Tirame | HS-GC/MS |
| Dimetoato | PI.LQ.04 |
| Llinurão | PI.LQ.04 |
| Terbutilazina | PI.LQ.04 |
| Azoto Kjeldhal | ISQ W034: Ed. A Rev 04 |
| CianetostTotais | SMEWW 4500 - CN E:2005 |
| Arsénio total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 (Nebulizador) |
| Cádmio total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |
| Chumbo total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |
| Crómio total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |
| Cobre total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |
| Mercúrio total | DIN EN 1483 |
| Níquel total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |
| Zinco total | ISQ W028: Ed. A Rev 05 |

A determinação analítica associada aos parâmetros analisados na descarga das ETAR obedeceu aos métodos especificado no anexo XXII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que especifica os métodos analíticos de referência para descarga de águas residuais), que se sistematizam do quadro seguinte (quadro 5.7).

Quadro 5.7 - Lista dos parâmetros analisados e dos métodos analíticos utilizados nas determinações analíticas efectuadas ao efluente descarregado nas ETAR

| Parâmetro | Método Analítico |
|--------------------------|---|
| CBO ₅ (20°C) | EN 1899-1:1998 |
| CQO | NP 4329:1996 |
| pH | SMEWW 4500 H+B |
| Sólidos suspensos totais | SMEWW 2540 D |
| Azoto total | POQ 14 Edição 7 – Fluxo Contínuo Segmentado |
| Fósforo total | POQ 15 Edição 5 - Fluxo Contínuo Segmentado |

No que respeita aos dados de qualidade da água determinados na estação de A-dos-Cunhados, do INAG (ref.^a 19B/01), não foi possível identificar os métodos analíticos utilizados.

5.3.7.5. Caracterização qualitativa pontual “em tempo e em espaço”

A aparência turva do rio, em todos os locais de amostragem, foi uma característica que se identificou em todos os locais de recolha de amostras, à excepção da estação de amostragem referenciada por #1 (que representa a nascente do rio), onde a água se apresentava translúcida. Esta turvação poderá ter surgido como consequência de um curto período de pluviosidade que ocorreu no dia anterior às colheitas.

Com base nos resultados analíticos decorrentes da colheita realizada em Maio de 2009, recolheram-se os dados que se sistematizam no quadro seguinte (quadro 5.8).

Quadro 5.8 - Resultados analíticos da campanha realizada a 19 de Maio de 2009

| Parâmetro | Estação #1 | Estação #2 | Estação #3 | Estação #4 | Estação #5 | Unidade |
|-------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------------|
| Coliformes totais | 280 | 230000 | 10000 | 9000 | 29000 | UFC/100 mL |
| Coliformes fecais | 280 | 90000 | 6000 | 5000 | 21000 | UFC/100 mL |
| CBO ₅ (20°C) | <2 | <2 | 6 | 4 | 3 | mg O ₂ /L |
| pH | 7,9 | 7,4 | 7,9 | 8,2 | 8,2 | Escala de Sorensen |
| Alcalinidade | 3,40E+02 | 2,90E+02 | 230 | 220 | 290 | mg CaCO ₃ /L |
| Azoto amoniacal | <0,1 | 0,9 | 13 | 6,6 | 4,4 | mg NH ₄ /L |
| Condutividade | 858 | 810 | 981 | 1100 | 1000 | µS/cm a 20 °C |
| Dureza total | 4,60E+02 | 3,30E+02 | 280 | 390 | 340 | mg CaCO ₃ /L |
| Fósforo total | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 6,8 | 3 | mg P/L |
| Nitratos | 6,8 | 9,9 | 24 | 100 | 31 | mg NO ₃ /L |
| Nitritos | 0,2 | 0,4 | 2,4 | 2,9 | 3,4 | mg NO ₂ /L |
| Ortofosfatos | 0,3 | 0,8 | 3 | 14 | 8,4 | mg PO ₄ /L |
| Oxidabilidade | 3,4 | 5 | 11 | 36 | 30 | mg/L O ₂ |
| Oxigénio dissolvido | 99 | 93 | 100 | 133 | 121 | % Sat. de O ₂ |
| SST | <5 | 10 | 54 | 32 | 27 | mg/L |
| Chumbo dissolvido | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | mg Pb /L |
| Níquel dissolvido | 0,009 | 0,01 | 0,024 | 0,016 | 0,01 | mg Ni /L |
| Ferro dissolvido | < 0,05 | < 0,05 | 0,063 | 0,15 | < 0,05 | mg Fe /L |
| Mercúrio dissolvido | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | µg Hg /L |
| COT | 2,4 | 4,2 | 19 | 9,5 | 9,6 | mg C /L |

Considerando os dados disponíveis no quadro 5.8 e atendendo ao caudal calculado em 5.3.6., estimaram-se as cargas afluentes a cada uma das estações de amostragem localizadas ao longo do rio Alcabrichel (quadro 5.9).

Quadro 5.9 - Cargas afluentes a cada uma das estações de amostragem no rio Alcabrichel

| Parâmetro | Unidades | Estação #1 | Estação #2 | Estação #3 | Estação #4 | Estação #5 |
|-------------------|-----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Coliformes totais | UFC/dia | 9,68 x 10 ⁷ | 2,50 x 10 ¹² | 2,42 x 10 ¹¹ | 7,85x10 ¹¹ | 2,42x10 ¹² |
| Coliformes fecais | UFC/dia | 9,68 | 9,80x10 ¹¹ | 1,45x10 ¹¹ | 4,36x10 ¹¹ | 1,75x10 ¹² |
| Azoto amoniacal | kg/dia | NA | 0,980 | 31,418 | 57,537 | 36,647 |
| Fósforo total | kg/dia | NA | NA | NA | 59,28 | 24,99 |
| Nitratos | kg/dia | 0,24 | 10,78 | 58 | 871,78 | 258,2 |
| Nitritos | kg/dia | 0,007 | 0,436 | 5,8 | 25,28 | 28,32 |
| Ortofosfatos | kg/dia | 0,01 | 0,87 | 7,25 | 122,05 | 69,96 |
| COT | kg/dia | 0,083 | 4,572 | 45,919 | 82,819 | 79,958 |
| SST | kg/dia | NA | 10,89 | 130,51 | 278,97 | 224,88 |
| Níquel dissolvido | kg/dia | 0,00031 | 0,01089 | 0,058 | 0,13948 | 0,08329 |

Note-se que no quadro supra não se apresenta a avaliação das cargas para todos os parâmetros analisados. Este facto acontece por duas razões. Por um lado, porque ocorreram situações em que os valores determinados são tão baixos que não permitem um detalhe representativo do resultado, como acontece por exemplo com o mercúrio total e com o chumbo total. Por outro lado, para alguns dos parâmetros analisados não é aplicável a determinação de cargas, tal como acontece com o pH ou com a condutividade.

Dos resultados obtidos verifica-se que a estação #4 é aquela que se encontra mais afectada pelas contribuições da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

No entanto, ao contrário do que seria expectável, não é perceptível a contribuição do afluente representado pela Estação #3, uma vez que é ao longo do troço onde se localiza esta estação que se instalaram a maior parte das infra-estruturas agropecuárias com maior capacidade de produção de animais (efectivos).

Tal facto poderá ter sucedido por, na noite que precedeu a amostragem, ter ocorrido alguma pluviosidade e de, portanto, os contaminantes que se poderiam manifestar neste troço, provavelmente mais crítico, terem sido já arrastados para a Estação #4. Note-se que é considerado comum ocorrerem descargas de origem agro-industrial em momentos simultâneos à ocorrência de chuvas, podendo esta ser uma justificação para os resultados identificados nas Estações #3 e #4.

Da análise dos resultados obtidos nota-se ainda uma ligeira melhoria das condições físico-químicas na estação #5, o que parece traduzir uma capacidade de auto depuração do meio. A hipótese de ocorrência de diminuição das cargas por efeito de diluição, por influência da recarga da água subterrânea oriunda do maciço carbonatado da Maceira, não se consegue comprovar, na medida em que a componente microbiológica aumenta nesta estação de colheita.

5.3.7.6. Caracterização qualitativa espaço-temporal

Para além da “fotografia” qualitativa momentânea tirada no mês de Maio de 2009 (referida em 5.3.7.5.), teve-se também em linha de conta a informação disponível e

evolutiva para o mesmo curso de água, que resultou na implementação do Plano de Monitorização das Linhas de Água: 2006-2008 (*Águas do Oeste, 2010*).

Este plano, cuja implementação tinha como principal objectivo avaliar o eventual impacto das descargas efectuadas pelas ETAR nos cursos de água da zona Oeste, permitiu efectuar a classificação das linhas de água, nos locais contíguos à descarga de ETAR, a montante (PAM) e a jusante (PAJ) da mesma.

Para o efeito, foram seleccionados locais estratégicos tão próximos quanto possível das instalações de tratamento (para minimizar o efeitos de outras descargas que pudessem mascarar o propósito da amostragem), mas também tão afastadas quanto o necessário para representar o efeito da descarga pontual no meio receptor. As localizações dos pontos de amostragem encontram-se referidos em 5.3.7.2., supra, sendo que nem sempre se conseguiu garantir a exequibilidade das amostragens em todos os locais previstos e ao longo do tempo por razões geralmente associadas à inacessibilidade aos pontos de amostragem ou à ausência de caudal suficiente para garantir uma amostragem representativa das condições do meio receptor.

Os resultados obtidos sistematizam-se nos quadros seguintes (quadro 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13) para os locais monitorizados ao longo do rio Alcabrichel, apresentando-se no quadro 5.16 o resultado da classificação obtida segundo a abordagem proposta pelo INAG (www.inag.pt).

Nos pontos seguintes apresenta-se, assim, a avaliação da conformidade legal dos valores das análises da água foi realizada pela comparação com os limites aceitáveis presentes na legislação nacional em vigor, nomeadamente o Anexo XXI do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que respeita aos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais.

5.3.7.6.1. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR da Maceira

Atendendo aos dados registados no período em análise (2006-2008) e que se reproduzem no quadro 5.10, infra, o rio Alcabrichel não apresenta, nem antes nem após a descarga, indícios de contaminação com metais nem com pesticidas. Registam-se, porém, valores que merecem alguma atenção no que respeita aos nutrientes, designadamente ao azoto (amoniaco e Kjeldhal) e ao fósforo, que passaram a apresentar valores mais preocupantes a partir do Verão de 2007, aumentando as respectivas concentrações de montante para jusante da ETAR da Maceira. Esta ocorrência faz denotar a influência negativa da ETAR no curso de água.

A presença de elevadas concentrações de microrganismos patogénicos é também um factor a ter em conta em termos de saúde pública, sobretudo se houver contacto directo com esta água.

Dos dados obtidos não se consegue extrair quaisquer conclusões quanto à tendência de variação sazonal dos parâmetros analisados.

Note-se ainda que no Verão de 2006 e no Verão de 2008, a linha de água não apresentava o caudal mínimo necessário para assegurar a realização de uma amostragem representativa do meio receptor, razão pela qual não se apresentam, no quadro supra, dados para os pontos localizados a montante (PAM) da ETAR da Maceira.

Quadro 5.10 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Maceira no período que mediu entre 2006 e 2008

| Parâmetro | Unidade | VMA (Anexo XXI, DL236/98) | TVR04 - ETAR de Maceira | | | | | | | | | |
|------------------------|-----------------|------------------------------------|-------------------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|--------|--------|---------|---------|
| | | | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | |
| | | | Verão 2006 | Inverno 2006 | Verão 2007 | Inverno 2007 | Verão 2008 | Inverno 2008 | | | | |
| coliformes totais | N.º/100ml | - | 13000 | 250000 | 240000 | 4200 | 280000 | 27000 | 53000 | 50000 | 480000 | 190000 |
| colif. termotolerantes | N.º/100ml | - | 8100 | 27000 | 30000 | 3400 | 47000 | 18000 | 42000 | 20000 | 130000 | 57000 |
| enterococos | N.º/100ml | - | 240 | 480000 | 480000 | 360 | 7100 | 11000 | 9000 | 500 | 86000 | 38000 |
| pH | Escala Sorensen | 5 a 9 | 8 | 7,9 | 7,8 | 7,8 | 7,8 | 7,9 | 7,8 | 7,8 | 7,5 | 7,5 |
| temperatura | °C | 30 | 22 | 9 | 10 | 23 | 22 | 10 | 10 | 24 | 9 | 10 |
| oxigénio dissol. | % de sat. | 50 | 98 | 71 | 77 | 96 | 66 | 52 | 49 | 100 | 37 | 26 |
| CBO ₅ | mg/l | 5 | 42 | 3 | 3 | 3 | 30 | 3 | 3 | 3 | <3 | 3,3 |
| azoto amoniacal | mg/l | 1 | 27 | 7,2 | 0,23 | 0,06 | 11 | 0,62 | 20 | 3,2 | 0,14 | 4,4 |
| fósforo total | mg/l | 1 | 0,23 | 0,49 | 0,6 | 0,89 | 2,7 | 1,2 | 1,3 | 3,7 | 2,7 | 4,3 |
| cloretos | mg/l | 250 | 234 | 110 | 110 | 200 | 200 | 180 | 170 | 150 | 110 | 110 |
| sulfatos | mg/l | 250 | 103 | 82 | 72 | 86 | 78 | 69 | 68 | 110 | 82 | 72 |
| HAP | µg/l | 100 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| subs.tenso.aniónicas | mg/l | 0,5 | 0,17 | 0,13 | 0,13 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,43 | 0,23 |
| pesticidas totais | µg/l | 2,5 | 0,1 | 0,16 | 0,14 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,16 | 0,14 |
| Azoto Kjeldhal | mg/l | 2 | 22 | 5,6 | 5,2 | 0,5 | 11 | 22 | 24 | 5,2 | 7,2 | 9,4 |
| cianetos totais | mg/l | 0,05 | 0,012 | 0,012 | 0,012 | 0,005 | 0,005 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 |
| arsénio total | mg/l | 0,1 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 |
| cádmio total | mg/l | 0,01 | 0,0015 | 0,005 | 0,0015 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| chumbo total | mg/l | 0,05 | 0,0098 | 0,0083 | 0,023 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | 0,016 | <0,006 |
| crómio total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,018 | <0,01 |
| cobre total | mg/l | 0,1 | 0,015 | 0,021 | 0,022 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,043 | 0,016 |
| mercúrio total | mg/l | 0,001 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0001 | <0,0005 | <0,0005 |
| níquel total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| zinco total | mg/l | 0,5 | 0,031 | 0,26 | 0,17 | 0,015 | 0,018 | 0,015 | 0,015 | 0,048 | 0,077 | 0,018 |

5.3.7.6.2. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Vila Facaia/Ramalhal

No meio receptor da descarga da ETAR de Vila Facaia/Ramalhal, o resultado mais preocupante prende-se com o fósforo que, no ponto de amostragem localizado após a descarga apresenta valores superiores aos admissíveis (sg. Anexo XXI do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto), sendo que esta ocorrência se manifesta desde o Verão de 2007. O fósforo parece também ser o elemento que oferece maior variação sazonal, aumentando no Inverno e relação às concentrações habituais da época de estiagem. Esta evolução, detectada nos pontos localizados a montante (PAM) da descarga da ETAR, representa uma oscilação de características intrínseca da Bacia Hidrográfica do rio Alcabrichel e que pode estar associada à lixiviação dos terrenos agrícolas contíguos ao próprio rio.

Ao nível microbiológico a água do rio na zona de descarga da ETAR de Vila Facaia/Ramalhal não oferece condições sanitárias para o contacto directo, uma vez que apresenta elevadas concentrações de microrganismos.

Quadro 5.11 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Vila Facaia/Ramalhal no período que mediu entre 2006 e 2008

| Parâmetro | Unidade | VMA (Anexo XXI, DL236/ 98) | TVR11 - ETAR de Vila Facaia / Ramalhal | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|-----------------|--|--|------------|--------|--------|--------------|--------|--------|--------|------------|---------|---------|-----|--------------|-----|-----|-----|------------|--|--------------|--|
| | | | PAM | | PAJ | | PAM | | PAJ | | PAM | | PAJ | | | | | | | | | |
| | | | Verão 2006 | | | | Inverno 2006 | | | | Verão 2007 | | | | Inverno 2007 | | | | Verão 2008 | | Inverno 2008 | |
| | | | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ | | | | |
| coliformes totais | N.º/100ml | - | 44000 | 48000 | 69000 | 470000 | 2200 | 150 | 9000 | 34000 | 60000 | 4700 | 28000 | | | | | | | | | |
| colif. Termot. | N.º/100ml | - | 44000 | 48000 | 32000 | 53000 | 550 | 23 | 250 | 2000 | 22000 | 2400 | 5900 | | | | | | | | | |
| enterococos | N.º/100ml | - | 23 | 240 | 150000 | 200000 | 110 | 30 | 140 | 5000 | 2400 | 460 | 2900 | | | | | | | | | |
| pH | Escala Sorensen | 5 a 9 | 7,7 | 7,6 | 8 | 7,8 | 8,1 | 7,9 | 7,9 | 7,8 | 7,9 | 7,8 | 7,7 | | | | | | | | | |
| temperatura | °C | 30 | 22 | 22 | 9 | 8 | 21 | 23 | 10 | 11 | 22 | 9 | 8 | | | | | | | | | |
| oxigénio dissol. | % de sat. | 50 | 119 | 107 | 91 | 13 | 99 | 76 | 86 | 57 | 97 | 97 | 95 | | | | | | | | | |
| CBO5 | mg/l | 5 | 3 | 3,3 | 5 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | <3 | <3 | | | | | | | | | |
| azoto amoniacal | mg/l | 1 | 15 | 16 | 0,15 | 0,66 | 0,06 | 0,34 | 0,62 | 0,061 | 0,077 | 1,1 | 0,85 | | | | | | | | | |
| fósforo total | mg/l | 1 | 0,23 | 0,2 | 0,32 | 0,44 | 0,02 | 1,2 | 0,47 | 1,6 | 0,68 | 0,32 | 1,2 | | | | | | | | | |
| cloretos | mg/l | 250 | 93 | 99 | 63 | 67 | 80 | 94 | 120 | 93 | 100 | 63 | 67 | | | | | | | | | |
| sulfatos | mg/l | 250 | 31 | 35 | 61 | 63 | 36 | 52 | 46 | 99 | 70 | 61 | 63 | | | | | | | | | |
| HAP | µg/l | 100 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | | | | | | | | | |
| subs.tens.aniónicas | mg/l | 0,5 | 0,97 | 0,65 | 0,1 | 0,13 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | <0,10 | <0,10 | | | | | | | | | |
| pesticidas totais | µg/l | 2,5 | 0,44 | 0,79 | 0,17 | 0,13 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,28 | 0,1 | 0,17 | 0,13 | | | | | | | | | |
| Azoto Kjeldhal | mg/l | 2 | 10 | 11 | 1,4 | 16 | 0,5 | 0,5 | 0,75 | 2,1 | 0,5 | 2 | 2,1 | | | | | | | | | |
| cianetos totais | mg/l | 0,05 | 0,012 | 0,012 | 0,012 | 0,012 | 0,005 | 0,005 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 | | | | | | | | | |
| arsénio total | mg/l | 0,1 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 | | | | | | | | | |
| cádmio total | mg/l | 0,01 | 0,0015 | 0,0015 | 0,0015 | 0,0041 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | | | | | | | | | |
| chumbo total | mg/l | 0,05 | 0,006 | 0,007 2 | 0,006 | 0,023 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | <0,006 | <0,006 | | | | | | | | | |
| crómio total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 | | | | | | | | | |
| cobre total | mg/l | 0,1 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,069 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | <0,015 | <0,015 | | | | | | | | | |
| mercúrio total | mg/l | 0,001 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0001 | <0,0005 | <0,0005 | | | | | | | | | |
| níquel total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,011 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | | | | | | | | | |
| zínco total | mg/l | 0,5 | 0,028 | 0,065 | 0,093 | 0,23 | 0,015 | 0,023 | 0,016 | 0,038 | 0,018 | 0,019 | 0,021 | | | | | | | | | |

Note-se que no Verão de 2008 não foi possível assegurar a amostragem no ponto localizado a montante da ETAR por o acesso ao ponto de amostragem se encontrar obstruído.

5.3.7.6.3. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Vila Verde dos Francos

A série de dados disponível (quadro 5.12) para a zona de descarga da ETAR de Vila Verde dos Francos é muito pequena face à amostra disponível para as restantes ETAR referidas neste trabalho. Ainda assim, pode-se constatar que, à semelhança do que ocorre nas zonas de descarga das outras ETAR, o meio receptor está também contaminado em termos microbiológicos, não sendo recomendável o uso da água do rio Alcabrichel para fins de contacto directo. Também neste caso não existem indícios de contaminação com metais nem com pesticidas.

Quadro 5.12 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Vila Verde dos Francos no período que mediu entre 2006 e 2008

| Parâmetro | Unidade | VMA (Anexo XXI, DL236/98) | ALQ10 - ETAR de Vila Verde dos Francos | | | | |
|------------------------|--------------------|------------------------------------|--|------------|--------------|---------|---------|
| | | | PAJ | PAM | PAJ | PAM | PAJ |
| | | | Inverno 2007 | Verão 2008 | Inverno 2008 | | |
| coliformes totais | N.º/100ml | - | 360000 | 15000 | 120000 | 240000 | 44000 |
| colif. termotolerantes | N.º/100ml | - | 64000 | 200 | 40000 | 31000 | 5800 |
| enterococos | N.º/100ml | - | 110000 | 390 | 4700 | 58000 | 18000 |
| pH | Escala Sorensen | 5 a 9 | 7,6 | 7,8 | 7,9 | 7,7 | 7,6 |
| temperatura | °C | 30 | 12 | 22 | 21 | | 12 |
| oxigénio dissol. | % de sat. | 50 | 12 | 120 | 90 | 84 | 79 |
| CBO5 | mg/l | 5 | 110 | 3 | 3 | <3 | <3,0 |
| azoto amoniacal | mg/l | 1 | 45 | 0,46 | 0,25 | 0,61 | 0,26 |
| fósforo total | mg/l | 1 | 3,2 | 0,58 | 0,8 | 0,22 | 1,1 |
| cloretos | mg/l | 250 | 100 | 58 | 68 | 90 | 99 |
| sulfatos | mg/l | 250 | 3 | 110 | 120 | 4 | 3 |
| HAP | µg/l | 100 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| subs.tenso.aniónicas | mg/l | 0,5 | 1,9 | 0,1 | 0,1 | 0,17 | <0,10 |
| pesticidas totais | µg/l | 2,5 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| azoto kjeldhal | mg/l | 2 | 46 | 0,5 | 0,5 | 1,4 | 2,7 |
| cianetos totais | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 |
| arsénio total | mg/l | 0,1 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 |
| cádmio total | mg/l | 0,01 | 0,001 | 0,0005 | 0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| chumbo total | mg/l | 0,05 | 0,006 | 0,006 | 0,006 | <0,006 | <0,006 |
| crómio total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 | <0,01 |
| cobre total | mg/l | 0,1 | 0,015 | 0,015 | 0,015 | <0,015 | <0,015 |
| mercúrio total | mg/l | 0,001 | 0,0005 | 0,0004 | 0,0004 | <0,0005 | <0,0005 |
| níquel total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| zinco total | mg/l | 0,5 | 0,047 | 0,015 | 0,015 | <0,015 | 0,029 |

5.3.7.6.4. Caracterização qualitativa do rio junto à descarga da ETAR de Sobreirinhos

O afluente ao rio Alcabrichel, onde é lançado o efluente tratado na ETAR de Sobreirinhos, apenas apresentou caudal a montante do local da descarga no Inverno de 2006, não tendo sido, por isso, possível efectuar colheitas no local de montante (PAM) nas restantes campanhas de amostragem realizadas.

Assim, apesar de só existirem, em termos gerais, dados relativos ao ponto localizado a jusante da descarga (PAJ), pode-se concluir que não existem indícios de contaminação por pesticidas nem por metais, embora em termos microbiológicos esta água não ofereça condições sanitárias para o contacto directo.

O fósforo e o azoto Kjeldhal são os elementos que se destacam em termos de desvio ao valor máximo admissível no que respeita aos objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais (Anexo XXI, do Decreto-lei n.º 236/98, de 1 de Agosto).

Embora pareça haver uma tendência para diminuição do fósforo no Inverno (relativamente ao que se identifica no Verão), esta conclusão não será linear, uma vez que se baseia nos dados inerentes ao ponto localizado após a descarga da ETAR (PAJ), e logo, não existe informação representativa da qualidade do meio receptor antes da influência da ETAR no rio.

Assim, apesar de se possuir uma série de dados aceitável, não se consegue estabelecer um padrão típico do comportamento dos diversos parâmetros ao longo das diferentes épocas do ano.

Quadro 5.13 - Resultados analíticos obtidos para o PAM e PAJ associado à ETAR de Sobreirinhos no período que mediou entre 2006 e 2008

| Parâmetro | Unidade | VMA (Anexo XXI, DL236/98) | LOU04 - ETAR de Sobreirinhos | | | | | | |
|-----------------------|--------------------|------------------------------------|------------------------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|---------|
| | | | PAJ | PAM | PAJ | PAJ | PAJ | PAJ | |
| | | | Verão 2006 | Inverno 2006 | Verão 2007 | Inverno 2007 | Verão 2008 | Inverno 2008 | |
| coliformes totais | N.º/100ml | - | 76000 | 26000 | 22000 | 55000 | 5000 | 110000 | 40000 |
| colif. temotolerantes | N.º/100ml | - | 32000 | 900 | 6900 | 38000 | 800 | 32000 | 6800 |
| enterococos | N.º/100ml | - | 150000 | 48000 | 93000 | 6800 | 300 | 7300 | 4300 |
| pH | Escala Sorensen | 5 a 9 | 8,1 | 8,5 | 8,3 | 8,1 | 7,8 | 7,6 | 7,1 |
| temperatura | °C | 30 | 21 | 15 | 14 | 18 | 12 | 20 | 14 |
| oxigénio dissol. | % de sat. | 50 | 90 | 99 | 96 | 100 | 92 | 89 | 73 |
| CBO5 | mg/l | 5 | 4 | 3 | 3 | 5,7 | 20 | 3 | <3 |
| azoto amoniacal | mg/l | 1 | 0,95 | 1,1 | 1,3 | 0,13 | 0,095 | 1,1 | 0,26 |
| fósforo total | mg/l | 1 | 7,6 | 1,9 | 2,1 | 5,1 | 1,4 | 5,2 | 4,9 |
| cloretos | mg/l | 250 | 380 | 440 | 170 | 340 | 200 | 190 | 170 |
| sulfatos | mg/l | 250 | 236 | 300 | 180 | 240 | 170 | 120 | 180 |
| HAP | µg/l | 100 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| subs.tenso.aniónicas | mg/l | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,12 | 0,1 | 0,1 | 0,15 |
| pesticidas totais | µg/l | 2,5 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| azoto kjeldhal | mg/l | 2 | 6,5 | 1 | 2 | 0,5 | 9,8 | 2 | 8,6 |
| cianetos totais | mg/l | 0,05 | 0,012 | 0,013 | 0,013 | 0,005 | 0,01 | 0,01 | <0,01 |
| arsénio total | mg/l | 0,1 | 0,05 | 0,03 | 0,03 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 |
| cádmio total | mg/l | 0,01 | 0,0015 | 0,003 | 0,003 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | <0,0005 |
| chumbo total | mg/l | 0,05 | 0,006 | 0,03 | 0,03 | 0,0061 | 0,006 | 0,006 | <0,006 |
| crómio total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | <0,01 |
| cobre total | mg/l | 0,1 | 0,05 | 0,033 | 0,014 | 0,022 | 0,016 | 0,015 | 0,022 |
| mercúrio total | mg/l | 0,001 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0001 | <0,0005 |
| níquel total | mg/l | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| zinco total | mg/l | 0,5 | 0,049 | 0,02 | 0,027 | 0,06 | 0,032 | 0,047 | 0,062 |

Atendendo aos dados apresentados em 5.3.7.6.1., 5.3.7.6.2., 5.3.7.6.3 e 5.3.7.6.4. constata-se que a variação sazonal da qualidade da água no rio que se esperava vir a concluir com os resultados das análises efectuadas no período de 2006 a 2008 não teve sucesso, uma vez que não se conseguiu reproduzir séries de dados que sustentassem as características da água do rio antes da influência das descargas das ETAR e, quando tal se tenta fazer, não se consegue descrever um padrão ou uma tendência conclusiva. Assume-se, por esta razão, que os dados recolhidos num

ponto fixo, com maior frequência de recolha e com condições permanentes de escoamento são aqueles que se devem considerar para efeitos de análise do comportamento qualitativo do rio e para o próprio exercício de simulação que se apresenta em 5.3.9.

5.3.7.6.5. Caracterização qualitativa global em função do critério de classificação do INAG

Apesar de não se tratar de um requisito legal adoptou-se também a metodologia orientadora de classificação das linhas de água, elaborada pelo Instituto da Água. Assim, mediante os resultados obtidos e apresentados nos quadros 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 atrás apresentados e utilizando a matriz que consta do quadro 5.15, atribuiu-se uma classificação a cada local de descarga monitorizado (e referido de 5.3.3.5.1. a 5.3.3.5.4.). Note-se, porém, que a classificação atribuída (quadro 5.16) não teve em conta a aplicação do percentil proposto, por não ser aplicável a apenas duas amostragens (no máximo) por ano.

O quadro que se segue, apresenta o significado de cada classe, especificando o nível de qualidade que é conferido a cada curso de água, em função dos resultados analíticos obtidos.

Quadro 5.14 - Classes consideradas pelo Instituto da Água (www.inag.pt)

| Classe | Nível de qualidade |
|-------------------------|--|
| A: Sem poluição | Águas consideradas como isentas de poluição, aptas a satisfazer potencialmente as utilizações mais exigentes em termos de qualidade. |
| B: Fracamente poluído | Águas com qualidade ligeiramente inferior à classe A, mas podendo também satisfazer potencialmente todas as utilizações. |
| C: Poluído | Águas com qualidade "aceitável", suficiente para irrigação, para usos industriais e produção de água potável após tratamento rigoroso. Permite a existência de vida piscícola (espécies menos exigentes) mas com reprodução aleatória; apta para recreio sem contacto directo. |
| D: Muito poluído | Águas com qualidade "mediocre", apenas potencialmente aptas para irrigação, arrefecimento e navegação. A vida piscícola pode subsistir, mas de forma aleatória. |
| E: Extremamente poluído | Águas ultrapassando o valor máximo da Classe D, para um ou mais parâmetros. São consideradas como inadequadas para a maioria dos usos e podem ser uma ameaça para a saúde pública e ambiental. |

Qualidade da Água em Rios Temporários: Implicações nas Ribeiras do Oeste

Julho de 2010

Quadro 5.15 - Classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (www.inag.pt)

| PARÂMETRO | Unidades | MÉTODO CÁLCULO | | A | | B | | C | | D | | E |
|-------------------|-----------|----------------|-------|-----------|--------|-----|-------|----------|-------|-----|--------|----------|
| | | Perc. | Freq. | Excelente | | Boa | | Razoável | | Má | | Muito má |
| | | | | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX | MIN | MAX | - |
| Arsénio | mg/l As | 85 | 3 | - | 0.01 | - | 0.05 | - | - | - | 0.1 | >0.1 |
| Azoto amoniacal | mg/l NH4 | 85 | 8 | - | 0.5 | - | 1.5 | - | 2.5 | - | 4 | >4 |
| Azoto Kjeldahl | mg/l N | 85 | 4 | - | 0.5 | - | 1 | - | 2 | - | 3 | >3 |
| Cádmio | mg/l Cd | 85 | 3 | - | 0.001 | - | 0.005 | - | 0.005 | - | >0.005 | |
| CBO | mg/l O2 | 85 | 8 | - | 3 | - | 5 | - | 8 | - | 20 | >20 |
| CQO | mg/l O2 | 85 | 8 | - | 10 | - | 20 | - | 40 | - | 80 | >80 |
| Chumbo | mg/l Pb | 85 | 3 | - | 0.05 | - | - | - | 0.1 | - | 0.1 | >0.1 |
| Cianetos | mg/l CN | 85 | 3 | - | 0.05 | - | - | - | 0.08 | - | 0.08 | >0.08 |
| Cobre | mg/l Cu | 85 | 3 | - | 0.05 | - | 0.2 | - | 0.5 | - | 1 | >1 |
| Colifor.fecais | 100 ml | 85 | 8 | - | 20 | - | 2000 | - | 20000 | - | >20000 | |
| Coliformes totais | 100 ml | 85 | 8 | - | 50 | - | 5000 | - | 50000 | - | >50000 | |
| Condutividade | µS/cm, | 85 | 8 | - | 750 | - | 1000 | - | 1500 | - | 3000 | >3000 |
| Crómio | mg/l Cr | 85 | 3 | - | 0.05 | - | - | - | 0.08 | - | 0.08 | >0.08 |
| Estrept.fecais | /100 ml | 85 | 4 | - | 20 | - | 2000 | - | 20000 | - | >20000 | |
| Fenois | mg/l | 85 | 4 | - | 0.001 | - | 0.005 | - | 0.01 | - | 0.1 | >0.1 |
| Ferro | mg/l Fe | 85 | 3 | - | 0.5 | - | 1 | - | 1.5 | - | 2 | >2 |
| Fosfatos P2O5 | mg/l P2O5 | 85 | 8 | - | 0.4 | - | 0.54 | - | 0.94 | - | 1 | >1 |
| Fósforo P | mg/l P | 85 | 8 | - | 0.2 | - | 0.25 | - | 0.4 | - | 0.5 | >0.5 |
| Manganês | mg/l Mn | 85 | 3 | - | 0.1 | - | 0.25 | - | 0.5 | - | 1 | >1 |
| Mercúrio | mg/l Hg | 85 | 3 | - | 0.0005 | - | - | - | 0.001 | - | 0.001 | >0.001 |
| Nitratos | mg/l NO3 | 85 | 8 | - | 5 | - | 25 | - | 50 | - | 80 | >80 |
| Oxidabilidade | -- | 85 | 8 | - | 3 | - | 5 | - | 10 | - | 25 | >25 |
| OD (sat) | % sat.O2 | 85 | 8 | 90 | - | 70 | - | 50 | - | 30 | - | <30 |
| pH | Esc.Sor. | 85 | 8 | 6.5 | 8.5 | 5.5 | 9 | 5 | 10 | 4.5 | 11 | >11 |
| Selénio | mg/l Se | 85 | 3 | - | 0.01 | - | - | - | 0.05 | - | 0.05 | >0.05 |
| SST | mg/l | 75 | 8 | - | 25 | - | 30 | - | 40 | - | 80 | >80 |
| Subst.tens. | mg/l, | 85 | 4 | - | 0.2 | - | - | - | 0.5 | - | 0.5 | >0.5 |
| Zinco | mg/l Zn | 85 | 3 | - | 0.3 | - | 1 | - | 3 | - | 5 | >5 |

Mediante os dados disponíveis e face à aplicação da matriz proposta pelo INAG, obtêm-se as classificações que de seguida se apresentam para as zonas de descarga das ETAR urbanas que existem na bacia do rio Alcabrichel (quadro 5.16). Note-se que a classificação atribuída corresponde à maior que for obtida para cada um dos elementos que constam da matriz apresentada no quadro 5.15 e que tenha sido analiticamente determinado.

Quadro 5.16 - Classificações (sg. critério INAG) atribuídas aos locais contíguos à descarga de ETAR no rio Alcabrichel e seus afluentes

| Referência do ponto de amostragem | Local da amostragem | Classe | Origem do problema |
|--|---------------------|--------|---|
| TVR04 - ETAR de Maceira | Montante e Jusante | E | Azoto Kjeldhal, fósforo e azoto amoniacal |
| TVR11 - ETAR de Vila Facaia / Ramalhal | Montante e Jusante | E | Fósforo e azoto amoniacal |
| ALQ10 - ETAR de Vila Verde dos Francos | Montante e Jusante | E | Azoto Kjeldhal, fósforo |
| LOU04 - ETAR de Sobreirinhos | Jusante | E | Fósforo e fosfatos |

De um modo geral, o rio Alcabrichel e seus afluentes caracterizam-se pela Classe E (Extremamente poluído), sobretudo devido à presença de nutrientes, sendo comum, em todos os pontos analisados, a presença de fósforo em valores superiores a 0,5 mg/l (que corresponde ao limite inferior da classe E).

A classificação atribuída segundo as séries de dados obtidas para o período que mediou entre 2006 e 2008, está concordante com a que se encontra disponível no SNIRH (www.snirh.pt, 2010) para a estação de monitorização de A-dos-Cunhados (código 19B/01). O gráfico seguinte (figura 5.19) apresenta as classificações do INAG obtidas para os dados recolhidos nesta estação de monitorização, de 2000 a 2007, sendo que, os parâmetros responsáveis para a atribuição da classe E ao rio Alcabrichel têm sido: azoto amoniacal, fósforo total, SST, fosfatos e oxidabilidade.

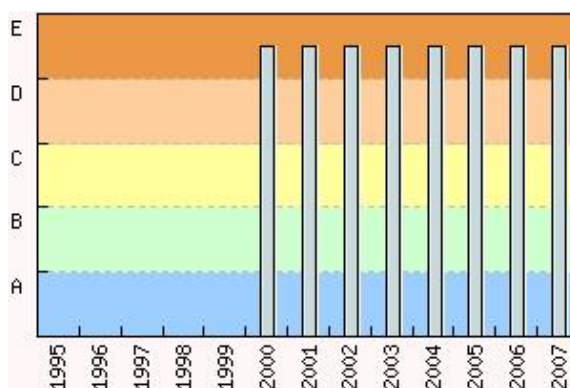


Figura 5.19 - Classificações disponíveis por ano para a estação 19B/01 (www.inag.pt, 2010)

Extraindo-se algumas das séries temporais disponíveis no SNIRH (figura 5.20) consegue-se compreender melhor a caracterização evolutiva da qualidade da água

na Estação de Monitorização do INAG. Assim, na figura 5.20 apresentam-se os dados de qualidade de água na estação de A-dos-Cunhados, relativamente aos parâmetros azoto amoniacal e nitratos.

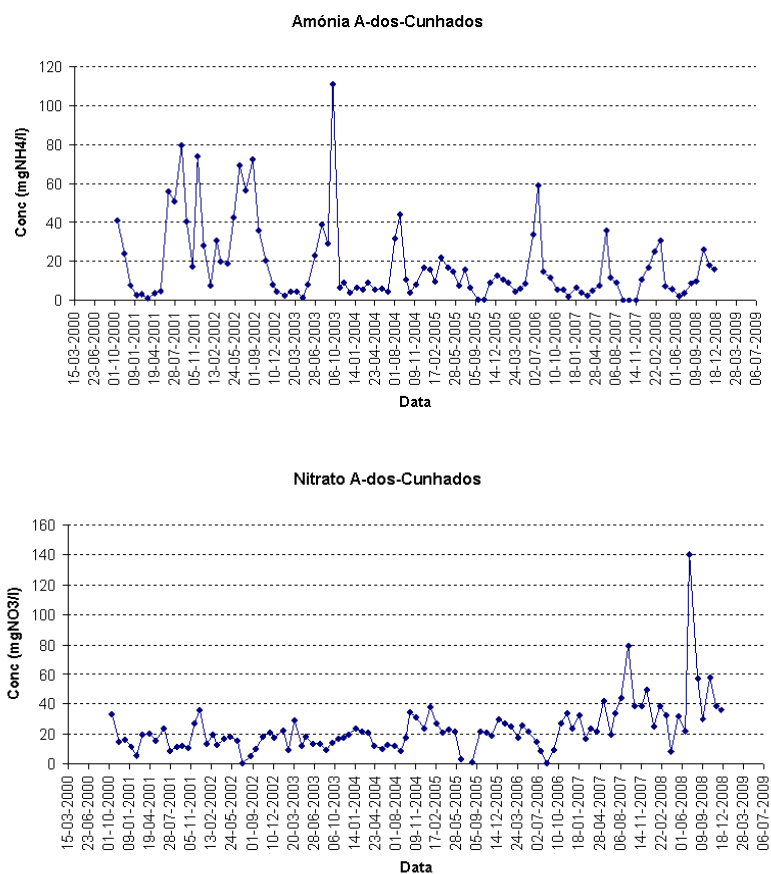


Figura 5.20 - Dados de qualidade de água na estação de A-dos-Cunhados: azoto amoniacal (mg NH₄/l) e nitratos (mg NO₃/l) (www.inag.pt, 2010)

Pode-se verificar que os picos de azoto amoniacal ocorrem nos meses de Verão e são valores elevados (chegando a superar os 60 mg NH₄/l, indiciando a presença de fontes de poluição orgânica pontuais próximas. Note-se que o valor de azoto amoniacal que confere a classe E é de 4 mg/l (quadro 5.16) sendo certo que apenas se identificam valores inferiores nos primeiros meses de cada ano civil (geralmente entre Janeiro e Abril) altura em que ocorrem os períodos de pluviosidade mais intensa e que, portanto, o efeito de diluição é maior.

Os picos que ocorrem no Verão poderão estar relacionados com uma menor diluição, uma vez que o curso de água apresenta um caudal menor nesta época do

ano. Por esta razão, as fontes pontuais vêm incrementado o seu papel na carga transportada pelo rio nos períodos de estiagem. Note-se ainda que, no Verão, o papel da temperatura é também importante, uma vez que com esta aumenta o metabolismo das bactérias heterotróficas e, por outro lado, há condições para uma maior libertação do amoníaco.

Para a série temporal de nitrato é possível verificar que a variação é menor, ocorrendo valores mais elevados no Inverno, o que mostra a predominância das fontes difusas como sendo a origem do nitrato. Note-se, porém que pode também ocorrer o fenómeno de nitrificação que, no Verão é mais acentuada, devido a haver nesta altura do ano maior concentração de azoto amoniacal (como se constatou em cima) e por o metabolismo ser mais acentuado (devido às elevadas temperaturas que se fazem sentir nesta época do ano).

5.3.8. Dados de qualidade das descargas afluentes ao rio Alcabrichel e sua utilização nos modelos de simulação

As descargas pontuais que se reconhecem como representativas na bacia do rio Alcabrichel estão associadas à actividade agropecuária e também à própria actividade de tratamento de águas residuais (conforme referido em 5.3.3.).

No que respeita à avaliação das aflências provenientes da industria agropecuária, as suas características foram obtidas com base nos dados cedidos pela Câmara Municipal de Torres Vedras sobre o número de animais por freguesia, sendo que o mapa apresentado na figura 5.8, em 5.3.3.2., esquematiza a distribuição espacial das instalações agropecuárias na bacia do rio Alcabrichel.

Como os dados se encontravam agrupados por freguesia, assumiu-se a aglomeração das descargas com a sua libertação para o meio receptor num ponto confinante com o limite de jusante da freguesia.

A capitação em termos de azoto e fósforo excretado por cada animal foi baseado nas capitações do Código de Boas Práticas Agrícolas (*Ministério da Agricultura, 1997*).

Para a abordagem adoptada no presente trabalho (modelação) importa conhecer a evolução da qualidade da água ao longo do tempo e, uma vez que se pretende estabelecer uma relação entre as descargas e o estado do rio, optou-se por considerar os dados de qualidade da água caracterizada na estação de A-dos-Cunhados (estação com dados desde 2000), em detrimento dos dados referidos em 5.3.7.5. e em 5.3.7.6. De facto, a informação tratada nestas duas alíneas, possui lacunas no tempo (séries nem sempre contínuas) e refere-se a locais que ficam muito mais próximos das ETAR e, portanto, sem benefício quanto ao reflexo do poder de autodepuração do meio receptor.

Desta forma, optou-se por avaliar o comportamento do rio num determinado ponto, junto à Estação de Monitorização da qualidade da água do INAG (figura 5.15, em 5.3.7) e, por isso, foi apenas possível considerar, para além dos dados da própria estação de A-dos-Cunhados, os dados das ETAR que se localizavam a montante da mesma, a saber: ETAR de Vila Verde Francos e ETAR de Vila Facaia, cujas localizações se representam na figura 5.5, em 5.3.3.1.

A ETAR de Vila Verde de Francos entrou em exploração em Março de 2008 apresentando, um caudal médio de 131 m³/dia. No modelo utilizaram-se as concentrações médias de sólidos em suspensão e de azoto e fósforo atendendo às características da descarga. A especiação a partir do total de azoto e fósforo em termos de componentes orgânicas ou inorgânicas (e.g. nitrato, azoto amoniacal, ortofosfato) foi feita utilizando as proporções de Metcalf and Eddy (2003) para efluente urbano.

A ETAR de Vila Facaia entrou em funcionamento em Agosto de 2002 apresentando um caudal médio de 441 m³/dia. Foram utilizadas, para o modelo, as concentrações médias de sólidos em suspensão identificadas na descarga. Como nesta ETAR não se monitoriza o azoto e o fósforo, foram utilizados os valores de nutrientes da ETAR de Vila Verde de Francos para a descarga da ETAR de Vila Facaia.

Quadro 5.17 - Características analíticas médias da descarga de águas residuais tratadas
(dados referentes a 2008)

| Mês | ETAR de Vila Facaia | | | | ETAR de Vila Verde dos Francos | | | | | |
|------|-------------------------|------------|------------|----|--------------------------------|------------|------------|----|---------------|---------------|
| | CBO ₅ (mg/l) | CQO (mg/l) | SST (mg/l) | pH | CBO ₅ (mg/l) | CQO (mg/l) | SST (mg/l) | pH | Ntotal (mg/l) | Ptotal (mg/l) |
| Jan. | 11 | 34 | 17 | 7 | - | - | - | - | - | - |
| Fev. | 4 | 41 | 10 | 7 | - | - | - | - | - | - |
| Mar. | 6 | 29 | 10 | 7 | 5 | 16 | 10 | 8 | - | - |
| Abr. | 3 | 22 | 10 | 7 | 3 | 23 | 18 | 7 | - | - |
| Mai. | 3 | 43 | 10 | 7 | 3 | 16 | 12 | 8 | - | - |
| Jun. | 3 | 15 | 10 | 8 | 3 | 11 | 10 | 8 | - | - |
| Jul. | 3 | 27 | 13 | 8 | 3 | 21 | 12 | 7 | 17 | 2,7 |
| Ago. | 3 | 30 | 28 | 7 | 3 | 22 | 12 | 7 | 73 | 10,0 |
| Set. | 5 | 34 | 18 | 8 | 3 | 49 | 20 | 7 | 83 | 7,3 |
| Out. | 3 | 27 | 10 | 8 | 3 | 28 | 16 | 7 | 70 | 3,6 |
| Nov. | 3 | 29 | 10 | 7 | 3 | 34 | 14 | 7 | 58 | 4,4 |
| Dez. | 3 | 24 | 10 | 7 | 3 | 13 | 10 | 8 | 18 | 1,5 |

5.3.9. Aplicação de modelos de simulação para caracterização qualitativa do rio Alcabrichel

A Lei da Água, mais propriamente o diploma que a complementa (Decreto-lei n.º 77/2006, de 30 de Março), prevê o recurso a modelos preditivos para simulação das condições ecológicas das massas de água.

No âmbito do presente trabalho os modelos de simulação utilizados visam sobretudo perceber o comportamento da qualidade da água de um rio temporário, face à existência de contributos potencialmente poluentes, confirmando-se a caracterização qualitativa efectuada com base em dados reais e que se apresentou em 5.3.7.

Sabe-se que o impacte das fontes poluentes sobre a qualidade da água depende principalmente: (i) do poder de auto-depuração do rio, (ii) do regime hidrológico do rio, e (iii) das descargas existentes, nomeadamente concentrações e caudal.

O sistema de simulação pretendido tem, portanto, que conseguir simular estes factores para poder prever o impacte das fontes contaminantes sobre a qualidade da água do rio Alcabrichel.

Neste caso de estudo será considerada a influência das fontes poluentes actualmente existentes e conhecidas (referidas em 5.3.3.) por forma a criar uma metodologia que permita avaliar o impacte dos diferentes focos de poluição na bacia do rio Alcabrichel.

Para atingir o objectivo proposto, será sempre necessário confrontar o cenário actual com a contribuição da componente difusa (oriunda das práticas agrícolas), e das descargas pontuais urbanas e agro-industriais, com um cenário em que se simula o que ocorreria se fosse retirada uma determinada tipologia de fonte poluente da bacia. De uma forma simplista, pela diferença entre os cenários obtém-se o efectivo impacte de cada fonte poluente.

Os cenários a simular integram uma componente fixa que respeita à manutenção de todas as cargas afluentes e a uma componente variável em que se considera a fonte potencialmente poluente constituída pelas ETAR. Esta opção reside no facto de, à luz dos documentos de suporte à Lei da Água, esta ser uma pressão que se deve considerar e de se pretender perceber qual real impacte destas instalações em rios que não são perenes.

Os objectivos específicos da modelação aplicada ao Rio Alcabrichel passam essencialmente pelo desenvolvimento, implementação e validação do sistema de modelos (modelo de bacia e de rio) à bacia hidrográfica, no cenário actual, considerando: (i) apenas a componente difusa, (ii) com componente difusa e com a descarga de ETAR, (iii) com a carga difusa, descarga de ETAR e descargas associadas às instalações agro-industriais.

O recurso à modelação para estimar cenários diferentes dos actualmente existentes, está prevista na legislação vigente (no domínio da aplicação da Lei da Água) e reveste-se de uma prática muito vantajosa que permite prever, através da simulação, cenários que podem ajudar na tomada de decisões conducentes à resolução dos problemas, minimização dos impactes ou mesmo redefinição de estratégias de planeamento e de reorganização das actividades existentes.

Para o efeito, neste caso de estudo específico, serão implementados e validados os sistemas de modelos (de bacia e de rio) na bacia do rio Alcabrichel, sendo também avaliada a contribuição relativa das descargas das ETAR e de outras fontes potencialmente poluentes na qualidade da água do rio Alcabrichel, designadamente o contributo agro-industrial.

5.3.9.1. Modelos de simulação a utilizar: “Rio” e “Bacia”

O conhecimento da capacidade de auto-depuração de um rio necessita de um “modelo de rio” que represente, ao longo do espaço e do tempo, o transporte das propriedades na coluna de água (sólidos, microrganismos, nutrientes e algas) e os processos biogeoquímicos que as transformam.

A vegetação ripícola poderá ter um papel importante na capacidade de auto-depuração do rio ao interagir com os fluxos de água e nutrientes, devendo, por isso, fazer parte integrante do sistema de modelação.

De modo a aferir a importância desta vegetação na descrição dos processos no rio será testada a inclusão de um modelo associado a este tipo de vegetação, na interface entre a bacia e o rio.

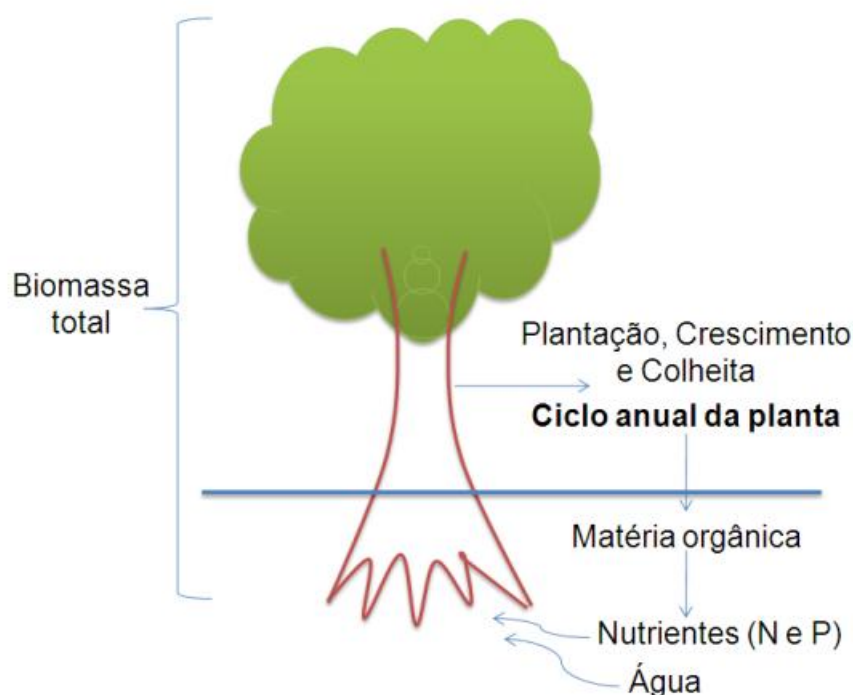


Figura 5.21 - Variáveis de estado (caixas laranja) e fluxos (setas) no modelo de vegetação

Se a vegetação ripícola for efectivamente importante para descrever a evolução de qualidade da água no rio, poderá ser vantajoso definir acções de gestão focalizadas na galeria ripícola.

Atendendo ao facto de o regime hidrológico e a qualidade da água no rio serem condicionados pelas suas aflúências, o modelo de rio necessita de ter, como dado de entrada, em cada instante, a quantidade e a qualidade de água afluyente no percurso da nascente até à foz (ou até ao ponto onde se pretende efectuar a avaliação).

Estes dados de entrada referem-se não só às fontes de origem pontual (por exemplo de descargas de ETAR e/ou indústrias), como também às fontes de origem difusa existentes ao longo das suas margens e proveniente da bacia hidrográfica drenante. As fontes de poluição pontuais podem ser caracterizadas através de programas de monitorização específicos que integrem a medição de caudal e das concentrações descarregadas pelas próprias fontes potencialmente poluentes. Para o exercício de modelação usaram-se os dados referidos em 5.3.8.

As fontes de origem difusa, por seu lado, requerem conhecimento acerca da hidrodinâmica e geração, transporte e transformação de propriedades na bacia hidrográfica, que pode ser simulado com um “modelo de bacia”. O modelo de bacia estima, assim, as aflúências difusas em termos de caudal e características qualitativas, utilizando, para o efeito, o Modelo Digital de Terreno, o tipo e uso de solo, a meteorologia, etc. Para o efeito foi utilizado o modelo de rio Mohid River Network desenvolvido no projecto europeu TempQSim¹¹ (*Chambel-Leitão, P. et al, 2005*), que simula o transporte e processos de transformação de propriedades de qualidade da água (e.g. azoto amoniacal, nitrato, ortofosfato, matéria orgânica).

A componente difusa proveniente da bacia hidrográfica, que entra no rio ao longo da margem, foi estimada pelo modelo SWAT e descarregado no modelo de rio Mohid River Network.

Sistematizando, as ferramentas utilizadas no presente trabalho consistiram na aplicação do modelo de rio MOHID River Network e do modelo de bacia SWAT.

¹¹ Mais informações disponíveis em: <http://www.tempqsim.net>

5.3.9.1.1. Descrição dos modelos matemáticos utilizados vs processos hidrogeoquímicos

5.3.9.1.1.1. Modelo de rio e processos hidrogeoquímicos

O modelo de rio simula as condições hidrodinâmicas dos cursos de água que gerem o transporte de sedimentos, nutrientes, etc., simulando também os processos de eliminação de azoto, fósforo e de microrganismos.

Ao longo do rio vão ocorrendo processos biogeoquímicos que envolvem a transformação de umas formas de azoto e de fósforo noutras formas (e.g. mineralização, nitrificação, desnitrificação, consumo de nitratos e libertação de azoto amoniacal pelo fitoplanton). No entanto, a carga total mantém-se, a menos que seja retida no leito ou perdida para a atmosfera.

O azoto pode ser perdido para a atmosfera por processos de desnitrificação, que ocorrem em condições de anoxia.

O fósforo pode ser adsorvido pelos sedimentos, na presença de oxigénio dissolvido, e ficar retido no fundo. Não sendo eliminado do meio, se se mantivesse nos sedimentos, estaria sempre disponível para ser arrastado para jusante, especialmente em situação de cheia.

Assim, se os processos que ocorrem no sedimento em situações de anoxia podem constituir um mecanismo de eliminação de azoto, o mesmo não se passa com o fósforo, o qual em situação de anoxia é desorvido, regressando à coluna de água.

Assim, o único mecanismo efectivo de remoção de fósforo é através da vegetação ripícola. Esta vegetação fixa o fósforo nas partes aéreas, as quais em determinados momentos do ciclo de vida da planta, se desagregam e originam detritos orgânicos que, por sua vez, se depositam ao longo das margens e fora do leito do rio.

Daqueles detritos que ainda assim se depositam sobre o leito do rio, uma parte é remineralizada e volta à água, mas a maior parte acaba por ser remobilizada e transportada pela corrente para jusante ou para a planície de inundação, caso ocorram episódios de alta pluviosidade e se verifiquem cheias.

Para manter o curso de água desobstruído para que em situações climatéricas adversas, se garanta a salvaguarda da integridade física de bens humanos e materiais, é comum optar-se por efectuar a limpeza da galeria ripícola. Esta opção, meritória do ponto de vista da protecção civil, conduz, no entanto, à destruição da barreira natural do fósforo, pois essa componente de vegetação retirada durante o corte sai da bacia e é eliminada do ecossistema.

Para além dos nutrientes, as bactérias coliformes são também um factor de preocupação e indutor da presença de material contaminante. Estas bactérias são, em geral, fruto da existência de matéria em decomposição e podem atingir os rios a partir de fontes pontuais (provenientes de descargas urbanas ou de origem agropecuária) ou difusas (através da lixiviação de campos agrícolas ou pastoris).

Nos rios, as bactérias crescem se tiverem nutrientes e substrato e, por outro lado, decaem com a radiação solar (UV) e consumo pelo zooplâncton.

Para descrever estes processos ocorrentes no rio utilizou-se o modelo MOHID River Network.

O modelo MOHID River Network é, assim, um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água que considera uma rede de drenagem e que permite um passo temporal dinâmico. O modelo utiliza uma secção genérica (conforme figura 5.22) e a componente hidrodinâmica é obtida resolvendo a equação de St. Venant.

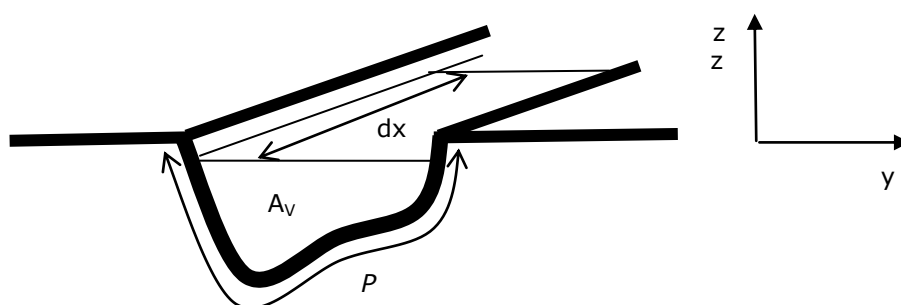


Figura 5.22 - Secção genérica utilizada pelo modelo MOHID River Network.

Relativamente à qualidade da água o modelo simula o transporte de propriedades (designadamente sólidos, coliformes e nutrientes) e inclui 3 modelos diferentes de qualidade 0D (modelos de fontes e poços de propriedades) incluindo os processos

associados aos nutrientes, sólidos em suspensão, fitoplâncton, zooplâncton e bactérias.

O modelo MOHID River Network permite ainda simular a acumulação de água, transmissão e evaporação com a fina discretização espacial e temporal necessária para simular um curso de água de regime temporário.

5.3.9.1.1.2. Modelo de bacia e processos hidrogeoquímicos

Para que o modelo de rio funcione, este precisa de receber as afluências provenientes da bacia em termos de escoamento, sedimentos, nutrientes, etc. Estas afluências dependem da topografia da bacia, da meteorologia, do tipo de solo e do uso que é dado ao solo.

A precipitação que cai na bacia pode atingir a rede de drenagem directamente ou indirectamente (através do *runoff*, do escoamento sub-superficial, ou ainda de recarga a partir do aquífero).

A distribuição da água pelos diferentes “caminhos” (*runoff*, infiltração, evapotranspiração, percolação do aquífero, etc.) dá-se consoante as características geológicas da bacia e a capacidade de saturação do solo.

A água em movimento na bacia transporta sedimentos e nutrientes por diversas vias. A produção de sedimentos depende essencialmente do *runoff*, da topografia e do uso de solo (sobretudo função das práticas agrícolas).

Quanto à carga difusa de nutrientes, o principal veículo de transporte do fósforo são os sedimentos finos e conseqüentemente o *runoff*. De facto, o fósforo tem baixa mobilidade no solo ficando adsorvido às partículas finas de argila das camadas superficiais que são arrastadas pelo escoamento superficial.

Quanto ao azoto, as suas formas orgânicas seguem o mesmo caminho que o fósforo. O nitrato apresenta uma elevada mobilidade no solo associada à repulsão entre a sua carga (negativa) e as cargas negativas da generalidade dos minerais do solo, sendo transportado principalmente por percolação para as camadas inferiores podendo atingir o aquífero e, posteriormente, as linhas de água.

Os processos de crescimento de vegetação (associada a uso agrícola e florestal) e os processos microbiológicos no solo, que consomem e produzem diversas formas de azoto e fósforo, devem também ser simuladas pelo modelo de bacia.

Neste trabalho, para descrever estes processos, utilizou-se o modelo SWAT que é um modelo de bacia hidrográfica que simula os caudais e o ciclo dos nutrientes com base em dados meteorológicos, de solos, de uso do solo e de práticas agrícolas.

O modelo SWAT divide a bacia em unidades hidrológicas (HRU – *Hydrologic Response Units*) de acordo com a topografia, as propriedades e o uso do solo, permitindo avaliar, ao nível da bacia, os impactes de alterações de culturas e de práticas agrícolas na exportação de nutrientes, mas também na contaminação dos aquíferos.

5.3.9.2. Dados utilizados na modelação e pressupostos assumidos

Os dados de base necessários para a aplicação da abordagem de modelação dividem-se em dados para a implementação dos modelos e dados para a sua validação.

5.3.9.3. Implementação do exercício de modelação

As origens dos dados utilizadas para a simulação do modelo de bacia SWAT incluíram: (i) estações de precipitação do INAG (2009), (ii) estações meteorológicas do Instituto de Meteorologia, (iii) carta de solos 1:1000000 compilada pelo European Soil Bureau (*Gonçalves et al.*, 2005), (iv) topografia publicada pela NASA, e (v) a carta de ocupação de solo do Corine Land Cover 2000 à escala 1:100000 (*Instituto Geográfico Português*, 2000).

Para a simulação do modelo MOHID River Network foram necessários dados de topografia para a geração da rede de drenagem.

Para a determinação das aflúências ao rio pela componente difusa foram utilizados o modelo SWAT e dados acerca das descargas pontuais referidas em 5.3.8.

Numa fase inicial de implementação iniciou-se pelo recurso ao Modelo Digital de Terreno (MDT) da bacia do rio Alcabrichel (figura 5.23), que demonstrou que o curso de água tem um desnível de 370 m, considerando o diferencial de altitudes desde o nível do mar (na saída da bacia) até à sua origem (que confina, a montante, com o material geológico de suporte típico da serra de Montejunto: os calcários).

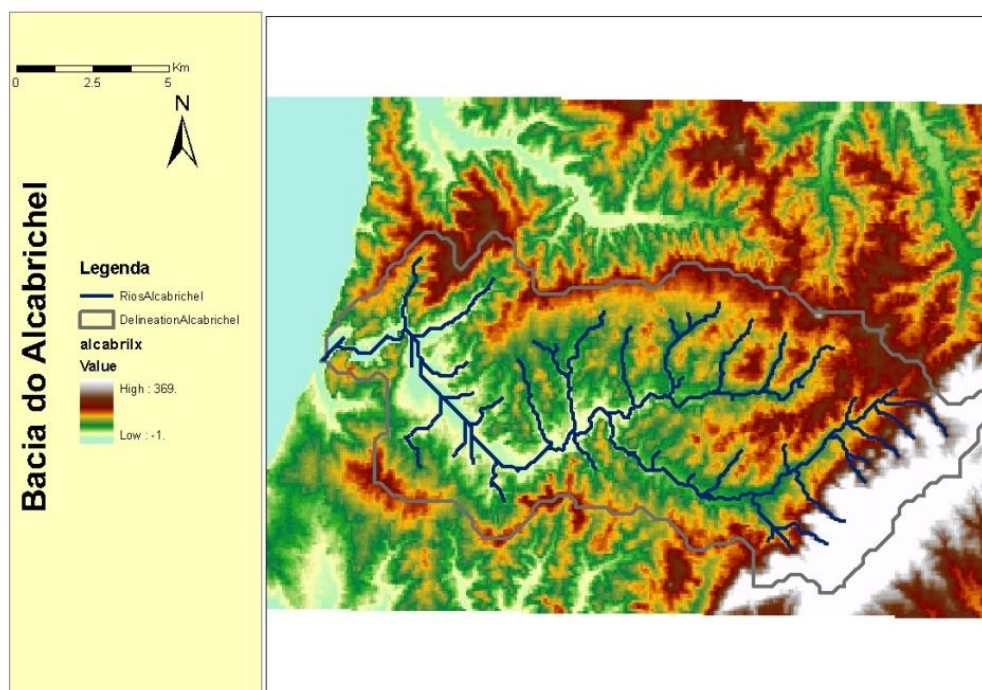


Figura 5.23 - Modelo Digital de Terreno da zona de estudo (NASA, 2010)

De acordo com a figura 5.24. demonstra-se ainda que as estações de precipitação na bacia do rio Alcabrichel apresentam médias anuais de entre 700 e 900 mm.

Estes valores, para a bacia hidrográfica em causa, comportam uma série de dados, desde 1980, recolhidos nas estações de precipitação do INAG localizadas no Vimeiro, em Campelos, no Maxial e em Vila Chã, todas integradas dentro da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

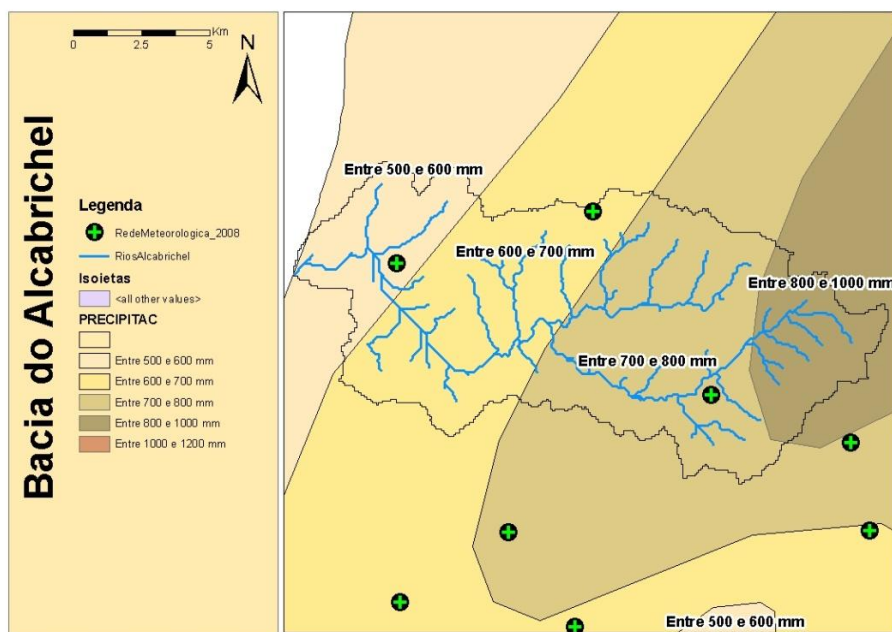


Figura 5.24 - Estações de precipitação da rede INAG e isoietas de precipitação na área de estudo (www.inag.pt, 2010)

Segundo a carta de uso de solo Corine 2000 (Figura 5.25), na bacia do rio Alcabrichel a área agrícola é cerca de 43% da área da bacia contribuindo as vinhas com cerca de 16%.

O RGA de 1999 aponta para uma área agrícola próximo de 30% da bacia e uma área de culturas permanentes (possível correspondência com vinha) de 17%, apresentando as duas estimativas áreas semelhantes e apontando para um uso agrícola importante na bacia, tal como aliás já se referiu em 5.3.3.3.

Segundo a carta Corine, a área ocupada por floresta é de cerca de 36% e a área urbana de cerca de 4% do total da bacia.

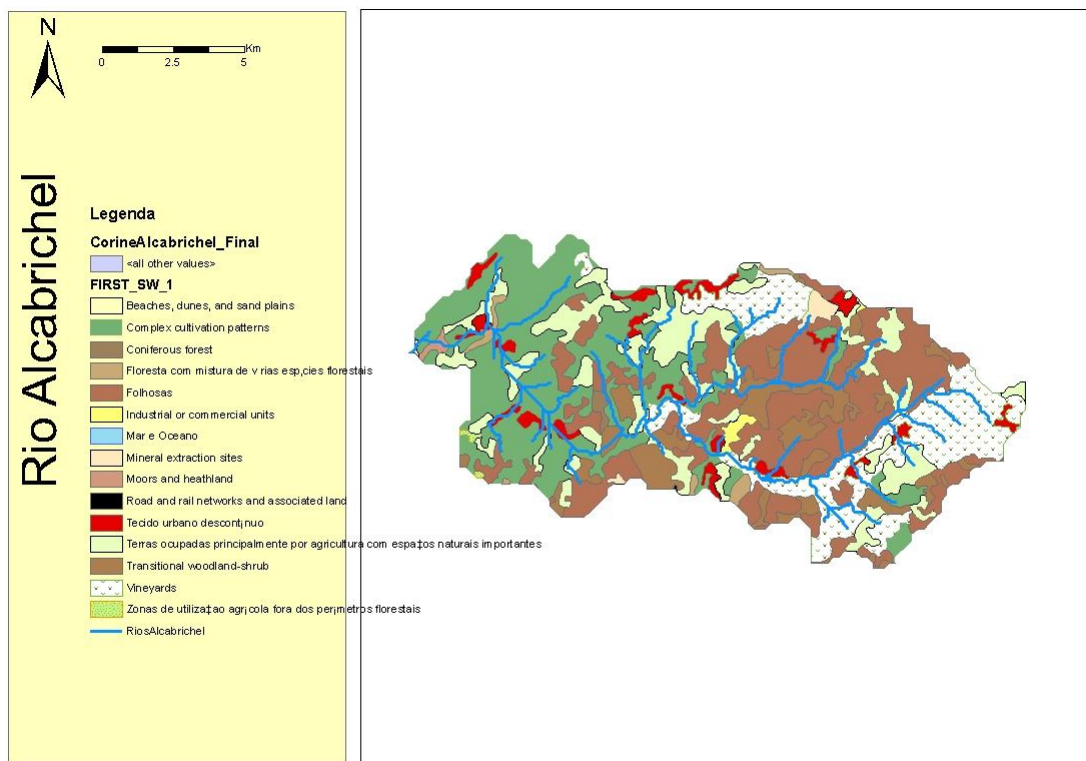


Figura 5.25 - Carta de uso de solo Corine 2000 para a bacia do Alcabrichel (www.igeo.pt, 2010)

A carta de solos da União Europeia define classes de textura de solo em termos de percentagem de teor de areia, argila e limo que permitem obter, através de funções de pedotransferência, parâmetros hidráulicos para o solo como é o caso da condutividade hidráulica¹² ou da densidade.

Para a bacia do rio Alcabrichel a textura do solo apresenta-se na figura 5.26, sendo que as classes texturais se encontram descritas no quadro 5.18, infra.

¹² Propriedade de um meio para permitir a passagem de água ou outro fluido, em maior ou menor vazão por unidade de área. Esta propriedade depende das características do meio (porosidade, tamanho, distribuição, forma e arranjo das partículas) e das propriedades do fluido (viscosidade e peso específico). A condutividade hidráulica corresponde ao coeficiente de proporcionalidade K que aparece na Lei de Darcy, podendo ser determinada através de fórmulas, métodos de laboratório ou ensaios de campo. Os seus valores são geralmente expressos em m/s ou cm/s.

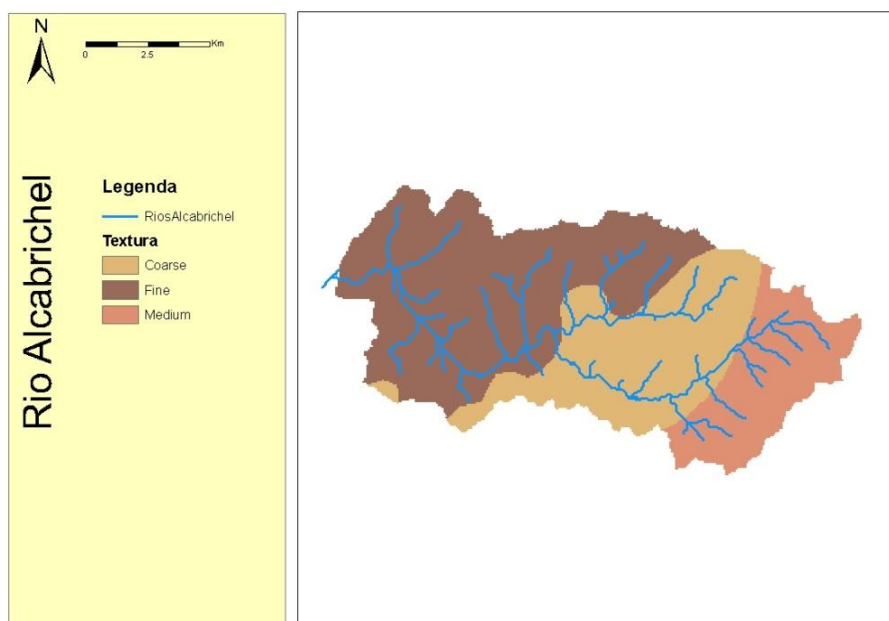


Figura 5.26 - Textura de solo na bacia do rio Alcabrichel (EU Soil map, 2010)

Na bacia em estudo cerca de 50% da área apresenta textura de solo fina (entre 35% e 60% de argila), cerca de 30% textura grosseira e 20% textura media.

Quadro 5.18 - Classes texturais de solo

| Designação | Descrição |
|------------|--|
| Cársica | Menos do que 18% de argila e mais do que 65% de areia |
| Média | Menos do que 35% de argila e mais do que 15% de areia; Mais do que 18% de argila se o teor de areia exceder 65% |
| Média-fina | Menos do que 35% de argila e menos do que 15% de areia |
| Fina | Entre 35% e 60% de argila |
| Muito fina | Mais do que 60% de argila |

5.3.9.3.1. Resultados obtidos na modelação (implementação e validação)

Os resultados que se apresentam a seguir respeitam não só à simulação dos caudais, como também à simulação da caracterização qualitativa da água.

Para a validação do sistema de modelos foram utilizados dados de escoamento e de qualidade da rede de monitorização do INAG, designadamente provenientes das estações de Vimeiro e de A-dos-Cunhados.

5.3.9.3.1.1. Caudal do rio Alcabrichel obtido através dos modelos

Na Figura 5.27 pode-se comparar a evolução do nível da água no rio (na estação de A-dos-Cunhados) com a precipitação na estação de Vimeiro (estação meteorológica mais próxima), verificando-se que o nível da lâmina líquida no rio responde aos eventos de precipitação, sendo os picos de nível rápidos, descendo logo após o evento de pluviosidade. De notar que, mesmo nos meses de Verão, o nível da água se mantém (geralmente) num patamar, indiciando que, na zona onde se encontra a estação de amostragem, existe sempre água no rio.

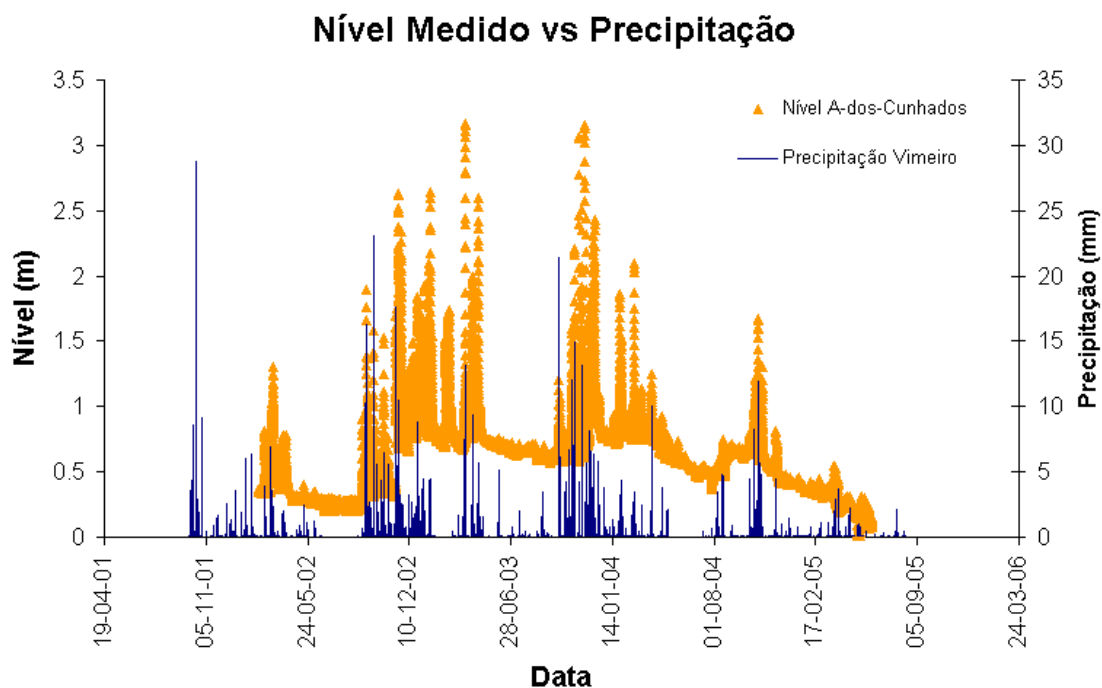


Figura 5.27 - Nível medido na estação de A-dos-Cunhados e precipitação na estação do Vimeiro
(www.inag.pt, 2010)

No entanto, a rápida descida do nível da água após chuvadas mostra que a componente de *base-flow* não deve ser importante e o patamar atingido poderá estar relacionado mais com água oriunda de contribuições contínuas de origem

artificial (ex. descargas de ETAR) e com alguma contribuição subterrânea que possa estar a alimentar o rio durante os meses de Verão.

Para comparação com os resultados do modelo, os dados de nível da estação de A-dos-Cunhados (sem curva de vazão publicada) foram convertidos em caudal, utilizando a formulação do modelo hidrodinâmico Mohid River Network e utilizando a informação acerca da geometria da secção e do declive do troço de rio.

Foi validada a componente hidrodinâmica do sistema de modelos comparando o caudal simulado com o caudal obtido com base no nível na estação de A-dos-Cunhados (figuras 5.28 e 5.29), tendo-se constatado que, ao nível mensal, o modelo consegue representar com sucesso a tendência e os valores de caudal registados na estação obtendo-se, para toda a simulação, coeficientes de correlação de 0,81 e uma eficiência¹³ de 0,69.

Note-se que, em termos comparativos, os coeficientes de correlação obtidos são da mesma ordem de grandeza das obtidas por Fohrer (2001) (coeficientes de correlação de 0,71 e 0,92) em duas bacias na Alemanha (em Hesse) e por Reungsang (2005) (coeficiente de correlação de 0,73 no Iowa, EUA), para valores de escoamento mensal.

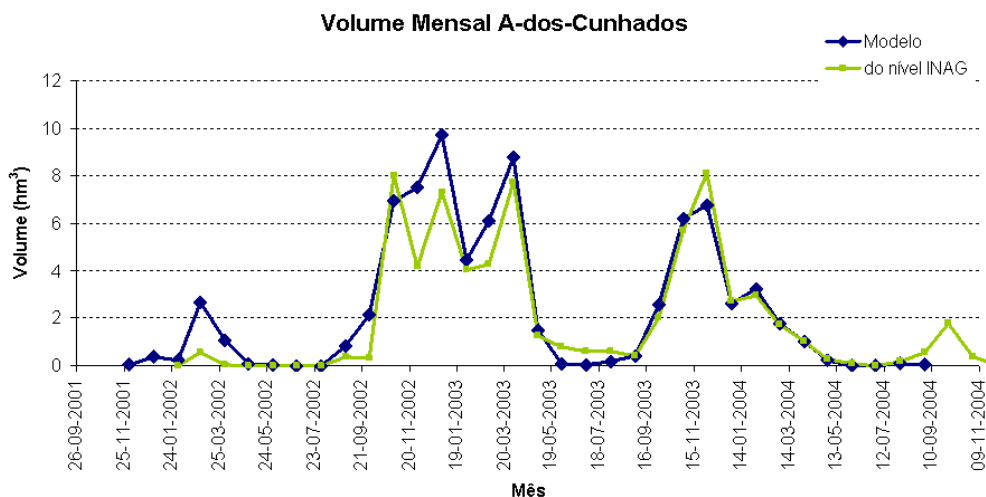


Figura 5.28 - Comparação de volume mensal (hm^3) simulado (azul) com o medido (verde) na estação de A-dos-Cunhados.

¹³ A eficiência tem em conta não só o andamento mas a diferença de valores entre as duas séries, com valor máximo de um.

Ao nível do caudal diário (Figura 5.29) o modelo consegue representar a ocorrência dos picos de caudal estimada a partir do nível medido/registado na estação.

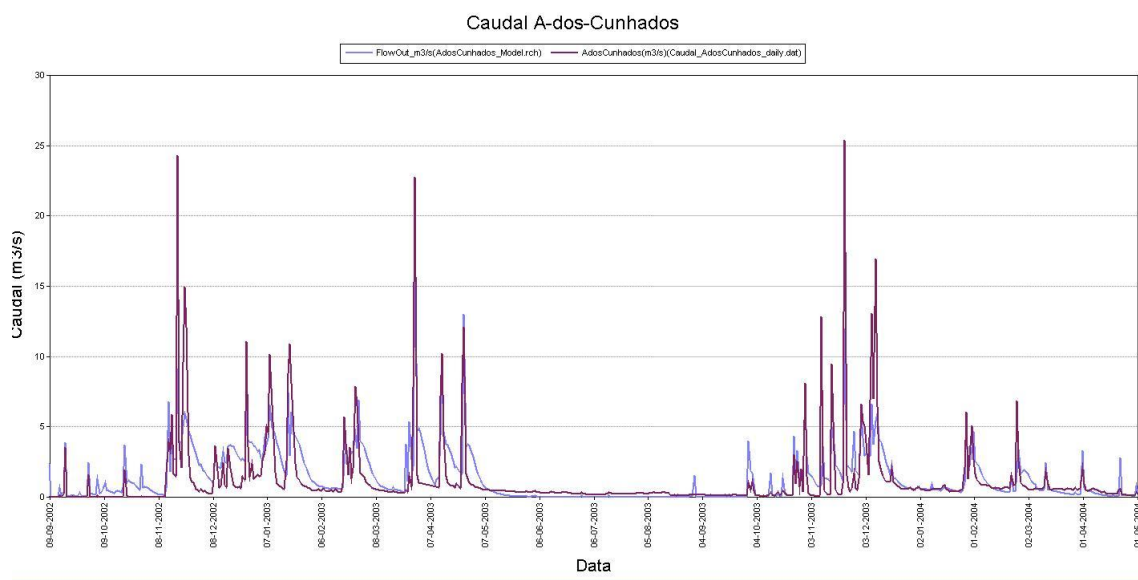


Figura 5.29 - Comparação de caudal diário (m^3/s) simulado (azul) com o inferido (vermelho) para a estação de A-dos-Cunhados.

Os resultados do modelo reflectem, porém, ao nível diário, uma tendência para, após os picos de caudal, ocorrer uma manifestação de “base-flow” superior ao dos dados reais registados (Fig.5.27). Relacionou-se esta ocorrência com o passo temporal do modelo SWAT que, sendo diário, distribui a precipitação (e consequentemente o caudal) que ocorreriam em poucas horas (regime torrencial) num dia inteiro.

Utilizando, para a bacia do Alcabrichel, o modelo MOHID Land (com passo temporal variável e adaptado ao regime de caudal), obtiveram-se comportamentos de “base-flow” semelhantes aos dados reais com decréscimo praticamente imediato de caudal logo após a chuvada. No entanto, o modelo MOHID Land ainda está em desenvolvimento na sua componente de qualidade da água (transporte e ciclo de nutrientes) pelo que não poderia ser utilizado neste trabalho. Verificou-se que, ao nível do caudal, os resultados com o modelo SWAT são já bastante satisfatórios pelo que se observa ao nível mensal, e que o modelo MOHID Land poderá ter

vantagens para aplicações ao nível da hidrodinâmica em bacias com regime torrencial (como é o caso do rio Alcabrichel).

5.3.9.3.1.2. Qualidade da água do rio Alcabrichel simulada através dos modelos

Os resultados obtidos para o rio são apresentados comparando os dados da qualidade da água na estação de A-dos-Cunhados (INAG) com os dados da qualidade da água resultantes da simulação¹⁴, atendendo aos seguintes cenários:

- Só com a componente difusa;
- Com a componente difusa e descarga de ETAR;
- Com a componente difusa, descarga de ETAR e descargas associadas às instalações agro-industriais.

De referir que para a descarga associada aos animais foram feitas duas simulações: (i) uma simulação com as concentrações obtidas pelas captações associadas ao número de cabeças de animais, como se toda a produção de águas residuais fosse parar ao rio sem qualquer tratamento e (ii) uma simulação com concentrações uma ordem de grandeza inferiores, assumindo a retenção desse diferencial, visto que muitas vezes a carga animal ficar retida nas ETAR agro-industriais.

Durante o período de simulação, a montante de A-dos-Cunhados apenas se encontrava a funcionar a ETAR de Vila Facaia (desde Agosto de 2002), tendo-se, porém, assumido dados de nutrientes registados em A-dos-Francos como se de Vila Facaia se tratassem (conforme descrito em 5.3.8).

Relativamente às descargas de origem agro-industrial, assumiram-se que as suas características se mantinham constantes durante todo o período.

¹⁴ A validação dos processos de ligação entre o modelo de bacia SWAT e modelo de rio MOHID River Network são descritos em Chambel-Leitão et. al. 2006. A validação dos processos no modelo Mohid River Network como a inclusão das descargas difusas e pontuais (efeito de diluição) e as transformações das propriedades ao longo do rio (modelo de qualidade) foram feitas quer no projecto europeu TempQSim quer em publicações como Trancoso et. al. 2009.

A simulação do modelo foi feita para um período de três anos (de 2001 a 2004) de modo a ter uma variação inter-anual e captar as principais tendências analisando um período graficável e analisável.

Na representação dos dados reais e simulados, optou-se pela utilização de gráficos com escala logarítmica no eixo das ordenadas (que materializa as concentrações) para assim se ter uma percepção mais clara do impacte de cada uma das fontes.

Para efeitos de modelação assumiram-se os dados de qualidade da água referentes aos nutrientes uma vez que, atendendo ao uso do solo da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel, são estes os melhores indicadores do comportamento da qualidade da água face às pressões a que está submetida. Os parâmetros, assim considerados, foram: azoto amoniacal, nitratos e ortofosfatos, por serem também aqueles parâmetros para os quais se conhecem séries de dados representativas no tempo.

5.3.9.3.1.2.1. Azoto amoniacal

Na Figura 5.30 apresentam-se os dados obtidos, que nos permitem retirar algumas conclusões importantes.

Julho de 2010

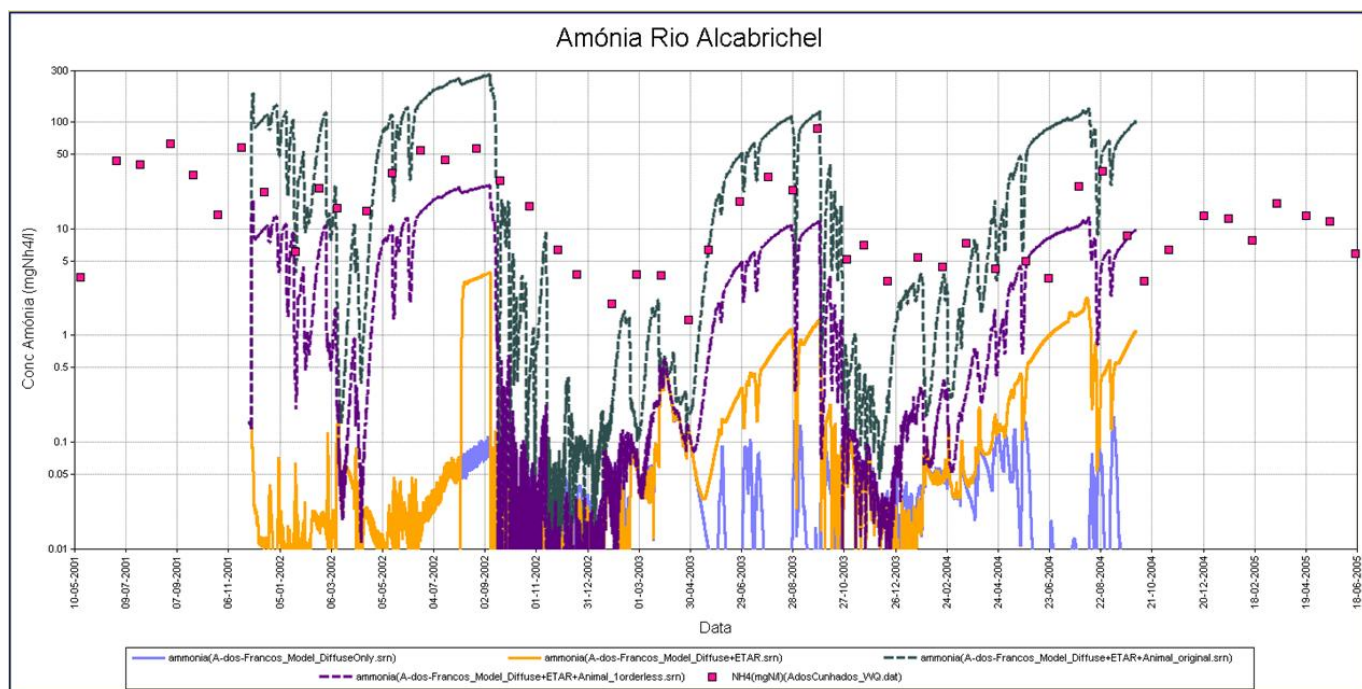


Figura 5.30 - Concentração de azoto amoniacal (mgNH_4/l) ao longo do tempo na estação de A-dos-Cunhados: (i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), (ii) simulação só com componente difusa (linha azul claro), (iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), (iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária sem tratamento (linha verde) e (v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa).

- Os dados reais apresentam uma elevada variação sazonal com valores de concentração, em geral, de 1 a 5 mg/l no Inverno e incrementos representativos no Verão, atingindo valores na ordem de 50 mg/l , que chegam mesmo a atingir valores na ordem dos 100 mg/l na época seca. A presença de elevadas concentrações de azoto amoniacal, normalmente, está associada a fontes pontuais próximas (sem tempo para existir oxidação até ao ponto de monitorização);
- As simulações com fontes pontuais (ETAR e descargas de agro-pecuária) praticamente só se destacam no período de Verão, quando o caudal natural do rio é reduzido (ou nulo) e o que flui é altamente dependente das fontes poluentes pontuais. Por outras palavras, denota-se que não há o efeito de diluição/autodepuração neste curso de água, no período mais quente;
- Só com o efeito combinado das fontes difusas e da descarga de ETAR não se consegue explicar as elevadas concentrações de azoto amoniacal registadas no rio

visto que a diferença chega a ser de duas ordens de grandeza. A ordem de grandeza dos dados só consegue ser representada adicionando a essas as descargas da indústria agropecuária local. Isto corrobora com o facto de existirem fontes de poluição pontuais próximas, como se verifica pelo número e pela distribuição de instalações de produção animal existente na bacia (figura 5.8 e quadro 5.1, em 5.3.3.2.)

5.3.9.3.1.2.2. Nitrato

Na figura 5.31 ilustra-se o comportamento do rio Alcabrichel face aos cenários simulados e dados reais de nitrato registados na estação do INAG (A-dos-Cunhados).

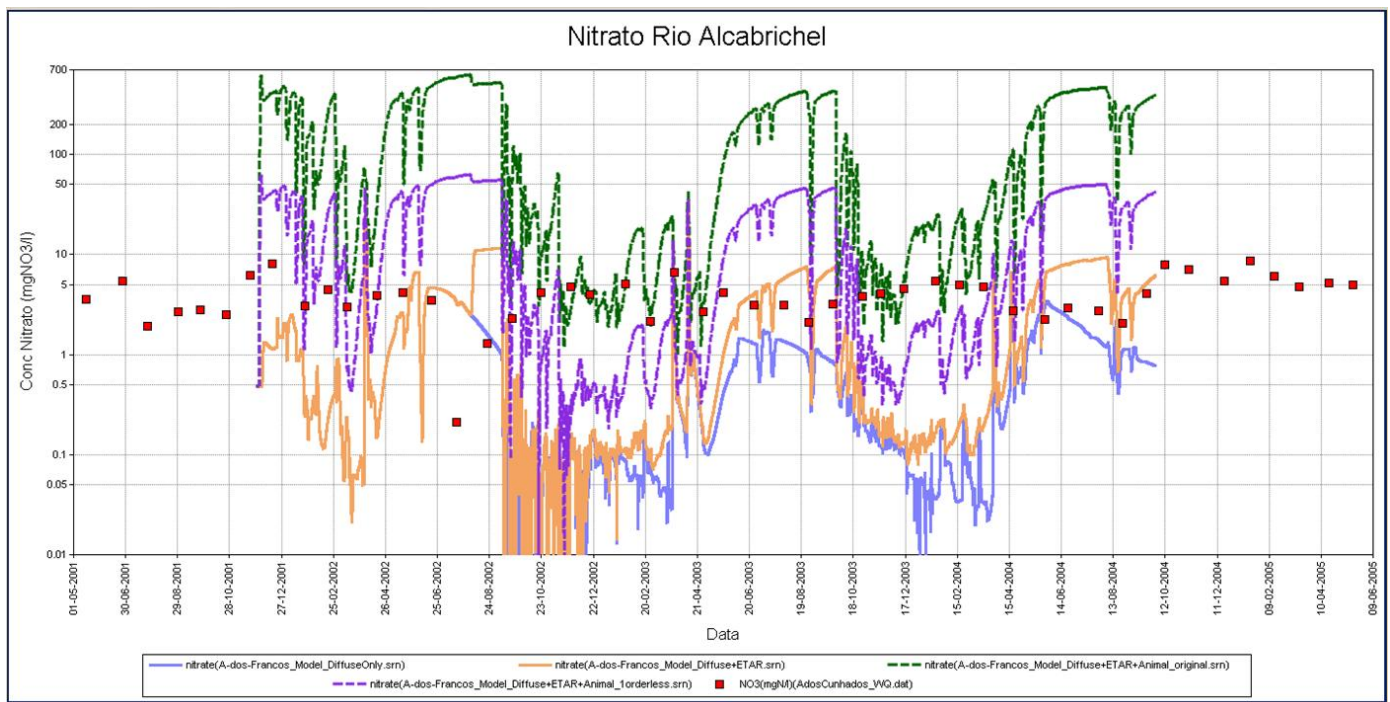


Figura 5.31- Nitrato (mgNO₃/l) na estação de A-dos-Cunhados: i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), ii) simulação só com a componente difusa (linha azul claro), iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária sem retenção (linha verde) e v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga de agropecuária com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa).

O gráfico apresentado permite extrair as seguintes conclusões:

- Os dados registados na estação do INAG não apresentam uma forte tendência sazonal mas, ao contrário do azoto amoniacal, tendem a ser um pouco mais elevados durante o Inverno que no Verão com valores de concentração em geral de 1 a 5 mg/l atingindo pontualmente valores até 10 mg/l. Nos meses de Inverno, as concentrações ligeiramente mais elevadas, estão associadas à maior lixiviação dos terrenos da bacia, reflectindo uma contribuição de origem difusa, ao contrário do que acontece com o azoto amoniacal, cuja origem é principalmente pontual. Pode-se ainda dizer que as concentrações de nitrato não apresentam valores anormalmente elevados;
- A simulação com as descargas de ETAR praticamente só se destaca do cenário em que apenas existe componente difusa no período de Verão, quando o caudal natural do rio é reduzido (ou nulo), sendo que nesta altura do ano a existência de água no leito é altamente dependente das fontes pontuais.
Por outras palavras comprova-se, também neste caso, que não há o efeito de diluição. Um efeito semelhante aparece nas simulações também com descargas associadas à agro-pecuária, embora nos meses de Inverno já exista alguma diferença para o cenário em que só se considera a componente difusa;
- Só com o efeito combinado das fontes difusas, da descarga de ETAR e da descarga das instalações agro-pecuárias se consegue representar as ordens de grandeza das concentrações reais de nitrato no Inverno. No entanto, no Verão a simulação com todas as descargas sobrestima a concentração real registada no rio.

Não se encontra justificação para a diferença nas concentrações em nitrato resultantes do modelo e os dados reais registados no Verão, parecendo crer que existe uma outra fonte de nitrato que não apenas a que se previu no modelo (lixiviação dos terrenos agrícolas).

A evolução das concentrações de ortofosfato na estação do INAG de A-dos-Cunhados e os resultados do modelo para a mesma estação, encontra-se ilustrada na figura 5.32 que se apresenta de seguida.

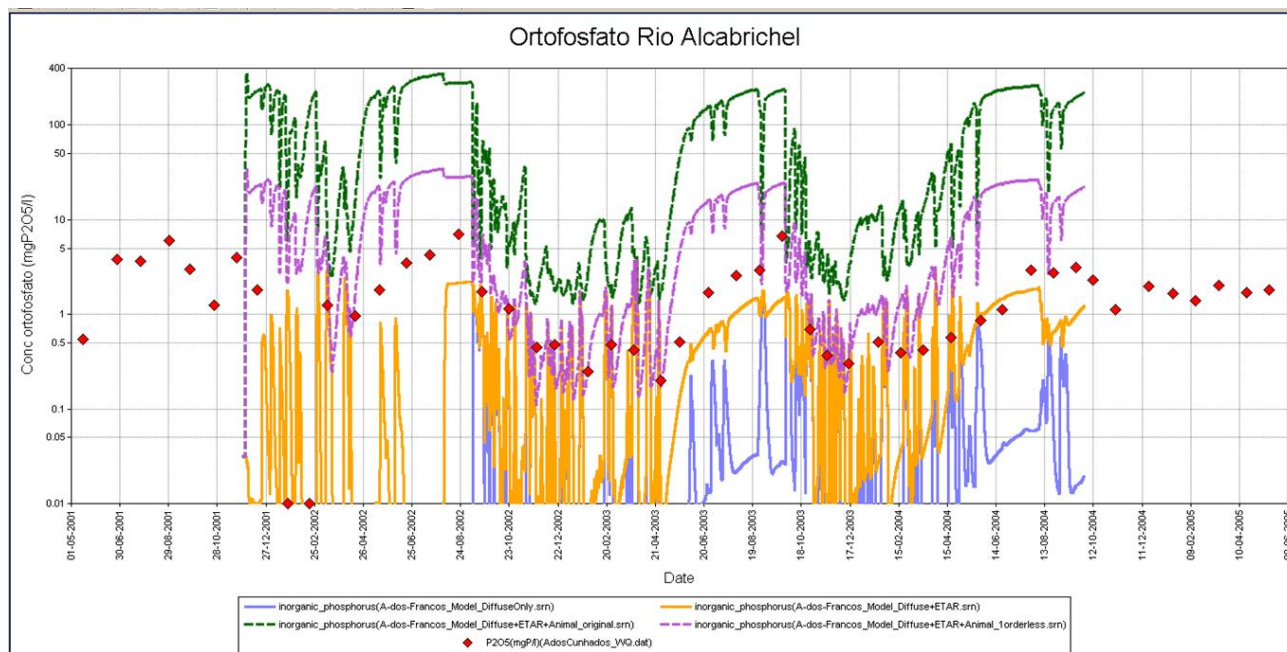


Figura 5.32 – Ortofosfato (mgP₂O₅/l) na estação de A-dos-Cunhados: i) concentração medida pelo INAG (pontos vermelhos), ii) simulação só com componente difusa (linha azul claro), iii) simulação com componente difusa + descarga das ETAR (linha laranja), iv) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga agro-industrial sem retenção (linha verde) e v) simulação com componente difusa + descarga ETAR + descarga agro-industrial com concentração uma ordem de grandeza inferior (linha roxa)

5.3.9.3.1.2.3. Ortofosfatos

- Os dados reais apresentam uma marcada tendência sazonal com concentrações no Inverno que se centram num intervalo de 0,5 a 1 mg P/l, atingindo concentrações muito elevadas durante o Verão atingindo valores de 5 a 10 mg P/l.

Os ortofosfatos podem ter origem tanto em fontes difusas (surgindo devido ao arrastamento por erosão) como em fontes pontuais, sendo que as concentrações elevadas nos meses de Verão, estarão associadas à menor

diluição (por existir menos caudal no rio) das contribuições das fontes pontuais;

- A simulação com descargas de ETAR praticamente só se destaca no período de Verão quando o caudal natural do rio é reduzido (ou nulo) e muito dependente do volume de água associado às fontes pontuais.

Por outras palavras, e mais uma vez, se observa que não há o efeito de diluição neste rio.

Um efeito semelhante aparece nas simulações também com descargas associadas à agro-pecuária, embora nos meses de Inverno já exista alguma diferença para a simulação só com componente difusa.

- Com o efeito combinado e cumulativo das fontes difusas, da descarga de ETAR e da descarga agro-industrial tratada, consegue-se representar a ordem de grandeza e tendências das concentrações de ortofosfatos que ocorrem na realidade, demonstrando que, de facto, estas fontes são a origem do problema da contaminação da água no rio Alcabrichel.

Em resumo, como resultado global das simulações efectuadas com recurso aos modelos utilizados e a dados reais, constata-se que o peso das descargas pontuais das ETAR no rio Alcabrichel, a montante de A-dos-Cunhados (ponto modelado), só se conseguem identificar nos meses de Verão, quando o efeito da diluição natural é menor. As simulações com recurso a modelação demonstram também que as descargas das ETAR associadas à carga de origem difusa, por si só, não conseguiriam representar as elevadas concentrações de azoto amoniacal observadas no rio (diferença de duas ordens de grandeza), grandeza essa que só é atingida incluindo as descargas associadas às descargas de origem agro-industrial, sendo esta a origem poluente mais significativa da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

5.3.9.3.2. A escolha dos cenários “com ETAR” e “sem ETAR” em simulações futuras

Não tendo sido possível, no âmbito do presente trabalho, realizar uma simulação que compreendesse um cenário “com ETAR” e outro cenário “sem ETAR”, aborda-se o propósito e as vantagens de o fazer num momento posterior, em trabalhos que possam vir a dar seguimento ao que agora se apresenta.

Para determinar a pressão da descarga das ETAR no rio Alcabrichel, optou-se por confrontar o cenário actual em que as ETAR se encontram a descarregar para o rio (cenário “com ETAR”), com um cenário em que se simula o que ocorreria se as ETAR não existissem na bacia (cenário “sem ETAR”). Pela diferença entre os cenários obtém-se o impacte das ETAR.

Não havendo descarga de ETAR, os efluentes urbanos passam a estar representados ao longo do rio de forma difusa, apresentando concentrações mais elevadas de sólidos, microrganismos e de nutrientes. Por outro lado, os caudais são pontualmente mais reduzidos quando comparados com a descarga de uma ETAR, uma vez que são descentralizados.

A simulação do cenário sem ETAR representa uma avaliação da capacidade de auto-depuração do rio. Se a auto-depuração do rio for elevada os efeitos das descargas urbanas difusas tenderão a ser mais localizados, tendo a vantagem de manter o curso de água com caudal e assim sustentar as comunidades bióticas que dependem do rio.

Se, por outro lado, a auto-depuração do rio for reduzida, o efeito das descargas urbanas poderá propagar-se para jusante até ocorrer diluição e o suficiente decaimento microbiológico. Neste caso, o papel das ETAR revela-se fundamental podendo constituir a resposta ao problema da qualidade da água do rio. Nesta situação poderá ser ecologicamente mais importante prescindir de condições de escoamento a montante da ETAR em prol do benefício da qualidade da água, que assim se manifestará a jusante da ETAR.

No caso da existência de ETAR, as descargas urbanas concentram-se nos pontos de descarga das ETAR com caudais mais elevados mas com concentrações de

sólidos, microrganismos e nutrientes mais reduzidas na sua globalidade que aquelas que se manifestam nas descargas de efluentes de forma difusa.

A simulação do cenário “com ETAR” permitirá assim verificar o efeito das ETAR sobre o rio. A existência de ETAR nas bacias possibilita o encaminhamento dos efluentes urbanos para o seu ponto de descarga, tratando-os e retirando, da zona de montante, descargas urbanas difusas com concentrações de matéria orgânica elevadas. Esta situação tenderá a trazer um benefício tanto maior sobre a zona de montante à ETAR quanto menor for a capacidade de auto-depuração do rio.

A jusante da descarga da ETAR as concentrações são mais reduzidas do que se ocorresse descargas de forma difusa, mas o caudal é maior, o que faz com que a pressão sobre o rio possa ser importante, uma vez que coloca mais material num troço pontual. Esta situação pode ser particularmente problemática se o rio onde é feita a descarga apresentar um caudal reduzido, uma vez que a diluição é pequena e para além da quantidade poderá ocorrer o problema da concentração elevada (ainda que reduzida pela própria ETAR).

O local de descarga da ETAR é, assim, um aspecto importante a considerar neste estudo uma vez que a concentração das descargas num único ponto produz um incremento de carga sobre os troços de jusante cujo efeito bacteriológico e sobre o estado trófico deve ser estudado.

5.3.10. Objectivos de qualidade e escoamento para o rio Alcabrichel

À luz do Diploma que complementa a Lei da Água, Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, os elementos de qualidade entendidos como necessários para a classificação (e logo, avaliação) do estado ecológico dos rios são os elementos biológicos, hidromorfológicos e os elementos físico-químicos.

No âmbito do presente trabalho, não se deu especial atenção a uma das vertentes mais consideradas e importantes para avaliação do estado ecológico e que é a componente biológica. Esta abordagem necessitaria de um momento dedicado à biomonitorização, com custos e tempo de afectação que não seriam comportáveis.

Assim, direccionaram-se os objectivos deste trabalho para uma das componentes da “qualidade hidromorfológica” que é o “regime hidrológico”, e para um dos vectores da “qualidade físico-química” que são as “condições gerais”, nos termos do Quadro n.º 1.2.1. do Anexo V_Estado das águas, do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março.

Assim, e atendendo ao facto de não estarem ainda definidos os objectivos de qualidade para o rio Alcabrichel (sendo que o PGBH apenas será publicado em Janeiro de 2011), apresenta-se de seguida uma proposta, que teve apenas por base os elementos disponíveis neste trabalho e os parâmetros que se prevêem vir a adoptar para caracterização físico-química das massas de água.

Para o rio Alcabrichel, as características da água na sua origem indicam concentrações muito ligeiras para os nutrientes, pelo que as condições de “Excelente estado ecológico” não deveriam estar muito longe dos seguintes valores:

azoto amoniacal: $< 0,1 \text{ mg NH}_4/\text{l}$;

nitratos: $\leq 7 \text{ mg NO}_3/\text{l}$;

ortofosfatos: $\leq 0,3 \text{ mg PO}_4/\text{l}$.

Para os outros elementos qualitativos previstos no Diploma complementar à Lei da Água, propõe-se que se considere um delta que reflecta um intervalo de aceitação para o estado “Excelente”, como sejam:

CBO₅: $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (com Δ de $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$); pH $\pm 7,9$ (com Δ de $0,2$);

alcalinidade: $\pm 340 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ (com Δ $20 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$);

oxigénio dissolvido: 99% Saturação de O₂ (.com Δ de 2%).

Desta forma, com base na melhor qualidade determinada na simulação (5.3.9), e considerando a manutenção das actividades existentes na bacia, propor-se-ia para o “bom estado” do rio Alcabrichel, os seguintes objectivos:

azoto amoniacal: $1 \text{ mg NH}_4/\text{l}$;

nitratos: $6 \text{ mg NO}_3/\text{l}$;

ortofosfatos: 0,6 mg PO₄/l.

Para os restantes parâmetros, não tendo sido realizadas simulações, propor-se-ia aumentar o valor do delta (relativamente aquele que foi considerado para o estado ecológico “excelente”, resultando nos seguintes intervalos:

1 mg O₂/l < CBO₅: < 5 mg O₂/l (com Δ de 1 mg O₂/l para o intervalo à esquerda e um Δ de 3 mg O₂/l para o intervalo à direita, sobre os 2 mg O₂/l);

7,4 < pH < 8,4 (com Δ de 0,5 sobre um pH ± 7,9);

310 mg CaCO₃/l < alcalinidade < 370 mg CaCO₃/l (com Δ 30 mg CaCO₃/l sobre 340 mg CaCO₃/l);

95% Saturação de O₂ < oxigénio dissolvido < 103% Saturação de O₂ (com Δ de 4% sobre 99% Saturação de O₂).

Em termos de regime de escoamento propõe-se que sejam asseguradas condições para a manutenção do caudal ecológico no rio Alcabrichell. Assim, considerando o método de Tennant, em que um “bom” caudal ecológico corresponde a 20% do caudal médio mensal durante o semestre seco e 40% durante o semestre húmido, com um valor mínimo igual a 10 % do caudal médio mensal, resultará deste exercício, para o rio Alcabrichel (considerando que o caudal médio mensal é de 3,65 m³/s):

Qecológico semestre seco: 0,73 m³/s e,

Qecológico semestre húmido: 1,46 m³/s.

Note-se que as características qualitativas definidas e o caudal ecológico proposto não tiveram em conta as necessidades específicas do biota (variável não estudada) existente no rio Alcabrichel. Apesar desta lacuna apresenta-se, de seguida (em 5.3.11) uma abordagem sucinta com medidas de protecção a uma espécie de peixe em vias de extinção no rio Alcabrichel: a Boga do Oeste. Demonstra-se, assim, como é importante abordar a definição de objectivos e metas de forma integrada,

atendendo às diversas componentes descritas na Lei da Água: elementos biológicos, hidromorfológicos e os elementos físico-químicos.

5.3.11. Planos gerais e proposta de plano específico de gestão das águas aplicado ao Rio Alcabrichel

O Decreto-Lei n.º 45/94, de 22 de Fevereiro, estabeleceu o modelo de planeamento integrado dos recursos hídricos, concretizado através dos planos de recursos hídricos, nomeadamente através dos planos de bacia hidrográfica (PBH).

Foi, assim, ao abrigo do referido diploma que foi elaborado o plano de bacia hidrográfica das Ribeiras do Oeste, aprovado, pelo Decreto Regulamentar n.º 26/2002, de 5 de Abril. Este Plano equipara-se, actualmente, para todos os efeitos legais, ao plano de gestão de bacia hidrográfica previsto na Lei da Água, enquanto este não for elaborado.

Entretanto, o PGBH das ribeiras do Oeste, sujeito a avaliação ambiental, nos termos do Decreto-Lei n.º 232/2007, de 15 de Junho, tem como data previsional, para conclusão da sua elaboração, Janeiro de 2011, de acordo com o Despacho n.º 18313/2009, (publicado no Diário da República, 2.ª série, n.º 152, de 7 de Agosto de 2009), cuja publicação ocorreu a 27 de Julho de 2009, e que determina que a elaboração do PGBH para as Ribeiras do Oeste, é de 18 meses contados a partir da data de publicação do mesmo.

O rio Alcabrichel encontra-se na categoria “Rios” sendo um dos 92 “Rios do Litoral Centro” (tipo) integrando-se na “Região Hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste”, referenciada por RH4 (anteriormente RH5), e embora pertença à área geográfica que se encontra sob jurisdição da ARH Centro, por via de um protocolo estabelecidos entre a Administração de Região Hidrográfica do Centro e a ARH do Tejo, foi atribuída, a esta última, todas as competências de gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas das ribeiras do Oeste (nos termos da delegação de competências resultante do Despacho n.º 4593/2009, publicado no Diário da República, 2.ª série, n.º 26, de 6 de Fevereiro).

Pode-se assim assumir que a ARH do Tejo, I. P., é a entidade competente para a elaboração do plano no que respeita à área territorial abrangida pelas bacia hidrográfica das Ribeiras do Oeste (também designada por “bacias hidrográficas entre o limite sul da bacia hidrográfica do rio Lis e o cabo Raso”).

Na data de publicação deste trabalho, a ARH do Tejo encontra-se a elaborar o PGBH das Ribeiras do Oeste, pelo que se espera que os resultados deste trabalho venham a contribuir, para esse mesmo documento.

Concretizando, e atendendo às preocupações relatadas em capítulos anteriores e considerando ainda os apoios previstos no Programa Operacional Regional (2007-2013) parece ser exequível a elaboração e implementação de um Plano específico de gestão das águas para o rio Alcabrichel, sendo também aplicável, no âmbito do previsto na Lei da Água, um Plano complementar aos Planos de Bacia Hidrográfica, o qual reflectirá uma metodologia de gestão mais pormenorizada ao nível da sub-bacia, para resolução de um problema específico que, neste caso, se centra na recuperação ambiental do curso de água, com implementação de medidas ao nível da garantia dos caudais ecológicos e com a definição de objectivos de qualidade da água, com especial atenção à actual situação de pré-extinção de uma espécie endémica do rio Alcabrichel (e Sizandro): a boga do Oeste (*Achondrostoma occidentale*).

A mesma Lei aborda ainda que os Planos específicos de gestão das águas podem incluir medidas de protecção e valorização dos recursos hídricos para certas zonas. Para o rio Alcabrichel propor-se-ia a integração de medidas de conservação e de reabilitação da rede hidrográfica (artigo 33.º) e, se eventualmente aplicável, de reabilitação da zona costeira (artigo 34.º) no troço terminal do rio.

No caso em concreto interessará, não só a salvaguarda da espécie e do seu próprio *habitat*, mas também a promoção célere do bom estado químico e ecológico do curso de água, com a definição simultânea de medidas concretas que permitam a manutenção de caudais no curso de água ao longo de todo o ano, e a criação de bosques ribeirinhos com recuperação de troços prioritários, que no caso em estudo se estima ser o troço localizado entre a vila do Ramalhal e Vila Facaia.

Estas medidas, se propostas em tempo útil, poderão beneficiar de fundos comunitários (FEDER), disponíveis ao abrigo do Programa Operacional Regional.

No que respeita à reabilitação da zona costeira, no troço final do rio Alcabrichel, mais propriamente na foz do rio, localizada na praia de Porto Novo, importa salvaguardar a qualidade da água, garantindo a despoluição do troço final e a renaturalização e valorização ambiental e paisagística, com a promoção de condições adequadas em termos sanitários, na zona balnear.

5.3.11.1. Criação de bosques ribeirinhos para recuperação de troços prioritários de linhas de água

A implementação de medidas de emergência com a criação de zonas alagadiças marginais, importantes para o desenvolvimento dos alevins, e criação de bosques ribeirinhos em detrimento de leitos de margens escarpadas e nuas, são algumas das medidas que podem ser implementadas para protecção da Boga do Oeste.

A gestão da água no período de estiagem é também uma medida prioritária, uma vez que o reduzido caudal característico deste rio praticamente se anula pela extracção de água para rega que, pontualmente, vai ocorrendo ao longo do troço principal. Esta utilização faz com que os pegos sequem e, logo, o local onde os peixes permanecem no Verão, desapareça. Estas medidas devem ser encaradas como prioritárias na medida em que o caudal de estiagem terá tendência a ser cada vez mais representativo tanto mais que, devido ao efeito estufa, as previsões de ocorrência de secas mais duradouras em tempo e intensidade prejudicará a preservação desta e de outras espécies que, por ora, ainda não se encontram em risco.

Partindo de um cenário em que já existe reprodução desta espécie em cativeiro, e que a mesma implica sempre a restauração de habitats para a devolução dos espécimes reproduzidos em cativeiro ao meio natural, revela-se necessário dinamizar um programa de restauração ecológica do rio Alcabrichel, cuja memória técnica do projecto deverá ser submetida à Administração da Região Hidrográfica do Tejo (ARH), com vista à definição de um Plano especial e de formalização de medidas de conservação e reabilitação, integrando:

- Acções preparatórias, com o correspondente diagnóstico, selecção dos troços a intervir, definição dos objectivos e metas, acordos com os proprietários, etc.;
- Sensibilização das comunidades e dos agentes económicos locais para a necessidade de restaurar o rio Alcabrichel;
- Monitorização de parâmetros referentes aos objectivos definidos para o curso de água e de outros associados às condições de sobrevivência desta espécie de peixe;
- Integração de um cardume piloto;
- Avaliação dos resultados e, se necessário, revisão do plano especial e dos objectivos inicialmente estabelecidos.

Para o efeito, a consulta de entidades envolvidas nesta problemática parece ser muito adequado, sendo que da parte de associações ambientalistas (ex. Quercus) e de instituições de ensino e de investigação (ex. Instituto Superior de Psicologia Aplicada e a Faculdade de Medicina Veterinária da U. T. Lisboa) há já muito trabalho executado e até previsto. Em documentação cedida por estas entidades conheceram-se já algumas iniciativas que se preconizam para este curso de água, em prol da Boga do Oeste.

Propostas já conhecidas versam sobre uma intervenção que deveria ocorrer em cerca de 700 metros lineares no rio Alcabrichel, iniciando-se com o corte das canas e secagem das mesmas para posterior reutilização. Remoção dos rizomas das canas e estabilização dos taludes, utilizando meios mecânicos, manuais e, se necessário, químicos (com recurso a herbicidas). Diversificação do leito e construção de fundões que conservem água no Verão e de pequenos açudes galgáveis.

Colocação de esteiras de cana para consolidação das margens; possível instalação de deflectores e refúgios; Instalação de vegetação autóctone, como salgueiros, freixos, amieiros e choupos,.

O recurso a flora autóctone promoveria, ainda, a retenção de nutrientes que, na prática, é o principal problema que afecta a qualidade da água no rio Alcabrichel, como se demonstra em 5.3.7. e em 5.3.9.

6. CERTIFICAÇÃO AMBIENTAL DE CURSOS DE ÁGUA

A preocupação crescente com o desempenho ambiental, através da implementação de políticas ambientais e de medidas de controlo dos impactes ambientais, tem vindo a constituir um crescente propósito das empresas e das entidades oficiais.

Para demonstrar que estão a ser cumpridos os requisitos mais exigentes ao nível da legislação, do desenvolvimento de estratégias, da definição de objectivos, metas e acções, e que se respondem às necessidades e expectativas das partes interessadas, é necessário que, de forma independente, seja avaliada essa conformidade com base nos compromissos assumidos e nos critérios normativos e legais.

A metodologia a adoptar para implementar sistemas de gestão ambiental pode ser diversa, mas a mais comum tem por base as normas ISO 14001, que proporcionam orientações quanto aos aspectos a salvaguardar para a devida gestão ambiental das actividades desenvolvidas, conduzindo à certificação.

Considerando, pois, a política ambiental, o propósito da Lei da Água, os objectivos e metas dos futuros Planos de Gestão dos Recursos Hídricos e atendendo ao compromisso geral com a comunidade, poderia ser criado um mecanismo estruturado nos pilares da Administração Central, que permitisse garantir a certificação das linhas de água sempre que se conseguisse comprovar que a massa de água foi recuperada nos termos em que se encontra previsto, à semelhança do que se passa com a “Bandeira Azul para a Europa”.

O sucesso de um sistema de gestão ambiental depende fortemente do compromisso de todos os envolvidos, em diversos níveis e funções. Pelo que, caso se pretendesse evoluir para um sistema de certificação das linhas de água, as Administrações de Recursos Hídricos teriam um papel fundamental, uma vez que executam os planos específicos de gestão das águas e asseguram as actividades de fiscalização. Também com um papel muito importante, teríamos as Autarquias, na medida em que têm a seu cargo a gestão territorial (designadamente ao nível do uso do solo e licenciamento de actividades industriais). Por último, as empresas e

indústrias seriam também intervenientes relevantes, uma vez que têm que zelar pela qualidade da água que descarregam nas linhas de água.

Para demonstrar credibilidade, é necessário avaliar a conformidade, realizando auditorias com recurso a entidades independentes que, no caso, poderia ser outro organismo do Ministério do Ambiente, que não aqueles que se encontram já envolvidos.

Fazendo um paralelismo entre a norma de Gestão Ambiental (NP EN ISO 14001:2004) e a Lei da Água, no que se refere concretamente aos Planos específicos de gestão das água, denota-se que ambos os documentos consagram vários requisitos em comum, como sejam:

- Responsabilidade e Autoridade: requisito 4.1.1. da NP EN ISO 14001:2004, materializado no capítulo I, artigo 4.º, alínea I), que indica que a Autoridade Nacional da Água é o órgão da Administração Pública responsável pela aplicação da presente lei e pelo cumprimento da Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, em todo o território nacional. No capítulo II, dedicado ao enquadramento institucional, são definidas as instituições com competências em matéria de aplicação da presente Lei¹⁵, sendo de referir que, conforme artigo 8.º, a competência para assegurar o cumprimento dos objectivos bem como da execução dos programas de medidas está sob responsabilidade da Autoridade Nacional da Água.
- Objectivos, metas e programas: requisito 4.3.3. da NP EN ISO 14001:2004, previsto a alínea e) do ponto 6 do artigo 9º. especifica que compete às ARH definirem e aplicarem os programas de medidas (acções a desencadear) que constam dos planos de gestão das bacias hidrográficas, elaborados pela

¹⁵ As instituições públicas a quem compete exercer as competências em matéria da Lei da água, são: “a) A nível nacional, o Instituto da Água (INAG), que, como autoridade nacional da água, representa o Estado como garante da política nacional das águas; b) A nível de região hidrográfica, as administrações das regiões hidrográficas (ARH), que prosseguem atribuições de gestão das águas, incluindo o respectivo planeamento, licenciamento e fiscalização.”

A mesma lei define ainda no artigo 7.º, ponto 2, que a representação dos sectores de actividade e dos utilizadores dos recursos hídricos é assegurada através dos seguintes órgãos consultivos:

a) O Conselho Nacional da Água (CNA), enquanto órgão consultivo do Governo em matéria de recursos hídricos;

b) Os conselhos da região hidrográfica (CRH), enquanto órgãos consultivos das administrações da região hidrográfica para as respectivas bacias hidrográficas nela integradas.

A articulação dos instrumentos de ordenamento do território com as regras e princípios decorrentes da presente lei e dos planos de águas nelas previstos e a integração da política da água nas políticas transversais de ambiente são asseguradas em especial pelas comissões de coordenação e desenvolvimento regional (CCDR).”

mesma entidade. Os objectivos ambientais, previstos no artigo 45.º, terão que ser atingidos até 2015, e têm como meta demonstrar que os cursos de água atingiram o bom estado ecológico e químico e o bom potencial ecológico (sendo que o conceito de “bom” será mensurado em normativo próprio, cf. artigo 4º , alíneas p) e t)).

- Comunicação: requisito 4.4.3. da NP EN ISO 14001:2004, materializado no artigo 8.º, ponto 2, alínea u) a lei da água indica que a Autoridade Nacional da Água deve promover a divulgação junto das entidades públicas de toda a informação necessária ao cumprimento das regras e especificações impostas nesta lei. O artigo 31.º, ponto 6, onde se indica que os Planos específicos devem ser publicados no Diário da República e disponibilizados no sítio electrónico da Autoridade Nacional da Água. Este requisito faz juz a uma das disposições consagradas na própria lei da água e que no seu CAPÍTULO VIII se dedica à “Informação e participação do público”.

- Documentação: requisito 4.4.4. alínea e) da NP EN ISO 14001:2004. São diversos os documentos já criados tendo já sido publicados diversos Manuais com instruções operacionais para a avaliação/monitorização ambiental. Todos estes manuais se encontram disponíveis no Sítio do INAG, em <http://dqa.inag.pt/dqa2002>.

- Controlo de documentos e Registos: requisito 4.4.5. e 4.5.4 da NP EN ISO 14001:2004, materializado no artigo 8.º, ponto 2, em que a lei da água indica que a Autoridade Nacional da Água deve manter actualizado um sistema nacional de informação sobre títulos de utilização de recursos hídricos bem como o inventario e registo do domínio público hídrico, registos de zonas protegidas (também previsto no artigo 48.º), entre outros registos. Indica ainda, no artigo 8.º, que a Autoridade Nacional da Água coordena tecnicamente os procedimentos e as metodologias a observar.

- Monitorização ambiental e controlo operacional: requisito 4.5.1.e 4.4.6. da NP EN ISO 14001:2004, desenvolvida ao abrigo da alínea l) do artigo 9º que especifica que as ARH devem estabelecer a rede de monitorização da qualidade da água e elaborar e aplicar o respectivo programa de monitorização de acordo com os procedimentos e a metodologia definida pela

Autoridade Nacional da Água, que, sg. artigo 8.º deve garantir e coordenar a monitorização a nível nacional.

- Avaliação da eficácia, requisito 4.5.3. alínea e) da NP EN ISO 14001:2004, consubstanciada no artigo 31.º, ponto 5, é especificado que o próprio plano específico deve ainda integrar indicação quanto ao prazo da sua avaliação;
- Revisão pela Gestão: requisito 4.6. da NP EN ISO 14001:2004, previsto no Artigo 31º, nos pontos 4 e 5, que indicam que a revisão dos Planos específicos deve de ser concretizada sempre que são aprovados ou revistos os Planos Nacional da Água e de Bacia Hidrográfica, por forma a seguirem a mesma linha orientadora. O próprio plano específico deve ainda integrar indicação quanto ao prazo da sua actualização. Relativamente aos diversos documentos produzidos no âmbito da Lei da água, há ainda directrizes especificadas, por exemplo, no artigo 8.º mediante as quais é demonstrada exigência para revisão dos planos e das metodologias instituídas.

Todos os restantes requisitos na norma NP EN ISO 14001:2004 encontram-se espelhados nos diversos artigos da legislação aplicável, sendo que alguns deles decorrem da própria implementação da norma e de legislação específica.

Havendo uma convergência tão sustentada entre os requisitos da norma de gestão ambiental e a Lei da Água, não parece ser tarefa difícil enveredar pela certificação, a qual se poderia, por exemplo, materializar através da atribuição de um galardão de mérito ambiental às entidades que agiram em prol da sua recuperação/protecção e ao próprio curso de água.

6.1. Galardão de reconhecimento da qualidade de um curso de água

À semelhança do que aconteceu com a Bandeira Azul para a Europa, no que respeita ao reconhecimento da qualidade da zona balnear para usos recreativos e de lazer, o esforço de despoluição proporcionado por diversos agentes em prol dos

objectivos e metas definidas para um determinado curso de água, seria algo que se poderia promover.

A bandeira azul é um bom exemplo de reconhecimento do trabalho desenvolvido por diferentes agentes em matéria de preservação ambiental, tendo a mesma surgido após a aprovação da Directiva 76/160/CEE que impôs aos Estados-Membros da então Comunidade Económica Europeia a adopção de medidas de controlo de qualidade das águas destinadas a uso balnear.

A bandeira azul não é mais que um galardão que promove a excelência e alimenta a motivação e a participação pública no caminho para o desenvolvimento sustentável e que tem constituído uma boa orientação para a preparação e implementação de legislação, a nível europeu e nacional, para uma adequada gestão sustentável das zonas balneares.

Mais recentemente, a Directiva de Águas Balneares foi revista (dando origem à Directiva 2006/7/CE), mas o seu propósito mais abrangente manteve-se: As medidas de controlo visam a protecção da saúde pública e a preservação da qualidade do ambiente. Ora, em matéria da Directiva Quadro da Água não existe orientação em contrário, pelo que seria de extrema utilidade propor a atribuição de um galardão com este simbolismo para as linhas de água que mostrassem ter evoluído positivamente ao longo do tempo, contrariando a tendência que decorre do incremento de actividades económicas ao longo do traçado dos diferentes cursos de água.

Denote-se, porém, que a adopção e atribuição de um marco de mérito, como foi o caso da Bandeira Azul, em função das orientações exaradas na então Directiva das águas balneares não foi, à época, fácil nem muito bem sucedida no seu início, pois implicava à partida algo que não se impõe por decreto – uma mudança de mentalidade e de atitude. É, por isso, natural que o mesmo se passe com o agora proposto galardão para as linhas de água, pois proporcionará o levantamento de questões associadas a políticas e práticas de gestão ambiental e territorial que, naturalmente, ficarão mais expostas à opinião pública. Terá, porém, o lado positivo da revisão ou da alteração dessas políticas e práticas, estabelecendo-se ao nível local oportunidades ou prioridades de mudança, que terão, necessariamente que conduzir aos objectivos consagrados na Lei da Água. O outro lado positivo pode

ainda ser previsto, atendendo também aos conhecimentos adquiridos ao longo do tempo a propósito da evolução qualitativa da atribuição da Bandeira Azul às praias em Portugal. De facto, em 23 anos passou-se de 30 (em 1987) para 240 praias (em 2010) com a atribuição do Galardão Bandeira Azul.

Isto é um sinal que o incremento da quantidade foi acompanhado com o aumento da qualidade, onde a Bandeira Azul tem tido um papel de relevo ao constituir uma forma de pressão, pela positiva, para a alteração de condições e de comportamentos que são requisitos essenciais para atingir o nível de qualidade subjacente a um galardão Bandeira Azul.

O Decreto-Lei n.º 172/2009, de 3 de Agosto, surge como resposta à gestão dos custos associados à implementação das medidas preconizadas na Lei da Água. Assim, respondendo à própria Directiva n.º 2000/60/CE, este diploma enquadra legalmente a criação de um Fundo de Protecção dos Recursos Hídricos (também designado por Fundo), em conformidade com o n.º 1 do artigo 19.º do Decreto -Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho. Este fundo¹⁶, que entrou em funcionamento em 1 de Janeiro de 2010, tem por missão contribuir para a utilização racional e para a protecção dos recursos hídricos, através da afectação de recursos financeiros a projectos e investimentos, entre os quais se destacam os Projectos conducentes (i) à minimização da carga poluente objecto de rejeição nos meios hídricos; (ii) à minimização do impacto ambiental da ocupação do domínio público hídrico do Estado; (iii) à melhoria dos ecossistemas hídricos; (iv) ao controlo de cheias e outras intervenções de sistematização fluvial; e ainda (v) a outros projectos que contribuam para a protecção e valorização dos recursos hídricos no âmbito das competências da Autoridade Nacional da Água e das Administrações das Regiões Hidrográficas.

¹⁶ O Fundo é constituído pelas seguintes receitas:

- a) A parcela do produto da taxa de recursos hídricos que lhe cabe nos termos do n.º 1 do artigo 18.º do Decreto -Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho;
- b) O produto das demais taxas, contribuições ou impostos que lhe sejam afectos, nos termos e limites definidos na Lei de Enquadramento Orçamental;
- c) As dotações que lhe sejam atribuídas pelo Orçamento do Estado;
- d) Os rendimentos provenientes da aplicação financeira dos seus capitais;
- e) Os rendimentos provenientes da alienação, oneração ou cedência temporária do seu património;
- f) O produto das heranças, legados, doações ou contribuições mecenáticas que lhe sejam destinadas;
- g) Quaisquer outras receitas que lhe venham a ser atribuídas ou consignadas por lei ou por negócio jurídico.

Sendo certo que nenhum dos projectos pode beneficiar de mais de 20 % das verbas anuais deste Fundo (excepto se devidamente autorizado por despacho do membro do Governo responsável pela área do ambiente), são susceptíveis de obter financiamento os projectos apresentados por entidades públicas ou privadas cuja execução se enquadre no âmbito da missão do Fundo, de acordo com o Artigo 10.º do Decreto-Lei n.º 172/2009, de 3 de Agosto.

Eis, pois, uma boa aposta para o Alcabrichel: O rio incubador de um sistema de gestão ambiental certificado e galardoado, com mérito!

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

No decorrer de 2010 decorrerá a revisão do Plano Nacional da Água, do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013 (PEAASAR), sendo ainda o ano que precede a publicação do Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste e logo, a definição dos objectivos e metas ao abrigo da Lei da Água. É, por isso, o momento oportuno para propor medidas de gestão integrada da água com a premissa de não estar a transferir o problema para outros componentes de suporte à vida, como o solo ou o ar.

Deverá ter-se como especial preocupação o encorajamento do uso correcto das lamas resultantes do tratamento de águas residuais, atendendo à protecção das plantas, solo e águas subterrâneas e à salvaguarda da saúde humana e dos outros seres vivos. As lamas devem, por isso, ter um tratamento adequado, caso a opção seja encaminhá-las para deposição em solo agrícola. Por outro lado, a sua valorização energética traduz-se também em benefícios económicos que devem ser equacionados no momento de projecto de uma ETAR.

Ao longo do presente trabalho alerta-se para o facto de uma ETAR urbana, poder ser considerada como um foco potencialmente poluente da atmosfera, uma vez que a partir da respiração dos seres vivos há emissão de gases com efeito estufa. Por isso, ao se estabelecer a necessidade de construir ou reabilitar uma ETAR (compromisso assumido para resposta às metas definidas no PEAASAR), deveria ser definido, desde logo, um compromisso para minimização desses impactes.

Esse compromisso poderia ser tão simples quanto plantar o número de árvores suficiente para consumir o equivalente ao CO₂ produzido na instalação, no processo de respiração aeróbia, muito representativo nas ETAR urbanas. Por outro lado, o metano libertado para a atmosfera e resultante da respiração anaeróbia, com um potencial de aquecimento global muito superior ao CO₂ – poderia ser minimizado com o recurso a energias alternativas que, embora com um investimento inicial, se

traduziria numa diminuição da energia consumida no tratamento das águas residuais.

Para além das preocupações de âmbito mais lato e de algumas reflexões apresentadas no decorrer deste trabalho a propósito da gestão integrada dos “outputs” de uma ETAR urbana, numa perspectiva ambientalmente adequada, efectuou-se uma breve análise da legislação em vigor, sobretudo da Lei da Água e diplomas conexos. Atendendo às directrizes exaradas foi possível fazer um exercício modesto, com incidência dessas mesmas orientações sobre um rio de carácter temporário: o rio Alcabrichel.

Assim, à luz do diploma que complementa a Lei da Água, Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, os elementos de qualidade entendidos como necessários para a classificação (e logo, avaliação) do estado ecológico dos rios são os elementos biológicos, hidromorfológicos e os elementos físico-químicos.

Pretende-se pois que, com base na avaliação que será efectuada e atendendo à situação de referência, se atinja, em 2015 (excepcionando-se casos justificáveis), o “Bom estado ecológico” das massas de água.

No âmbito do presente trabalho, não se deu especial atenção a uma das vertentes consideradas mais importantes para avaliação do estado ecológico e que é a componente biológica. Esta abordagem necessitaria de um momento dedicado à biomonitorização, com custos representativos e tempo de afectação que não seriam comportáveis. Assim, direccionaram-se os objectivos deste trabalho para uma das componentes da “qualidade hidromorfológica” que é o “regime hidrológico”, e para um dos vectores da “qualidade físico-química” que são as “condições gerais”, nos termos do Quadro n.º 1.2.1. do Anexo V_Estado das águas, do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março.

Na sequência do estudo efectuado, revelam-se algumas preocupações de âmbito geral, para os cursos de água com carácter temporário, propondo-se alguns objectivos e acções a desenvolver em prol das condições ambientais do rio Alcabrichel.

No caso dos rios de carácter temporário, o Bom estado ecológico em termos de regime hidrológico, não será de fácil abordagem, uma vez que a definição aponta para condições compatíveis com os valores de caudais e condições de escoamento

para os elementos da qualidade biológica (fitoplâncton, macrófitas e fitobentos, invertebrados bentónicos e fauna piscícola), sendo certo que pela natureza de um rio temporário estas condições serão difíceis de estabelecer.

De facto, face às suas características, os rios temporários devem ser tratados com alguma acuidade, pois não reflectem tendências nem padrões médios em termos ecológicos, já que a variação das componentes biológicas, físico-químicas e hidromorfológicas dependem muito das condições atmosféricas (mais até do que da época do ano – atendendo ao facto de as variações sazonais estarem a perder representatividade espaço temporal) e podem ter amplas variações sem que, com isso, representem a ocorrência de degradação do ecossistema. Este argumento deve ser atendido no quadro legal, no que respeita à definição de objectivos e metas enquadráveis na Lei da Água e traduzidas nos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas.

Um dos vectores que se considera essencial estabelecer é o caudal ecológico, como objectivo em termos de regime hidrológico, associado ao qual se devem estabelecer as medidas que conduzam à garantia desse caudal.

De facto, nos rios de carácter temporário, revela-se fundamental criar condições tais que, durante a estiagem, se mantenham as características compatíveis com a conservação dos ecossistemas, designadamente a manutenção dos pegos e/ou charcas naturais, ainda que não seja este o estado “Excelente” (nos termos preconizados na legislação em apreço).

A determinação do caudal ecológico para o rio Alcabrichel utilizando o método de Tennant, e considerando que o caudal médio mensal é de 3,65 m³/s, deveria ser garantido para o semestre seco um caudal de 0,73 m³/s e para o semestre húmido um caudal 1,46 m³/s.

Atendendo ainda à possibilidade de ocorrência de conexão e de recarga dos cursos de água com contributo proveniente de água subterrânea, a avaliação do caudal ecológico deverá ser precedida da compreensão das interações entre o rio e as águas subterrâneas e incorporar as variáveis associadas ao binómio precipitação-escoamento. Devem ainda ser considerados estudos ecológicos de pormenor, em diferentes escalas temporais e ainda as condições específicas de escoamento e de retenção, necessárias à subsistência do biota.

Depois desta primeira fase, importará reflectir sobre os parâmetros qualitativos, sendo que, em termos dos parâmetros físico-químicos gerais, se devem considerar as concentração em nutrientes, pH, balanço de oxigénio, capacidade de neutralização dos ácidos, temperatura e salinidade, atendendo ao disposto no Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2009, de 30 de Março.

Para perceber o comportamento da qualidade da água no rio Alcabrichel, utilizaram-se dados reais e simulações.

Os dados reais compreenderam dois cenários: um cenário representado por uma colheita pontual efectuada ao longo do rio, em pontos considerados representativos e, outro cenário em que se utilizaram dados respeitantes a um período de tempo de três anos. No primeiro caso, pretendia-se perceber o comportamento do rio em diversos locais e nas mesmas condições atmosféricas. No segundo caso, pretendia-se perceber se haveria influência sazonal na qualidade da água.

As conclusões resultantes do primeiro cenário foram as seguintes:

Dos resultados obtidos na campanha de amostragem pontual realizada em Maio de 2009 em cinco locais representativos do rio Alcabrichel, verifica-se que a estação #4 (representativa da confluência dos dois afluentes principais) é aquela que se encontra mais afectada pelas contribuições da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

No entanto, ao contrário do que seria expectável, não é perceptível a contribuição do afluente representado pela Estação #3, localizada no troço onde se instalaram a maior parte das infra-estruturas agropecuárias com maior capacidade de produção de animais (efectivos). Tal facto poderá ter sucedido por, no dia que precedeu a amostragem, ter ocorrido alguma pluviosidade e de, portanto, os contaminantes que se poderiam manifestar neste troço, provavelmente mais crítico, terem sido já arrastados para a Estação #4. Note-se que é considerado comum ocorrerem descargas de origem agro-industrial em momentos simultâneos à ocorrência de chuvas, podendo esta ser uma justificação para os resultados identificados nas Estações #3 e #4.

Da análise dos resultados obtidos nota-se ainda uma ligeira melhoria das condições físico-químicas na estação #5 (a mais próxima da foz do rio), o que parece traduzir uma capacidade de auto depuração do meio. A hipótese de ocorrência de diminuição das cargas por efeito de diluição, por influência da recarga da água

subterrânea oriunda do maciço carbonatado da Maceira, não se consegue comprovar, na medida em que a componente microbiológica aumenta nesta estação de colheita.

Da mesma forma, no que diz respeito às análises realizadas no decorrer do período de 2006 a 2008, pode-se concluir o seguinte:

Das análises realizadas ao longo do troço do rio Alcabrichel nos locais contíguos às ETAR urbanas, concluiu-se que os parâmetros que mais frequentemente conferem a classificação E (Extremamente Poluído, sg. metodologia INAG) são os nutrientes, designadamente o azoto e o fósforo, que ocorrem em concentrações significativas em praticamente todos os locais amostrados. A presença de elevadas concentrações de microrganismos patogénicos é também um factor de preocupação, sobretudo no que respeita a questões de saúde pública, caso ocorra contacto directo com a água do rio. Não existem indícios de contaminação da água com metais nem com pesticidas. A variação sazonal da qualidade da água no rio que se esperava vir a concluir com os resultados das análises efectuadas no período de 2006 a 2008 não teve sucesso, uma vez que não se conseguiu reproduzir séries de dados que sustentassem as características da água do rio antes da influência das descargas das ETAR e, quando tal se tenta fazer, não se consegue descrever um padrão ou uma tendência conclusiva.

Considerando-se importante conhecer a evolução da qualidade da água ao longo do tempo, confirmou-se, com recurso aos dados da estação de A-dos-Cunhados (INAG), que a classificação E do rio Alcabrichel se tem vindo a manter, desde 2000. Confirmou-se ainda que a origem da degradação qualitativa do curso de água se encontra nos nutrientes e, neste caso, conseguiu-se pois identificar as oscilações que vão ocorrendo ao longo do tempo em função das condições atmosféricas predominantes. Pode assim concluir que os picos de azoto amoniacal ocorrem nos meses de Verão e são valores elevados (chegando a superar os 60 mg NH₄/l), indiciando a presença de fontes de poluição orgânica pontuais próximas. Note-se que o valor de azoto amoniacal que confere a classe E é de 4 mg NH₄/l sendo certo que apenas se identificam valores inferiores nos primeiros meses de cada ano civil (geralmente entre Janeiro e Abril) altura em que ocorrem os períodos de pluviosidade mais intensa e que, portanto, o efeito de diluição é maior.

Os picos que ocorrem no Verão poderão estar relacionados com uma menor diluição, uma vez que o curso de água apresenta um caudal menor nesta época do ano. Por esta razão, as fontes pontuais vêm incrementado o seu papel na carga transportada pelo rio nos períodos de estiagem. Note-se ainda que, no Verão, o papel da temperatura é também importante, uma vez que com esta aumenta o metabolismo das bactérias heterotróficas e, por outro lado, há condições para uma maior libertação do amoníaco.

Para a série temporal de nitrato é possível verificar que a variação é menor, ocorrendo valores mais elevados no Inverno, o que indica uma predominância das fontes difusas como sendo a origem do nitrato. Note-se, porém, que pode também ocorrer o fenómeno de nitrificação que, no Verão é mais acentuado, uma vez que nesta altura do ano há maior concentração de azoto amoniacal e por o metabolismo ser mais acentuado (devido às elevadas temperaturas que se fazem sentir nesta época do ano).

Para além da análise dos dados reais, recorreu-se à modelação para simular cenários diferentes dos actualmente existentes. Recordemo-nos que o exercício de modelação está previsto na legislação vigente (no domínio da aplicação da Lei da Água) e reveste-se de uma prática muito vantajosa que permite prever, através da simulação, cenários que podem ajudar na tomada de decisões conducentes à resolução dos problemas, minimização dos impactes ou mesmo redefinição de estratégias de planeamento e de reorganização das actividades existentes.

Para o efeito, neste caso de estudo específico, foi avaliada a contribuição relativa das descargas das ETAR e de outras fontes potencialmente poluentes na qualidade da água do rio Alcabrichel, designadamente o contributo agro-industrial.

Em termos gerais conclui-se, como resultado global das simulações efectuadas com recurso aos modelos utilizados e a dados reais, que o peso das descargas pontuais das ETAR no rio Alcabrichel, a montante de A-dos-Cunhados (ponto modelado), só se conseguem identificar nos meses de Verão, quando o efeito da diluição natural é menor. As simulações com recurso a modelação demonstram também que as descargas das ETAR associadas à carga de origem difusa, por si só, não conseguiriam representar as elevadas concentrações de azoto amoniacal observadas no rio (diferença de duas ordens de grandeza), grandeza essa que só é

atingida incluindo as descargas associadas às descargas de origem agro-industrial, sendo esta a origem poluente mais significativa da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

Com base nas análises pontuais efectuadas ao longo do tempo e ao longo do percurso do rio, e considerando os modelos adoptados para a realização das simulações de qualidade da água, mas sem se considerar os requisitos do biota (dados indisponíveis mas, como se disse, muito importantes com base nos critérios de avaliação do Estado ecológico), conseguem-se extrair algumas conclusões que podem ajudar na definição de metas ao nível da qualidade físico-química.

Assim, assumindo que a qualidade da água de um curso de água nunca poderá ser superior à qualidade da água que emerge numa nascente, o estado Excelente mais exigente em termos de “qualidade físico-química” será aquele que reflecte a qualidade da água no local onde a mesma emerge, ou seja, na origem do rio.

Para o rio Alcabrichel, as características da água na sua origem indicam concentrações muito ligeiras para os nutrientes, pelo que as condições de “Excelente estado ecológico” não deveriam estar muito longe dos seguintes valores: azoto amoniacal: $< 0,1 \text{ mg NH}_4/\text{l}$; nitratos: $\leq 7 \text{ mg NO}_3/\text{l}$; ortofosfatos: $\leq 0,3 \text{ mg PO}_4/\text{l}$.

Para os outros elementos qualitativos previstos no Diploma complementar à Lei da Água, propõe-se que se considere um delta que reflecta um intervalo de aceitação para o estado “Excelente”, como sejam: CBO_5 : $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (com Δ de $1 \text{ mg O}_2/\text{l}$); $\text{pH} \pm 7,9$ (com Δ de $0,2$); Alcalinidade: $\pm 340 \text{ mg CaCO}_3 / \text{l}$ (com Δ $20 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$); Oxigénio dissolvido: 99% Saturação de O_2 (com Δ de 2%).

Para quantificar os limiares do “bom estado ecológico” em termos dos parâmetros físico-químicos gerais, foi necessário recorrer à simulação com base em modelos (modelo de bacia SWAT e o modelo de rio Mohid River Network), de forma a se perceber a amplitude dos impactes das actividades existentes.

Note-se que para a modelação efectuada assumiu-se a única estação de monitorização no rio Alcabrichel (a estação de A-dos-Cunhados, do INAG) para caracterizar a qualidade da água no rio que, no ponto de amostragem, depende dos processos de transporte (por via do caudal) e da transformação de propriedades (fontes e poços), sendo ambos os processos simulados pelo modelo de rio MOHID River Network.

Por forma a determinar o que atinge o rio de forma difusa (ao longo da margem, associado ao “run-off”, escoamento sub-superficial e escoamento subterrâneo) foi utilizado o modelo de bacia SWAT e, para as descargas das fontes pontuais no rio Alcabrichel, foram utilizados os dados do controlo analítico à saída da ETAR e foram estimadas as descargas associadas à actividade agropecuária com base no número de animais existentes na bacia drenante.

Os dados na estação de monitorização indicam para a influência de fontes pontuais próximas ocorrendo concentrações muito elevadas de azoto amoniacal (frequentemente superiores a 10 mg NH₄/l e alguns eventos com concentrações superiores a 50 mg NH₄/l). Ocorrem também concentrações muito elevadas de ortofosfato (frequentemente acima de 1 mg PO₄/l e alguns eventos superiores a 5 mg PO₄/l) e, tal como acontece com o azoto amoniacal, esta situação é mais evidente nos meses de Verão, quando o efeito de diluição no rio é menor ou praticamente nulo e, por isso, o peso das fontes pontuais é predominante.

As simulações demonstraram que o peso das descargas pontuais das ETAR no rio Alcabrichel a montante de A-dos-Cunhados (ponto modelado) só se conseguem identificar nos meses de Verão, quando o efeito da diluição natural é menor. Os modelos demonstram também que as descargas das ETAR associadas à carga de origem difusa, por si só, não conseguiriam representar as elevadas concentrações de azoto amoniacal no rio (diferença de duas ordens de grandeza), grandeza essa que só é atingida incluindo as descargas associadas à actividade agro-industrial, sendo esta, de facto, a origem poluente mais significativa da bacia hidrográfica do rio Alcabrichel.

Com base na melhor qualidade determinada na simulação, e considerando a manutenção das actividades existentes na bacia, propor-se-ia para o “bom estado” do curso de água, os seguintes objectivos: azoto amoniacal: 1 mg NH₄/l; nitratos: 6 mg NO₃/l; ortofosfatos: 0,6 mg PO₄/l .

Para os restantes parâmetros, não tendo sido realizadas simulações, propor-se-ia aumentar o valor do delta considerado para o estado ecológico “excelente”, resultando nos seguintes intervalos: 1 mg O₂/l < CBO₅: < 5 mg O₂/l (com Δ de 1 mg O₂/l para o intervalo à esquerda e um Δ de 3 mg O₂/l para o intervalo à direita, sobre 2 mg O₂/l); 7,4 < pH < 8,4 (com Δ de 0,5 sobre um pH ± 7,9); 310 mg CaCO₃/l <

Alcalinidade < 370 mg CaCO₃/l (com Δ 30 mg CaCO₃/l sobre 340 mg CaCO₃/l);
95% Saturação de O₂ <Oxigénio dissolvido< 103% Saturação de O₂ (com Δ de 4%
sobre 99% Saturação de O₂).

Depois de assegurados os critérios de quantidade e qualidade da água no rio em estudo (e, por extrapolação para os restantes rios integrados na mesma abordagem de massa de água), dever-se-á ainda ter em linha de conta a existência de especificidades na linha de água que importa proteger, não só relativamente aos usos (ex. práticas recreativas/usos balneares) como também à protecção do biota e, logo, da biodiversidade.

Nesse sentido, devem também ser definidas medidas referentes à protecção das espécies integrando, se necessário, especificações (objectivos e metas) compatíveis com a sua sobrevivência e repovoamento.

Quanto à protecção do Ruivaco-do-Oeste (*Achondrostoma occidentale*) e assumindo que se trata de uma espécie piscícola com o estatuto de conservação de "criticamente ameaçado" de acordo com os critérios do livro vermelho publicado pelo ICNB, poderá propor-se a classificação do rio Alcabrichel como Zona Protegida enquadrando-se a respectiva definição na Lei da Água, que especifica que podem ser consideradas: “ (...) iv) *As zonas designadas para a protecção de habitats e da fauna e da flora selvagens e a conservação das aves selvagens em que a manutenção ou o melhoramento do estado da água seja um dos factores importantes para a sua conservação, incluindo os sítios relevantes da rede Natura 2000*”. O registo da zona protegida é essencial, e encontra-se também prevista na Lei da Água.

Por fim, e à semelhança do que sucedeu com o processo da Bandeira Azul, a atribuição de um galardão de mérito ambiental às entidades promotoras e concretizadoras de soluções que conduzissem ou superassem os objectivos para uma determinada linha de água, poderia constituir um exemplo de uma boa prática a ser seguida.

Para o efeito e utilizando-se os objectivos traçados ao nível dos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas e criando-se um benefício para a sua prossecução, com a identificação de forma clara e objectiva da forma de o atingir, e com a identificação do papel de cada agente como parte da solução e do sucesso para o atingir, é a

base de um verdadeiro sistema de gestão que, seguindo as directrizes parametrizadas nas normas de qualidade e na legislação, pode culminar com o reconhecimento e com o premiar dos que contribuíram para alcançar a(s) meta(s) definida(s).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Portuguesa do Ambiente (2008) – Relatório do Estado do Ambiente em 2007, <http://www.apambiente.pt>, Fevereiro de 2010.

Águas do Oeste, S.A.- Departamento de Sistemas de Responsabilidade Empresarial (2009). “Plano de Monitorização das Linhas de Água” - 3ª versão. Outubro de 2009. Gaeiras, Óbidos.

Alves, M. H.; Bernardo, J.M. (1998). “Novas perspectivas para a determinação do caudal ecológico em regiões semi-áridas”. Seminário sobre Barragens e Ambiente. Comissão Nacional Portuguesa das Grandes Barragens. Porto, 7 a 9 de Maio de 1998.

Azevedo, R. T. (2003). *Remoção de Nutrientes de Águas Residuais*, Portal Naturlink.em: <http://naturlink.sapo.pt>, Maio 2010.

Azevedo, R. T., (2003). *Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais Urbanas*, Portal Naturlink: <http://naturlink.sapo.pt>, Maio 2010.

Azevedo, R. T., (2004). *Descarga de Águas Residuais na Ria Formosa – Cabanas de Tavira*, Portal Naturlink: <http://naturlink.sapo.pt>, Maio 2010.

Bernardo, J. M. (1996). “Definição de caudais ecológicos em cursos de água de regime mediterrânico. Algumas reflexões de um biólogo”. 3º Congresso da Água, Março 1996, Lisboa (Portugal).

Blumberg, A.F. and L.H. Kantha, (1985). Open boundary condition for circulation models. J. of Hydraulic Engineering, ASCE.

Câmara Municipal de Torres Vedras, Departamento de Ambiente e Serviços Urbanos, Divisão de Ambiente (2008). Dados referentes ao Levantamento de Explorações Agro-Pecuárias do Concelho de Torres Vedras (Bacia Hidrográfica do Rio Alcabrichel).

Carvalho, M.; Cruz, V.; Azevedo,V. (2008). Águas Turvas de Norte a Sul – Poluição das águas nas bacias hidrográficas. Primeiro Caderno do Jornal Expresso, 21 de Março de 2008, p. 17-19.

Chambel-Leitão, P.; Braunschweig, F.; Obermann, M.; Trancoso, R.; Galvão, P.; Lo Porto, A. (2006) – Coupling SWAT and tempQsim Mohid River Network. Geophysical Research Abstracts.

DRAOT-LVT (2001). Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste. 1º Fase – Análise e Diagnóstico da Situação de Referência. Volume Síntese. Lisboa.

Energaia (2010) - GEE - gases com efeito de estufa, <http://www.energaia.pt>, Abril de 2010.

Environment Agency (2007) – Water for live and livelihoods. River basin: summary of significant water management issues. Anglian Basin District. Support information.

European Commission Joint Research Centre (2007). Mediterranean GIG – Rivers, Benthic Invertebrates. WFD intercalibration technical report.

European Commission Joint Research Centre (2007). Mediterranean GIG – Rivers, Phytobenthos. WFD intercalibration technical report.

European Commission Joint Research Centre (2007). Mediterranean GIG – Lakes, Phytoplankton. WFD intercalibration technical report.

Feddes, R., H. Hoff, M. Bruen, T. Dawson, P. Rosnay, P. Dirmeyer, R. Jackson, P. Kabat, A. Kieldon, A. Lilly, A. Pitman (2001) – Modelling Root Water Uptake in Hydrological and Climate Models, American Meteorological Society.

Fohrer, N; Eckhardt, K.; Haverkamp, S.; Frede, H.G. (2001) - Applying the SWAT Model as a Decision Support Tool for Land Use Concepts in Peripheral Regions in Peripheral Regions in Germany. Sustaining Global Farm. Papers from the 10th International Soil Conservation Organisation Meeting.

Gonçalves M.C., Reis L.C.L & Pereira M.V. (2005). Progress of Soil Survey in Portugal. European Soil Bureau - Research Report 9.

Henriques, A. G. (1994). Proposta de Regime de Caudais Ambientais dos Principais Rios Internacionais. Instituto da Água, Ministério do Ambiente e Recursos Nacionais.

Henriques, A. G., West, Cristina A. e Pio, Simone, F. (2000). Directiva-Quadro da Água - Um Instrumento Integrador da Política da Água da União Europeia. In Proceedings do 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século. Culturgest, Lisboa.

Horn, A.L.; Rueda, F.J.; Heormann, G.; Fohrer, N. (2004) - Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands -

an overview on current concepts, deficits, and future tasks. *Physics and Chemistry of the Earth*.

ICNB (1991) – Livro Vermelho dos Vertebrados, <http://portal.icnb.pt>, Abril de 2010.

Instituto Geográfico Português (2000) - Carta de ocupação de solo do Corine Land Cover 2000, à escala 1:100000, <http://www.igeo.pt>, Março de 2010.

INAG (2001). Plano Nacional da Água – Introdução, Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual dos Recursos Hídricos – Vol I e II. Lisboa.

INAG (2005). Relatório Síntese Sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas Prevista na Directiva Quadro da Água (Artigo 5º), <http://dqa.inag.pt>, Abril de 2010.

INAG (2008). Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I – Caracterização abiótica, <http://dqa.inag.pt>, Abril de 2010.

INAG (2010). Relatório do Estado do Abastecimento de Água e Drenagem e Tratamento de Águas Residuais. Sistemas Públicos Urbanos. Campanha INSAAR 2009 (dados de 2008). <http://insaar.inag.pt>, Junho 2010.

INAG (2000-2010). Séries de dados de Qualidade da água e de caudal, <http://snirh.pt>, Janeiro de 2010.

INAG e ARH_Centro (2009). Questões significativas da Gestão da água – Região Hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste. Participação pública – Informação de suporte, <http://dqa.inag.pt>, Janeiro de 2010.

ISQ (2008) - Avaliação das Características Qualitativas dos Meios Receptores de efluentes tratados pelas Águas do Oeste, S.A. - Relatório Final — Campanhas de Monitorização de 2006 a 2008.

ISQ (2010) - Avaliação das Características Qualitativas dos Meios Receptores de efluentes tratados pelas Águas do Oeste, S.A. - Relatório Final — Campanhas de Monitorização de 2009.

MAOTDR & MADRP (2007) – ENEAPAI - Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-Pecuários e Agro-Industriais. <http://www.inag.pt>, Abril de 2010.

Metcalf and Eddy (2003) - *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd edition, McGraw-Hill Int. Ed., Singapore.

Ministério da Agricultura, Laboratório Químico-Agrícola Rebelo da Silva (1997) – Código das Boas Práticas Agrícolas, <http://www.min.agricultura.pt>, Janeiro de 2010.

Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, J.R. Williams, (2005) - SWAT2005 Theoretical Documentation. Grassland, Soil and water Research Laboratory Agricultural research service.

Panday, S and Huyakorn, P. (2004) – A fully coupled physically-based spatially distributed model for evaluating surface/subsurface flow. *Advances in Water Resources*.

Pio, Simone F. e Henriques, António G. (2000). O Estado Ecológico como Critério para a Gestão Sustentável das Águas de Superfície. 5º Congresso da Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século. Culturgest, Lisboa.

Pio, Simone F., West, Cristina A. e Henriques, António G. (2000). Protecção das Águas de Superfície contra a Poluição por Substâncias Perigosas no Âmbito da Directiva-Quadro da Água. 5º Congresso da Água – A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século. Culturgest, Lisboa.

Ramalho, A. (2009) – Obras e projectos: Quercus e Unicre despolem o rio Alcabrichel, <http://www.pinhaldigital.com>, Fevereiro de 2010.

Reungsang, P.; Kanwar, R.S.; Jha, M.; Gassman, P.W.; Ahmad, K.; Saleh, A. (2005) - Calibration and Validation of SWAT for the Upper Maquoketa River Watershed.

Tanik, A. Beler Baykal, B. and Gonenc, I. E. (1999) - The impact of agricultural pollutants in six drinking water reservoirs. *Water Science and Technology*.

Trancoso, A.R.; Braunschweig, F.; Leitão, P. C.; Obermann, M.; Neves, R. (2009) – An advanced modeling tool for simulating complex river systems, *Science of the Total Environment*.

Trindade, J. (2002) – Evolução geomorfológica do sector terminal da bacia do rio Alcabrichel, <http://www.ceg.ul.pt>, Fevereiro de 2010.

UNESCO/WHO/UNEP (1996) - Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall. London.

UKTAG (2007). Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of Water Framework Directive.

West, Cristina A., Pio, Simone F. e Henriques, António G. (2000). Estratégia de Protecção e Gestão das Águas Subterrâneas na Directiva-Quadro. 5º Congresso da

Água - A Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século. Culturgest, Lisboa.

WFD CIS Guidance Document No. 2 (Dec 2003). Public Participation in relation to the Water Framework Directive. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Bruxelas, ISBN No. 92-894-5122-X, ISSN: 1725-1087

Williams, J.R. and R.W. Hann. (1978). Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints. Texas Water Resources Institute, Texas A&M Univ.

LEGISLAÇÃO

INCM, Decreto-Lei n.º 236/1998, de 1 de Agosto. Publicado no Diário da República n.º 176, 1.ª série.

INCM, Decreto-Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro. Publicado no Diário da República n.º 249, 1ª série.

INCM, Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março. Publicado no Diário da República n.º 64, 1ª série.

INCM, Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de Junho. Publicado no Diário da República n.º 107, 1ª série.

INCM, Despacho n.º 4593/2009, de 6 de Fevereiro. Publicado no Diário da República n.º 26, 2.ª série.

INCM, Despacho n.º 18313/2009, de 7 de Agosto de 2009. Publicado no Diário da República n.º 152, 2.ª série.

INCM, Portaria n.º 267/2010, de 16 de Abril. Publicado no Diário da República n.º 74, 2.ª série.