

Sistemas de Apoio à Decisão na Gestão de Recursos Hídricos

José M. P. Vieira¹

*Universidade do Minho, Departamento de Engenharia Civil
Azurém, P – 4800-058 Guimarães, Portugal*

RESUMO

A necessidade e o crescente interesse da protecção das fontes de águas naturais, tem determinado o estabelecimento de legislação nacional e internacional no sentido do planeamento e da gestão de recursos hídricos se efectuar no âmbito geográfico da bacia hidrográfica. A avaliação de recursos e o planeamento multi-sectorial implicam a disponibilidade de ferramentas de apoio à decisão eficientes. A gestão de bases de dados, a modelação hidráulica, hidrológica e ecológica, e a aplicação de sistemas de informação geográfica, constituem novos e atractivos meios de apoio ao planeamento e à gestão de recursos hídricos. Este trabalho ilustra e descreve o desenvolvimento e aplicação de sistemas de apoio à decisão nas bacias hidrográficas portuguesas do rio Cávado e do rio Ave.

1. INTRODUÇÃO

A sociedade moderna, registando um contínuo crescimento demográfico e desenvolvimentos tecnológicos e industriais apreciáveis, vem produzindo e lançando no ambiente, resíduos em quantidades e de toxicidade cada vez maiores, determinando grande complexidade e dificuldade no planeamento e na gestão dos recursos hídricos disponíveis. Na realidade, com a crescente industrialização, urbanização e utilização intensiva de produtos químicos na agricultura, tem-se observado uma degradação progressiva da qualidade das águas naturais, verificando-se sérios problemas de poluição em certas regiões do planeta. As preocupações ambientais, a escassez de recursos e a necessidade de um desenvolvimento sustentado, requerem a análise de um vasto conjunto de consequências associadas às opções de utilização de recursos hídricos e justifica a importância e necessidade dos estudos de planeamento se desenvolverem ao nível da bacia hidrográfica. Esta necessidade torna-se ainda mais evidente quando se verifica a limitação dos recursos e se impõem medidas mais restritivas para o controlo da poluição e outros objectivos ambientais.

Neste contexto, a Proposta de Directiva-Quadro para a Política da Água da Comunidade Europeia (EC, 1996) e o Plano Nacional da Água (INAG, 1997) estabelecem a obrigatoriedade da elaboração de Planos de Recursos Hídricos onde se prevê uma abordagem dos problemas de planeamento e gestão de recursos hídricos de uma forma integrada e no âmbito geográfico da bacia hidrográfica, os quais, atendendo a vários factores de difícil previsão e conciliação, nomeadamente ao conflito de interesses na utilização da água, ao

¹ Prof. Catedrático

carácter aleatório dos fenómenos hidrológicos e às limitações de ordem técnica, económica e social, assumem um carácter de enorme complexidade.

O rápido desenvolvimento das tecnologias da informação, as capacidades para a gestão e modelação de bases de dados e, em particular, o processamento de informação espacial e de representação gráfica, têm criado condições para o aparecimento de novos e melhorados meios de suporte ao planeamento e à gestão de recursos hídricos. A utilização destas novas ferramentas informáticas deve, contudo, ser precedida de um processo de planeamento adequado a cada caso em estudo, em que se considerem todos os elementos fundamentais à valorização ambiental e patrimonial dos meios hídricos.

Constituindo o processo de planeamento de recursos hídricos um conjunto de etapas sucessivas com complexas relações directas e indirectas, a reprodução consistente e simplificadora da realidade por modelos matemáticos, tem-se revelado, na prática, muito atraente (Vieira, 1986). Na última década, modelos de simulação, modelos de optimização, modelos de decisão, bases de dados, sistemas periciais e sistemas de informação geográfica têm sido ferramentas largamente utilizadas isoladamente na investigação e na gestão de recursos hídricos. A integração destas ferramentas informáticas, constitui um Sistema de Apoio à Decisão (*SAD*) com o objectivo de proporcionar aos seus utilizadores toda a informação necessária ao processo de decisão (Verhaeghe and Krogt; 1996, Haagsma, 1996).

Estes *SAD* devem ser desenvolvidos caso a caso, atendendo à especificidade de cada sistema, limitando assim a sua generalização. Convém aqui realçar que um *SAD* é um sistema para apoio e não para a tomada de decisões, o que significa que não fornece ao decisor a melhor solução, constituindo apenas uma ferramenta que lhe assegure a tomada de decisões racionais (Arnold and Orlob, 1989; Loucks, 1995; Vieira, 1999).

Neste trabalho apresenta-se uma perspectiva geral do planeamento de recursos hídricos numa bacia hidrográfica e a estrutura do fluxo de informação para suporte desse planeamento, aplicando-se estes conceitos em dois casos práticos de bacias hidrográficas portuguesas.

2. PROCESSO DE PLANEAMENTO

Pode enunciar-se como principal objectivo do planeamento de recursos hídricos *garantir o fornecimento de água de qualidade adequada e quantidade suficiente, de modo a possibilitar o desenvolvimento das várias actividades dela dependentes, nos tempos e espaços que justifiquem o investimento a realizar*. Após a definição de um quadro de objectivos, este processo deverá resultar numa avaliação de diferentes alternativas e no estabelecimento de prioridades e calendarização de potenciais projectos, considerando as oportunidades e limitações físicas e de gestão do sistema.

Conceptualmente podem distinguir-se no processo de planeamento três etapas básicas:

- *Identificação do problema*, com a formulação clara de objectivos, condições de fronteira e definição do sistema natural;
- *Análise do sistema definido e avaliação de alternativas* baseadas em critérios pré-definidos;
- *Seleção e implementação da estratégia "óptima"*.

O processo de planeamento deve reflectir as condições do sistema e as suas restrições que, em cada região, assumem um carácter de variabilidade e aleatoriedade inerentes à disponibilidade de água. Isto significa que o processo tem que ser *dinâmico*, de modo a contemplar as condições naturais do sistema, o desenvolvimento económico e social das populações e os desenvolvimentos tecnológicos; *sistemático*, na geração e avaliação de

alternativas; e *consistente* na implementação das soluções, de acordo com os objectivos, critérios e definição do sistema considerados.

Estes atributos do processo de planeamento são normalmente tidos em consideração em projectos faseados no tempo, nos quais, por vezes, as condições iniciais de uma determinada fase são completamente diversas das da fase antecedente, obrigando a uma total readaptação dos meios técnicos e das especialidades das equipas envolvidas no desenvolvimento dos projectos.

A aplicação judiciosa às situações reais de planeamento, de ferramentas informáticas disponíveis, assumidas as suas limitações e hipóteses simplificadoras, pode constituir um meio eficaz para identificar as componentes e as diferentes etapas do processo de análise, assim como um quadro computacional adequado à gestão de dados e à comparação de alternativas, promovendo a integração dos diversos aspectos do processo de planeamento para apoio na determinação da política a implementar (World Bank, 1993).

Na Figura 1 podem distinguir-se as diversas componentes e inter-relações mais importantes a considerar no planeamento de recursos hídricos numa bacia hidrográfica.

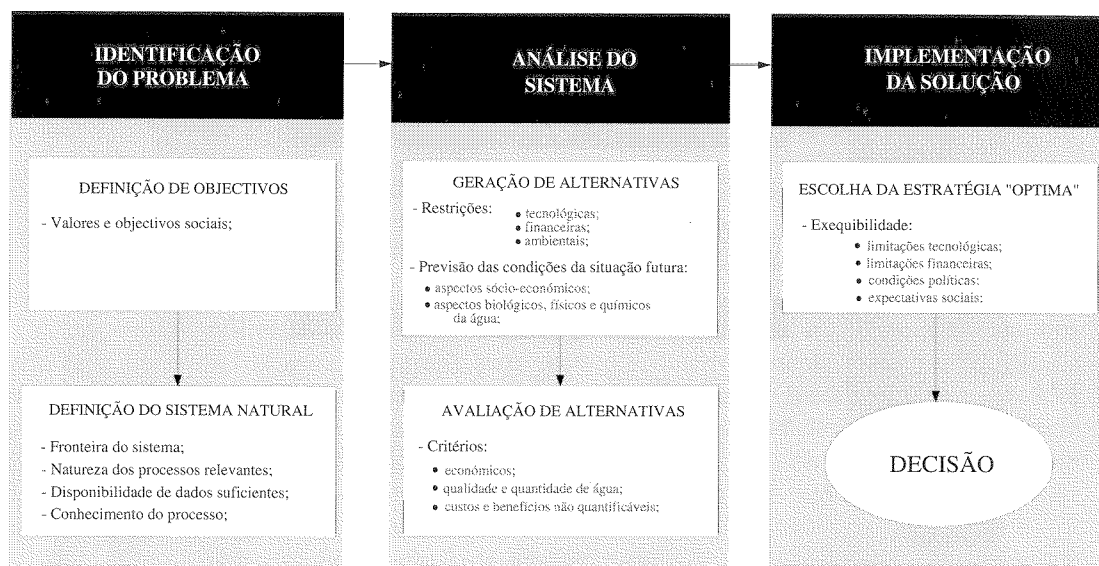


Figura 1 - Componentes do processo de planeamento de recursos hídricos

3. DESCRIÇÃO DE UM SISTEMA DE APOIO À DECISÃO

No planeamento e gestão dos recursos hídricos, a informação necessária é muito vasta podendo ser agrupada da seguinte forma:

- Sistema de informação científica e técnica, que abrange um conjunto variado de dados relativos ao sistema natural em estudo, nomeadamente físicos, químicos, biológicos e sócio-económicos;
- Sistema de informação de gestão, relacionado com as disponibilidades financeiras, de recursos humanos e de programação de actividades;
- Sistema de informação pública, responsável pelo fluxo de informação com o grande público.

A preparação de um plano funcional para uma bacia hidrográfica adquire, assim, a forma de um problema de elevada dimensionalidade, que requer meios eficientes para o processamento dos dados necessários ao estabelecimento de diferentes opções de

planeamento e gestão. A análise e a avaliação de diferentes estratégias podem ser realizadas através de esquemas relacionais estruturados e de um conjunto de modelos matemáticos adequados ao problema a equacionar.

Um SAD tem por objectivo integrar bases de dados e modelos matemáticos com interfaces amigáveis ao utilizador, permitindo assim uma adequada descrição dos sistemas naturais para diferentes estratégias e medidas. O conjunto de conhecimentos e a organização da informação num SAD podem ser estruturados como se apresenta na Figura 2, onde se distinguem três sub-sistemas: um sistema de informação, contendo a base de dados relacionados com os vários aspectos do planeamento; um sistema de modelação, contendo os modelos adoptados para descrever os processos relevantes; um sistema de análise, contendo várias ferramentas para a estruturação do processo de análise e a interpretação e visualização de resultados.

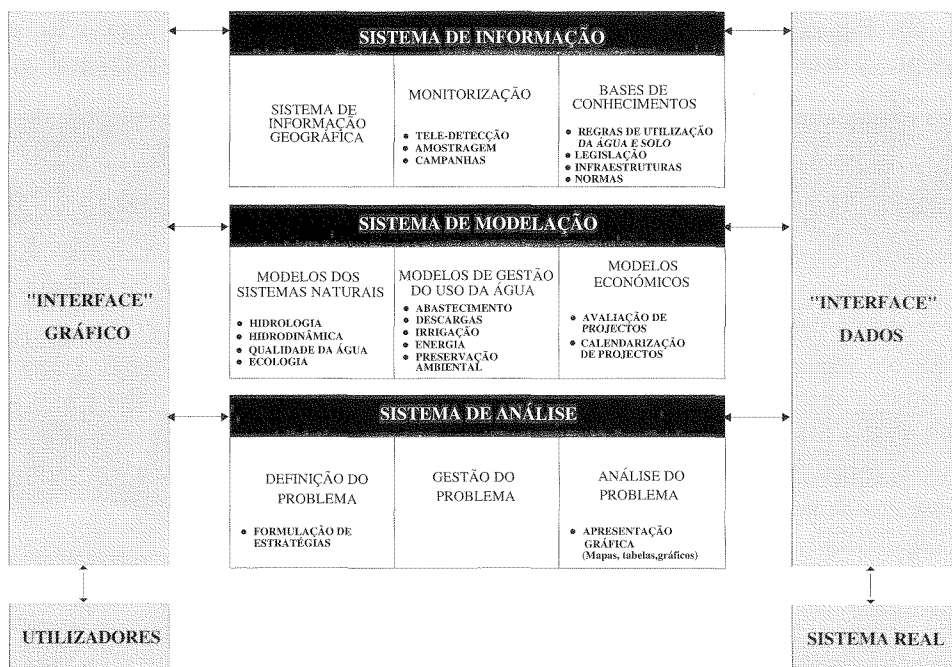


Figura 2 - Componentes de um Sistema de Apoio à Decisão.

4. APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO

Os conceitos anteriormente expostos foram aplicados a estudos de casos em duas bacias hidrográficas distintas: bacias dos rios Cávado e Ave. A metodologia adoptada em cada um dos casos foi determinada em função da sua especificidade.

4.1 Impacto da captação de Areias de Vilar na qualidade da água do Rio Cávado

A bacia hidrográfica do Rio Cávado está localizada na região noroeste de Portugal, com uma orientação NE-SW, abrangendo nove municípios (Figura 3). Confronta a norte com as bacias dos rios Neiva e Lima e a sul com as bacias dos rios Ave e Douro.

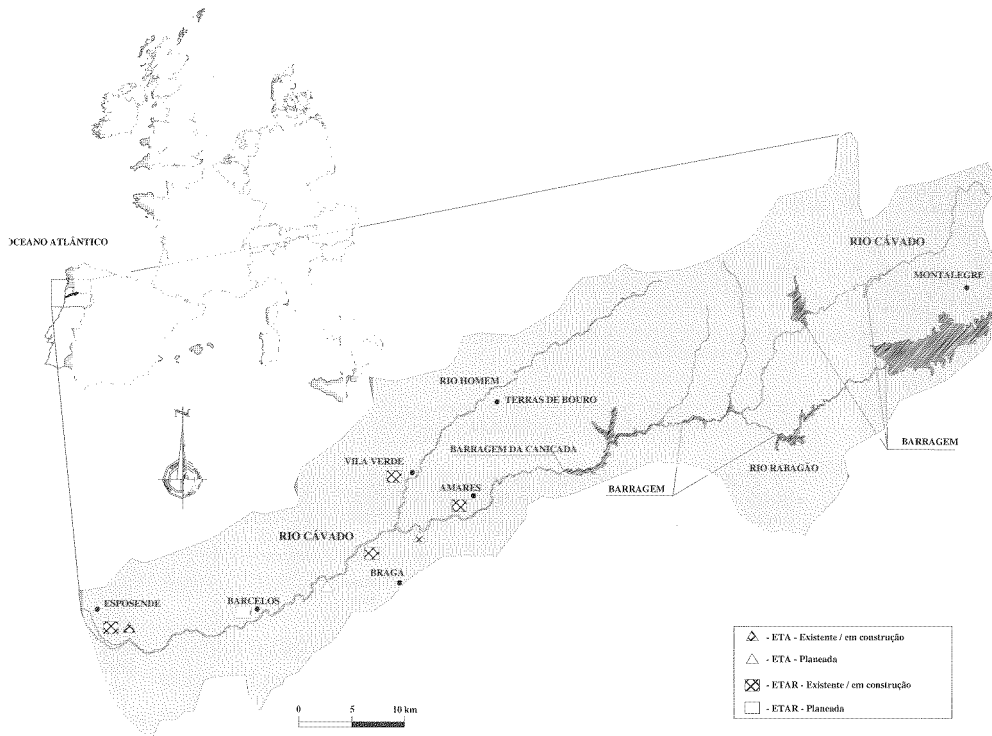


Figura 3 - Bacia hidrográfica do Rio Cávado

A água é utilizada para abastecimento público (doméstico e industrial), para fins agrícola e piscícola (na zona estuarina), para recreio e, intensivamente, para a produção de energia eléctrica. Devido às suas características, nesta bacia funcionam seis grandes aproveitamentos hidroeléctricos (para além de outras pequenas unidades), com uma potência instalada de 377.6 MW e uma produção média anual de energia eléctrica de 1535 GW, com capacidade de armazenar um volume total de 1170 hm³, o que representa uma elevada capacidade de regularização do caudal natural do rio.

O novo sistema multimunicipal de abastecimento de água à área norte do Grande Porto que servirá sete municípios (Esposende, Barcelos, Póvoa de Varzim, V. N. Famalicão, Vila do Conde, S.to Tirso e Maia), prevê a construção de uma estação de tratamento de água (ETA), cujo impacto sobre a gestão da qualidade da água do rio se pretende avaliar. Sendo o regime de caudais do rio em grande parte controlado artificialmente pelas albufeiras situadas a montante, pretende-se encontrar a melhor política de descargas de água nas barragens, tendo em conta as descargas de efluentes de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e descargas de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, bem como poluição difusa proveniente das actividades agrícolas. Para o trecho em estudo, correspondente à zona jusante da bacia, onde se localizam os municípios de Amares, Vila Verde, Braga, Barcelos e Esposende, considerou-se pertinente o estudo dos caudais na barragem da Caniçada. O SAD foi desenvolvido de acordo com a metodologia descrita na Figura 4 (Vieira *et al.*, 1997a).

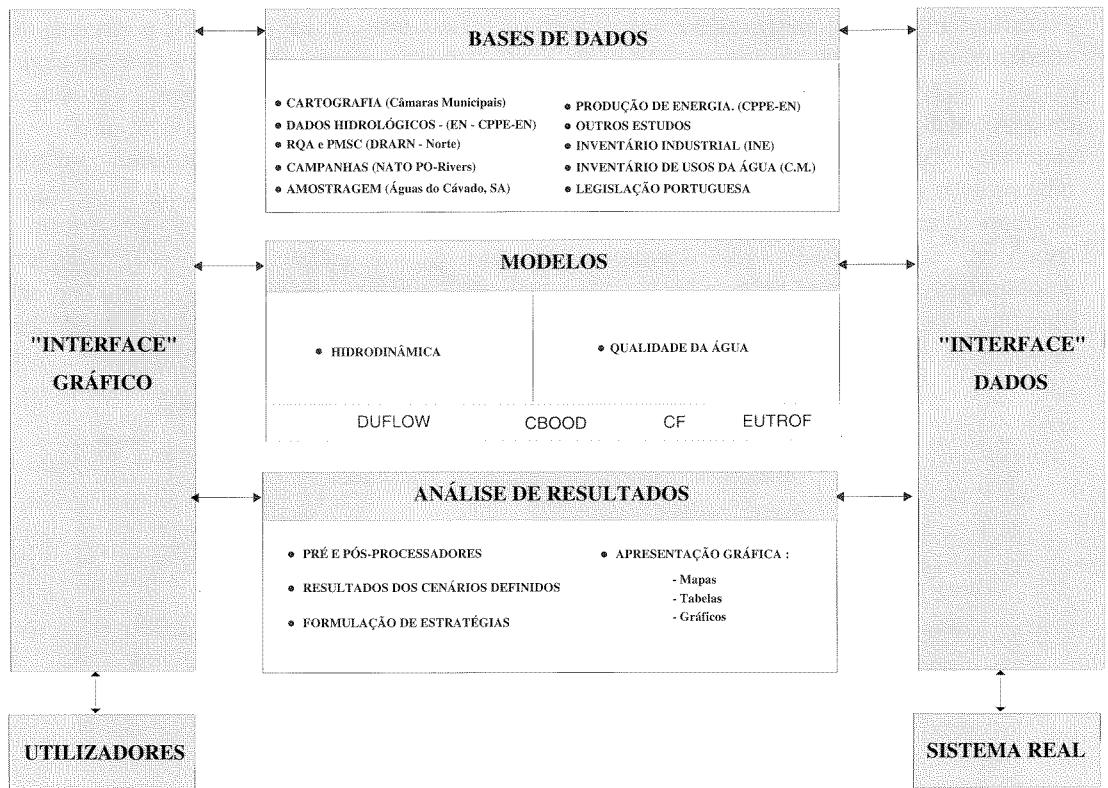


Figura 4 - SAD aplicado à bacia hidrográfica do Rio Cávado

4.1.1 Modelo hidrodinâmico

O modelo é baseado em equações diferenciais de derivadas parciais (Eq. 1, 2, 3), que traduzem a formulação matemática das leis de conservação de massa e de quantidade de movimento, na forma unidimensional, permitindo descrever o escoamento com superfície livre em regime variado:

$$B \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + gA \frac{\partial H}{\partial x} + \frac{\partial(\alpha Qv)}{\partial x} + \frac{g|Q|Q}{C^2AR} = b \gamma w^2 \cos(\Phi - \phi) \quad (2)$$

em que,

- t = tempo [T];
- x = distância ao longo do eixo do canal [L];
- $H(x,t)$ = nível da água no referencial considerado [L];
- $v(x,t)$ = velocidade média na secção transversal [LT^{-1}];
- $Q(x,t)$ = caudal na secção à distância x e no tempo t [L^3T^{-1}];
- $R(x,H)$ = raio hidráulico na secção à distância x e para uma altura H [L];
- $A(x,H)$ = área da secção à distância x e para uma altura H [L^2];
- $b(x,H)$ = largura do escoamento na secção à distância x e para uma altura H [L];
- $B(x,H)$ = largura do leito maior na secção à distância x e para uma altura H [L];
- g = aceleração da gravidade [LT^{-2}];

- $C(x,H)$ = coeficiente de *Chezy*;
 $w(t)$ = velocidade do vento [LT^{-2}];
 $\Phi(t)$ = direcção do vento (em graus);
 $\phi(x)$ = direcção do eixo do canal (em graus);
 $\gamma(x)$ = coeficiente de conversão da acção do vento;
 α = coeficiente de *Coriolis* (correção devida à distribuição não uniforme da velocidade).

Este modelo comporta ainda a possibilidade de inclusão de vários tipos de estruturas hidráulicas, tais como descarregadores, galerias, sifões e estações de bombagem.

4.1.2 Modelos de qualidade

O modelo de qualidade da água baseia-se na equação unidimensional de transporte:

$$\frac{\partial (AC)}{\partial t} = -\frac{\partial (QC)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) + P \quad (3)$$

em que,

- C = concentração do constituinte [ML^{-3}];
 Q = caudal no trecho considerado [L^3T^{-1}];
 A = área da secção transversal [L^2];
 D = coeficiente de dispersão [L^2T^{-1}];
 t = tempo [T];
 x = distância ao longo do eixo do canal [L];
 P = produção do constituinte por unidade de comprimento [$MT^{-1}L^{-1}$];

Esta equação traduz a concentração de um contaminante num sistema em função do tempo e do espaço (na direcção do escoamento). Foram considerados dois modelos de qualidade: um relativo às variáveis de estado carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), oxigénio dissolvido (OD) e coliformes fecais (CF) e outro, mais complexo, aplicado ao estudo vulnerabilidade do sistema à eutrofização, para descrever as cinéticas relativas aos ciclos do azoto (N) e do fósforo (P). Qualquer um destes modelos permite a quantificação do termo *produção* (presente na Eq. 4), que inclui os processos físicos, químicos e biológicos relevantes a considerar para cada um dos constituintes modelados.

4.1.2.1 Modelo de qualidade relativo a OD , CBO_5 e CF

A concentração de OD é um dos parâmetros de maior importância na caracterização da qualidade das águas superficiais e depende das características geofísicas da bacia hidrográfica e de factores químicos e bioquímicos da água. Na Figura 5 representa-se, de forma esquemática, o balanço de oxigénio dissolvido considerado no modelo.

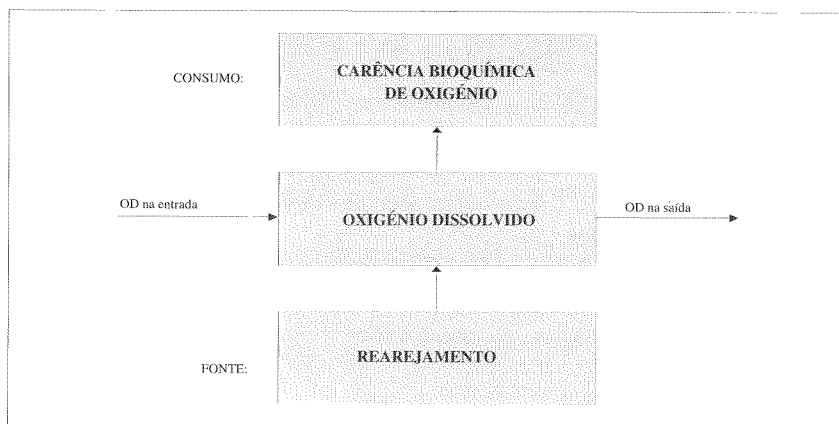


Figura 5 - Balanço de oxigênio dissolvido

O modelo matemático utilizado na determinação de OD e de CBO_5 nas águas superficiais é do tipo *Streeter-Phelps* (em que o balanço de OD é apenas função da oxidação de matéria orgânica e do rearejamento natural das águas), traduzido pelas seguintes equações:

$$\frac{\partial [CBO_5]}{\partial t} = -K_1 \cdot [CBO_5] \quad (4)$$

$$\frac{\partial [OD]}{\partial t} = K_2 \cdot ([O_s] - [OD]) - K_1 \cdot [CBO_5] \quad (5)$$

em que,

CBO_5 = carência bioquímica de oxigênio (5 d, 20°C) [ML^{-3}];

K_1 = coeficiente de desoxigenação [T^{-1}];

OD = oxigênio dissolvido [ML^{-3}];

O_s = concentração de saturação de OD na água, a 20°C [ML^{-3}];

K_2 = coeficiente de rearejamento [T^{-1}];

Na modelação da concentração de coliformes fecais adoptou-se uma cinética do tipo *Michaëlis-Menten*, expressa pela seguinte equação de *Monod*:

$$\frac{\partial [CF]}{\partial t} = -K_{CF} \cdot [CF] \quad (6)$$

em que,

CF = coliformes fecais ($NMP/100 mL$);

K_{CF} = coeficiente de decaimento de coliformes fecais (d^{-1});

4.1.2.2 Modelo de qualidade relativo aos ciclos do azoto e do fósforo

A presença em excesso de nutrientes nas águas superficiais provoca o crescimento anormal de algas (eutrofização) com o conseqüente desequilíbrio na cadeia trófica aquática, podendo provocar a ocorrência de cheiro e sabor e de substâncias tóxicas, pondo em risco o uso dessa água para consumo humano e o bom funcionamento dos sistemas de abastecimento (por ex., colmatação de filtros nas captações e estações de tratamento). O azoto tem uma

acção preponderante na síntese das proteínas e o fósforo é determinante no crescimento da matéria vegetal, em particular das algas.

Os processos de transformação do azoto que ocorrem num meio aquático podem agrupar-se, genericamente, do seguinte modo: hidrólise e decomposição do azoto orgânico em amónia; oxidação da amónia e dos nitritos por acção de microrganismos nitrificantes; redução dos nitratos e dos nitritos por acção de microrganismos desnitrificantes; acumulação, excreção e consumo de azoto orgânico resultante da actividade biológica dos microrganismos e plantas aquáticas.

Na Natureza, o fósforo surge quase sempre sob a forma de fosfatos, isto é, completamente oxidado. Os fosfatos que aparecem dissolvidos nas águas naturais podem ter as seguintes origens: fertilizantes do solo, transferências biológicas, detergentes e efluentes industriais e domésticos. O fósforo solúvel pode aparecer sob a forma de ortofosfatos (inorgânicos) e de fosfatos orgânicos. A sua assimilação pela biomassa faz-se essencialmente pela fracção inorgânica.

Na modelação de *N* e *P* consideraram-se as transformações dos compostos azotados correspondentes ao processo de nitrificação da matéria orgânica, em que a evolução das concentrações de amónia e nitratos (durante a oxidação) é traduzida por cinéticas de primeira ordem. Relativamente ao fósforo, considerou-se a formação de compostos inorgânicos, por mineralização da fracção orgânica e por libertação através da respiração e mortalidade das algas, e o seu decaimento por incorporação na biomassa e nos sedimentos.

A interacção das variáveis de estado modeladas pode ser representada esquematicamente como indicado na Figura 6.

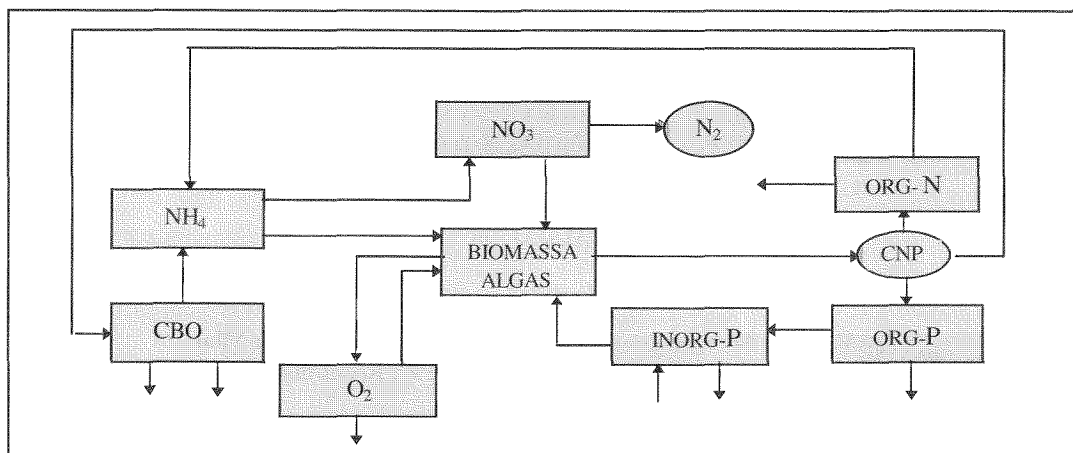


Figura 6 - Interação das variáveis nos ciclos do azoto e do fósforo

Os cenários de funcionamento do sistema, associados a cada um dos modelos de qualidade, resultaram da adopção de valores criteriosos para as variáveis determinantes da qualidade da água no trecho fluvial modelado. Para o caso de *OD*, *CBO₅* e *CF*, foram consideradas 27 situações características de planeamento fazendo variar o caudal afluente à Ponte do Porto, a eficiência de tratamento na *ETAR* de Braga e o caudal captado na *ETA* de Areias de Vilar. Para o caso da vulnerabilidade à eutrofização (ciclos de *N* e *P*), consideraram-se 12 situações fazendo variar o caudal e os factores limitativos do crescimento de algas no meio hídrico (concentração de nutrientes, energia solar e temperatura da água), para diferentes períodos de manutenção dos valores das variáveis associados aos cenários simulados.

4.1.3. Resultados

A título ilustrativo, apresentam-se nas Figuras 7, 8 e 9 alguns dos resultados obtidos, para este caso de estudo, utilizando-se diversas ferramentas de análise (Vieira *et al.*; 1996, Vieira *et al.*, 1997b; Vieira *et al.*, 1998).

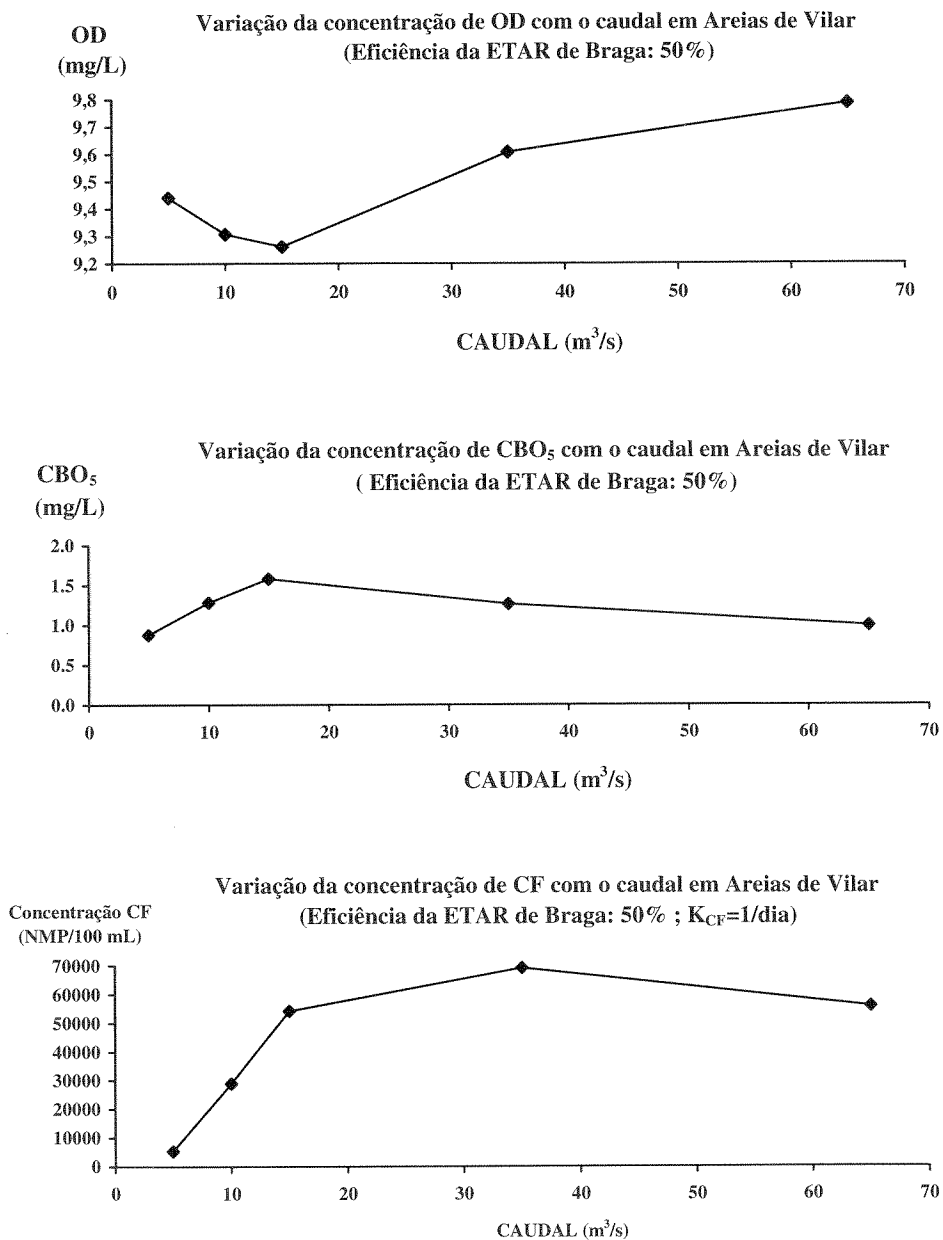


Figura 7 - Varição das concentrações de OD, CBO₅ e CF na secção de Areias de Vilar, para diferentes caudais de restituição na Caniçada

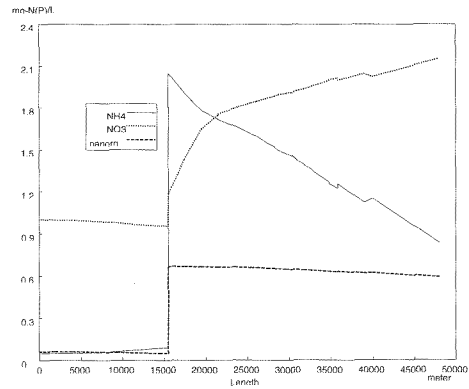
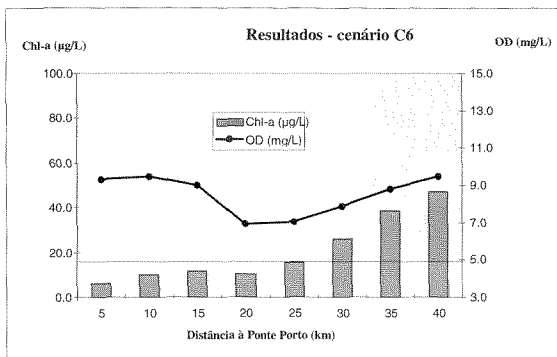
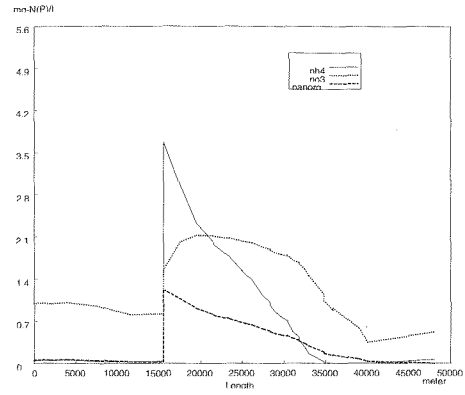
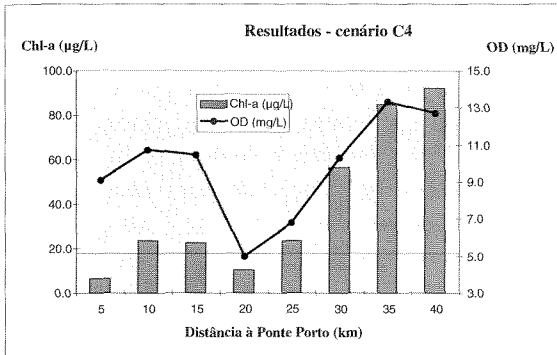


Figura 8 - Concentração de nutrientes e de *clorofila-a* em diferentes cenários. Condições de estiagem excepcionais (C4) e frequentes (C6)

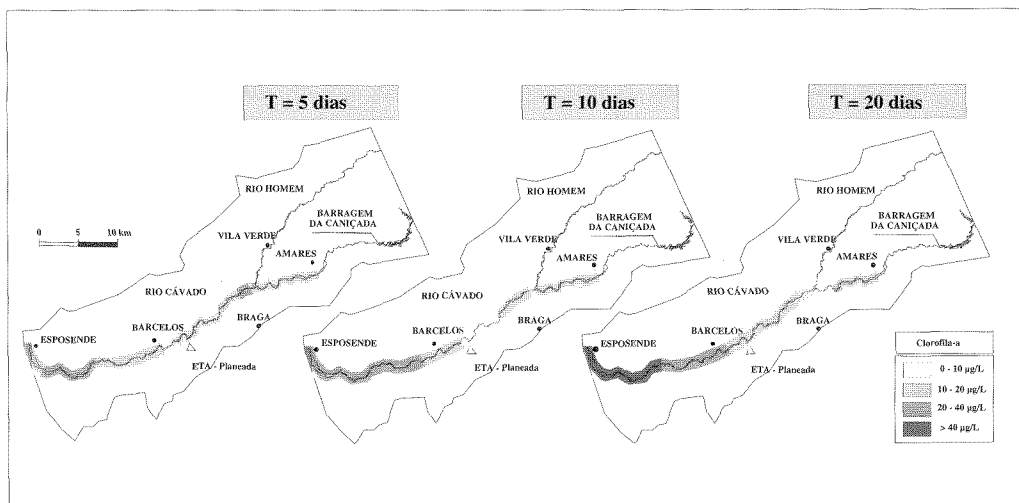


Fig. 9 - Dinâmica de crescimento de algas em diferentes períodos de manutenção (cenário C6)

4.2 Desenvolvimento de um modelo regional de gestão da qualidade da água no Rio Ave

A bacia hidrográfica do Rio Ave localiza-se a sul da do Rio Cávado (Figura 10). A água é utilizada para abastecimento público (doméstico e industrial), para fins agrícolas e para recepção de descargas de efluentes domésticos e industriais sem tratamento (principalmente da indústria têxtil). Devido à necessidade de elevar drasticamente a qualidade da água na bacia, desenvolveu-se um modelo matemático de suporte à formulação de políticas regionais de controlo da qualidade das águas superficiais.

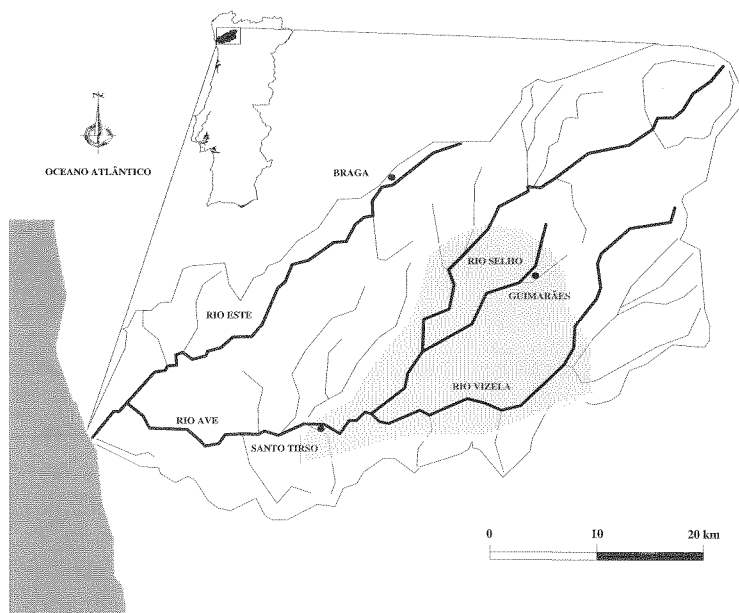


Figura 10 - Bacia hidrográfica do Rio Ave

Este modelo, *OPTIMA*, minimiza o custo total de esquemas de transporte e tratamento de água e de águas residuais, considerando a capacidade de auto-depuração das águas fluviais e valores limites pré-estabelecidos para os parâmetros de qualidade da água. O *SAD* foi desenvolvido de acordo com a metodologia descrita na Figura 11.

4.2.1 Estrutura do modelo

O modelo *OPTIMA* considera o sistema natural de uma bacia hidrográfica constituído pelo rio principal e seus afluentes, e ainda um conjunto de *ETAR*, *ETA*, esquemas alternativos de afluente a *ETAR* e eventuais descargas pontuais de águas residuais directamente no rio sem tratamento. Na gestão da qualidade da água numa bacia hidrográfica, podem considerar-se duas situações extremas: (1) descarga directa de efluentes sem tratamento usando as águas superficiais para recepção e transporte dos esgotos produzidos ao longo das margens do sistema fluvial - neste caso seriam extremamente elevados os custos com o tratamento de água para abastecimento público e mínimo o valor do rio para recreio e suporte de vida aquática, constituindo ainda um foco preferencial de irradiação de doenças; (2) tratamento ao mais elevado nível de qualidade possível de todas as águas residuais afluentes às águas receptoras - esta alternativa limite apresenta-se, na prática, economicamente inviável.

Entre aqueles dois cenários extremos é possível estabelecer políticas alternativas, que, contando com a capacidade de auto-depuração do próprio rio, possam conduzir à obtenção

das soluções com custos globais mínimos, satisfazendo os padrões de qualidade da água pré-estabelecidos. O modelo desenvolvido procura, precisamente, a solução “óptima” (custo mínimo-benefício máximo).

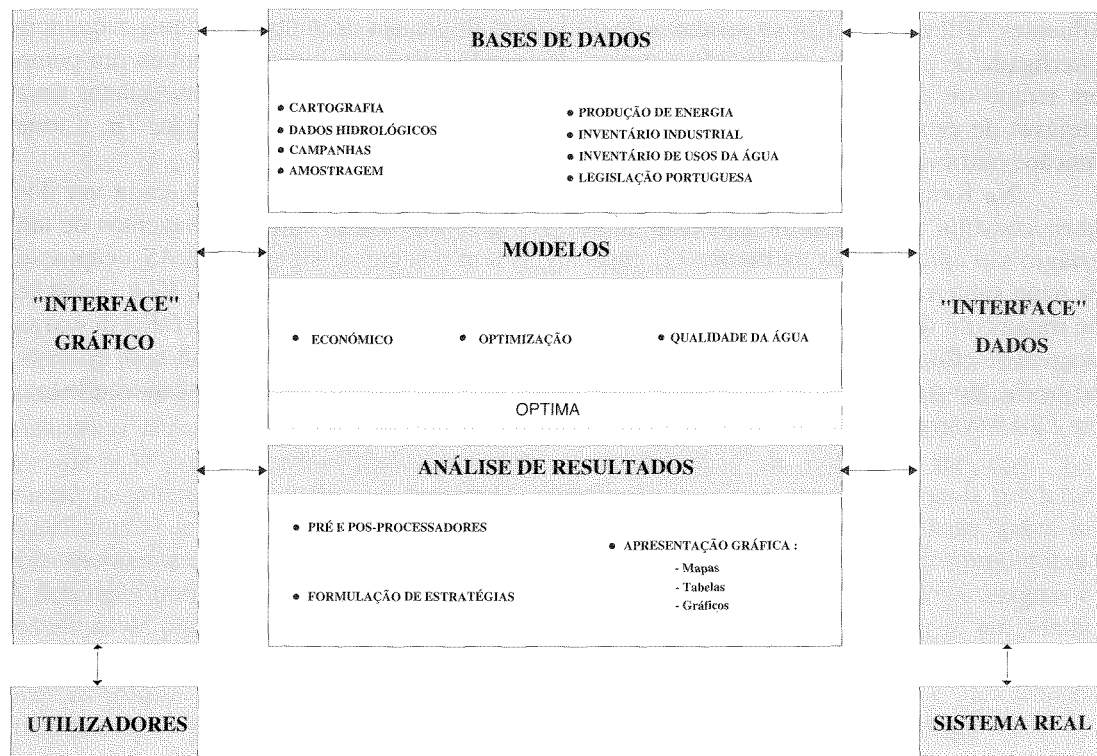


Figura 11 - SAD aplicado à bacia hidrográfica do Rio Ave

Para diversas estratégias de planeamento, o modelo apresenta os custos totais actualizados da solução de custo mínimo (investimento, operação e manutenção). O modelo parte de um processo heurístico de definição do número e distribuição de *ETAR* já existentes ou a implantar, bem como de sistemas elevatórios de esgotos (estações e condutas elevatórias), que ligam aglomerados populacionais e indústrias a *ETAR* já definidas. Estas soluções de base são encontradas a partir de estudos prévios de engenharia que, partindo do conhecimento de condições topográficas, demográficas, caudais e concentrações de poluentes nos respectivos esgotos, definem os sistemas de colectores necessários à drenagem daqueles aglomerados populacionais.

As alternativas de gestão consideradas no modelo, relacionam-se com três estágios distintos de implementação de políticas de controlo de poluição da água: (1) ausência de quaisquer esquemas de tratamento na bacia - nesta opção o modelo define o custo mínimo, a dimensão e a localização do sistema a construir; (2) existência de um sistema a funcionar - nesta opção o modelo define uma estratégia óptima para a operação do sistema; (3) funcionamento inadequado de um sistema existente - nesta opção o modelo define a solução óptima para a localização, dimensão e características de novas *ETAR*, considerando um esquema de eficiências de operação adequadas para as já existentes.

4.2.2 Otimização do esquema de tratamento

O modelo de otimização utiliza o processo ramificado de convergência de programação dinâmica (*PD*), simulando a situação natural do rio principal com os seus afluentes. Utilizando a *PD*, os sistemas de decisão-múltipla são decompostos numa sequência interligada de problemas de decisão-simples, designados *estágios*, que representam um ponto em tempo ou espaço, dependendo do sistema físico. A cada *estágio* estão associadas uma variável de estado, S_n , uma variável de decisão, D_n , uma função de transição, T_n , e uma função contribuição de estágio, R_n .

Na formulação do modelo, o sistema fluvial é dividido em N trechos, cada um dos quais constitui um *estágio* no processo de *PD*. As relações básicas entre os elementos de um estágio são apresentadas na Figura 12, cujas siglas têm o seguinte significado: *AS* - captação de água subterrânea; *GPE* - grande produtor de efluente (cidade ou indústria); *ETA* - estação de tratamento de água abastecedora de *GPE* (variando em número de 1 a M); *DE* - descarga pontual de efluente não tratado; *ETAR* - estação de tratamento de águas residuais com efluente no trecho do rio; *MPE* - médio produtor de efluente (cidade ou indústria) lançando efluente em *ETAR* (variando em número de 1 a P), (Vieira and Lijklema, 1989).

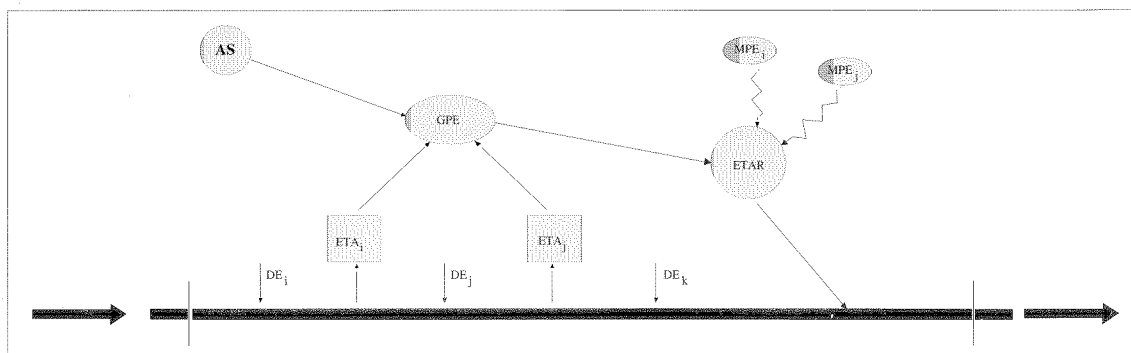


Figura 12 - Representação esquemática de um estágio em *PD*

A concentração de poluentes-chave na água superficial foi considerada variável de estado (S_n) para *PD*. Em cada *estágio*, após se definir um intervalo de variação dos valores para S_n , “região admissível”, (parâmetros de qualidade da água, s_n), o algoritmo de *DP* gera D_n (um conjunto de decisões possíveis), associadas a R_n (um conjunto de custos, m , resultantes do conjunto de decisões). O modelo determina, em cada *estágio*, a eficiência de remoção do poluente considerado, em função da sua concentração na água e dos valores limites impostos.

A função contribuição de estágio $R_n(s_n, d_n)$, associada àqueles parâmetros e decisões, é definida pela equação:

$$R_n = E_n + \alpha n \sum_{m=1}^{M_n} C_{nm} + \beta n \sum_{p=1}^{P_n} F_{np} - \sum B_n \quad (7)$$

$$n = 1, 2, 3, \dots, N$$

em que,

- E_n = custo total actualizado (investimento + O&M) da *ETAR*;
- C_{nm} = custo total actualizado (investimento + O&M) da *ETA(m)*;
- F_{np} = custo total actualizado da estação de bombagem e conduta elevatória ou emissário gravítico que transfere esgoto de *MPE(p)* para *ETAR*;

- B_n = benefício directo;
 α_n = indicador da existência de *ETA*; 1 = sim, 2 = não;
 β_n = indicador da existência de sistema de transferência de esgotos (de outros produtores que não *GPE*) afluentes a *ETAR*, 1 = conduta elevatória, 2 = emissário gravítico; 0 = inexistência de sistema;
 M_n = número de *ETA* no trecho n ;
 m = número inteiro variando de 1 a M ;
 P_n = número de *MPE* no trecho n ;
 p = número inteiro variando de 1 a P ;
 N = número de trechos em que se dividiu o sistema fluvial.

4.2.3 Resultados

O modelo *OPTIMA* foi aplicado à zona mais poluída da bacia do rio Ave (assinalada a sombreado na Figura 10). A opção de simulação utilizada foi a de inexistência de sistemas de tratamento construídos, com o objectivo de pesar alternativas de custo mínimo, tendo em consideração valores pré-estabelecidos para a concentração de poluentes na água. As estratégias alternativas analisadas foram: (1) construção de *ETAR* associada a cada produtor significativo de esgoto; construção de *ETAR* regionais de grande dimensão (com a correspondente economia de escala) e transferência de caudais de esgoto de outros produtores. A descrição pormenorizada dos possíveis sistemas de tratamento, bases de dados utilizadas e esquemas de planeamento para o período de projecto considerado, podem obter-se em Vieira and Lijklema (1989). Apenas foram consideradas 80 alternativas viáveis, em situação real de planeamento. A solução óptima para períodos críticos de caudais de estiagem e para limites máximos de CBO_5 nos diferentes trechos do rio apresentam-se na Tabela 1 e na Figura 13.

Tabela 1 - Resultados seleccionados da solução óptima (preços de 1985)

Trecho <i>ETAR</i>	Custo Investimento (10 ⁶ Esc)		Custo Total Actual. (10 ⁶ Esc)		Desempenho da <i>ETAR</i>		Limites de CBO_5 (mg/L)		
	<i>ETAR</i>	Sistema elevat.	<i>ETAR</i>	Sistema elevat.	Eficiência	Processo	Entrada	Trecho	Saída
1-Ronfe	46.506	---	121.674	---	0.94	1	0.0	0.0	0.1
2-Pevidém	253.358	4.445	596.652	24.049	0.85	2	0.1	0.1	2.9
3-Bairro	250.995	---	655.567	---	0.88	2	2.9	2.7	3.8
4-Sequeiro	143.413	---	298.116	---	0.79	2	3.8	3.7	4.0
5-Santo Tirso	554.059	---	1.370.739	---	0.87	2	4.0	3.8	5.0
6-Guimarães	552.719	8.411	1.682.139	28.413	0.95	2	0.0	0.1	1.5
7-Vizela	397.770	41.203	1.233.737	109.877	0.96	2	0.0	0.1	1.5
8-Campo	661.146	---	2.046.680	---	0.96	2	1.5	1.4	3.7
9-Lordelo	87.902	3.192	228.911	21.120	0.92	1	3.7	3.5	3.7
10-Aves	283.603	---	899.060	---	0.96	2	3.7	3.3	3.8
Soma	3.241.471	57.251	9.133.275	183.459					

Processos de tratamento: 1 - Lamas activadas; 2 - Leitões percoladores

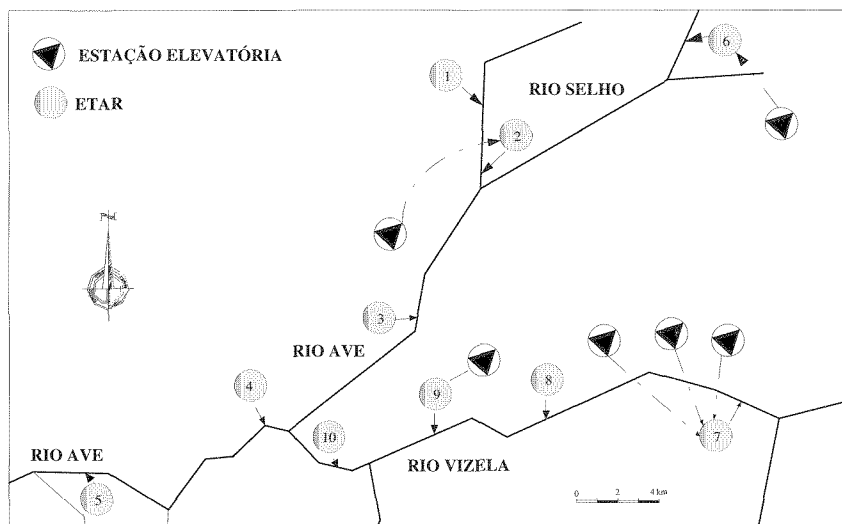


Figura 13 - Esquema *ótimo* de tratamento (números concordantes com os da Tabela 1)

5. CONCLUSÕES

Métodos de apoio à decisão têm vindo a ser aplicados de forma crescente à medida que os meios computacionais disponíveis a cientistas e gestores se tornam cada vez mais poderosos e *amigáveis*. A natureza do processo de planeamento de recursos hídricos e a enorme quantidade de informação necessária à adopção de políticas de gestão que respeitem condicionantes sociais, económicas, ambientais e institucionais, recomendam a integração de variadas ferramentas informáticas (bases de dados, modelos matemáticos, sistemas de informação) em *SAD*, sendo assim possível descrever um sistema natural e comparar diferentes estratégias e medidas de gestão.

Um *SAD* pode, assim revelar-se uma forma eficiente para: (1) integrar esforços de disciplinas científicas diferentes, transferindo os respectivos resultados para o nível do planeamento e da gestão; (2) aumentar o conhecimento das relações entre os usos da água e a resposta do próprio sistema; (3) pôr à disposição de diferentes entidades uma estrutura comum para análise e comparação de decisões de gestão; (4) repetir processos de decisão, de forma muito simples, à medida que são conhecidos dados adicionais ou alterações de variáveis importantes.

No presente trabalho, procurou evidenciar-se, em dois casos diferentes de gestão da qualidade da água, as virtudes do desenvolvimento e aplicação de *SAD* como suporte à decisão em planeamento e gestão de recursos hídricos, no âmbito regional de uma bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS

- Arnold U., and Orlob G.T., Decision Support for Estuarine Water Quality Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* **115(6)**, 775-792 (1989).
- EC Commision Proposal for a Council Directive Establishing a Framework for European Community Water Policy. (Consultation Draft 4/12/96). European Commission. Brussels (1996).

- Haagsma I.G. Integrated Modelling Facilitated by Standard Data Formats as a Tool for a Generic Decision Support System. In *Hydroinformatics'96*, (Edited by Müller A.), 179-186. A.A. Balkema. Rotterdam (1996).
- INAG *Plano Nacional do Água. Termos de Referência e Estratégia de Elaboração (Fevereiro de 1997)*. Instituto da Água. Lisboa (1997).
- Loucks D.P. Developing and Implementing Decision Support Systems: A Critique and a Challenge. *Water Resources Bull.* **31(4)**, 571-582 (1995).
- Verhaeghe R.J., and van der Krogt W.N.M. Decision Support System for River Basin Planning. In *Hydroinformatics'96*, (Edited by Müller A.), 67-74. A.A. Balkema. Rotterdam (1996).
- Vieira J.M.P. *Aplicação de Modelos Matemáticos na Gestão da Qualidade de Águas Superficiais*. Tese de Doutoramento em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Braga, Portugal (1986).
- Vieira J.M.P. Decision Support Systems for Water Resources Planning and Management. In *VII International Conference on Enhancement and Promotion of Computational Methods in Engineering and Science*, (Edited by Bento, J., Oliveira E.A, and Pereira E.) **2**, 1197-1206. Elsevier Science Ltd, Oxford, UK (1999).
- Vieira, J.M.P., and Lijklema L. Development and Application of a Model for Regional Water Quality Management. *Water Research* **23(6)**, 767-777 (1989).
- Vieira J.M.P., Pinho J.L.S. and Duarte A.A.L.S. River Water Quality Management Using Mathematical Modelling. In *Metropolitan Areas and Rivers*, **2**, 258-270. ACEA Publisher, Itália (1996).
- Vieira J.M.P., Pinho J.L.S., Duarte A.A.L.S. e Martins V.C.A.T. *Estudo Preliminar de Impacto Ambiental da Captação de Areias de Vilar na Qualidade das Águas do Rio Cávado*. Águas do Cávado, S.A. Barcelos (1997a).
- Vieira J.M.P., Pinho J.L.S. and Duarte A.A.L.S. Eutrophication Vulnerability Analysis in Surface Waters. In *Specialist Conference on Eutrophication Research*, (Edited by Roijackers R., Aalderink R.H. and Blom G.), 171-178. Wageningen, Holanda (1997b).
- Vieira J.M.P., Pinho J.L.S. and Duarte A.A.L.S. Eutrophication Vulnerability Analysis: A Case Study. *Water Science and Technology*, **37 (3)** 121-128 (1998).
- World Bank *World Bank Policy Document on Water Resources Management*. Technical Paper, Washington (1993).