

ABORDAGENS DE SIMULAÇÃO MATEMÁTICA E INTRODUÇÃO À GESTÃO EM TEMPO REAL

FILIPA FERREIRA E LUÍS MESQUITA DAVID

1. INTRODUÇÃO

O aumento das áreas edificadas e zonas impermeabilizadas dos núcleos urbanos tem ampliado o risco de inundações durante eventos pluviosos, decorrente da menor capacidade de infiltração e transporte da água no subsolo, bem como a frequência da ocorrência de descargas de excedentes contaminados para os meios recetores. Adicionalmente, o aumento da atividade humana tem provocado a poluição da superfície de bacias de drenagem e o arrastamento desses poluentes pelas escorrências pluviais para o meio receptor (Matos e Ferreira, 2006).

Para mitigar estes problemas é frequente recorrer-se a medidas como o aumento da capacidade de armazenamento e de encaixe de água através da construção de reservatórios ou bacias de detenção (soluções estruturais); a implementação de soluções de controlo na origem (soluções “verdes” de promoção da infiltração e recarga do solo como pavimentos porosos); a implementação de controlo em tempo real das infraestruturas com o objetivo maximizar a utilização da capacidade existente no sistema (nomeadamente em redes e reservatórios), minimizando inundações em meio urbano e descargas não tratadas no meio receptor.

Nesta perspetiva, a gestão eficaz e eficiente do sistema de drenagem através de um controlo em tempo real ou *quasi-real* deve assentar numa rede de monitorização adequada que permita ao recetor da informação tomar uma decisão e intervir atempadamente. A utilização de modelos de simulação constitui também uma ferramenta particularmente útil neste domínio, bem como para a reabilitação dos sistemas existentes, testando soluções para resolver os problemas detetados.

A modelação computacional de sistemas de drenagem de águas residuais, como instrumento de planeamento, projecto, análise e operação de sistemas, teve início sensivelmente na década de 1970. Durante a década de 90 foi dada especial atenção à integração, nos modelos hidrodinâmicos e de qualidade, de potencialidades de gestão e controlo em tempo real (CTR), a par de uma aposta continuada na melhoria das capacidades, flexibilidade, facilidade de utilização e de interpretação de resultados, com recurso às crescentes capacidades de visualização gráfica (Cardoso, 2007).

A monitorização dos sistemas de drenagem urbana é uma componente importante para as actividades de operação, uma vez que é a única forma de se obter a informação fundamental para o conhecimento do funcionamento dos sistemas, utilizada para a análise, o diagnóstico e a avaliação do seu desempenho. Permite, também, apoiar as actividades de manutenção e

modelação matemática dos sistemas, podendo, ainda, ser utilizada para o controlo em tempo real dos sistemas (“Real Time Control” ou RTC em terminologia anglo-saxónica).

No âmbito do presente documento são descritos e caracterizados os principais modelos existentes destinados à simulação do comportamento de sistemas de drenagem, referindo-se as respectivas bases de formulação e princípios gerais, descrevendo-se sumariamente alguns dos modelos existentes. É ainda efectuada uma introdução à gestão em tempo real dos sistemas de drenagem, incluindo os princípios do controlo em tempo real, referências à monitorização e exemplos de aplicação destes conceitos em sistemas de drenagem europeus.

2. PRINCÍPIOS DE DESENVOLVIMENTO E FORMULAÇÃO DE MODELOS

2.1. CLASSIFICAÇÃO DE MODELOS E ETAPAS DO PROCESSO DE MODELAÇÃO

A modelação de sistemas de drenagem de águas residuais é efectuada, frequentemente, com objectivos diversos, dos quais decorrem diferentes abordagens, conceptualizações, níveis de descrição e métodos de resolução. Na descrição dos modelos, é comum utilizarem-se designações como modelo hidrodinâmico/hidráulico ou hidrológico, de qualidade ou hidráulico, com ou sem controlo em tempo real, sendo igualmente consideradas as seguintes classificações principais:

- Modelos *determinísticos* (formulados segundo regras de causalidade, que pressupõem um total conhecimento do sistema) *vs* *probabilísticos* (que podem ser estatísticos ou estocásticos, consoante utilizem amostras aleatórias dos fenómenos para a estimação dos parâmetros de distribuição de frequências, ou tenham em conta a correlação observada em determinadas séries temporais). Nos modelos probabilísticos, em que o comportamento do sistema não é totalmente conhecido, os tempos computacionais são inferiores, mas a necessidade de dados de entrada é superior.
- Modelos *teóricos* ou *fisicamente baseados* *vs* modelos *conceptuais* ou *empíricos*, que recorrem à representação simplificada dos processos físicos, com base em resultados obtidos experimentalmente.
- Modelos de *regime permanente* (em que todas as variáveis e parâmetros são independentes do tempo) *vs* modelos *dinâmicos* (analisam a evolução temporal das diferentes variáveis).
- Modelos de *análise evento-a-evento* (modelos fisicamente baseados e distribuídos no espaço, em que as condições iniciais têm que ser dadas através de parâmetros de entrada) ou de *modelação contínua* (destinados à análise do comportamento do sistema durante longos períodos de tempo). Os modelos contínuos aplicam-se a séries de eventos com vários anos de precipitação, requerem a simplificação das bacias de drenagem e a utilização de modelos conceptuais ou empíricos, de resolução mais célere e simples. Estes

modelos possibilitam, designadamente, a estimativa anual das cargas poluentes descarregadas.

- Modelos *distribuídos* (em que os parâmetros variam espacialmente) vs modelos *agregados*.
- Modelos *analíticos* (que recorrem a instrumentos de matemática clássicos, como a teoria da perturbação ou transformadas de Laplace, e permitem a modelação contínua, obtendo-se soluções em qualquer ponto do domínio) vs modelos *numéricos* (que conduzem a modelos discretos no espaço e/ou no tempo, pelo que apenas se obtêm soluções em pontos pré-determinados). Os modelos numéricos recorrem a discretizações baseadas em diferenças finitas, volumes finitos ou elementos finitos, sendo usual a aplicação do método das características. Com o objectivo de acelerar o cálculo, e embora se possa perder algum rigor, as equações não lineares podem ser resolvidas utilizando soluções de linearização.

Na bibliografia anglo-saxónica é recorrente a terminologia de “*black box model*”, “*glass box/white box model*” ou “*grey box model*”. Os modelos do tipo “caixa preta” são modelos empíricos, simplificados, de aplicação limitada às condições de calibração e que oferecem reduzido conhecimento sobre as formas de controlar os processos observados. Reproduzem não o fenómeno físico mas sim a resposta do sistema. Os modelos “caixa branca” ou “caixa de vidro” são modelos determinísticos que representam os processos mais relevantes através de equações diferenciais (nomeadamente através das equações da continuidade, conservação do momento e da energia, transporte de massa e de reacções biológicas), e podem ser aplicados, com cuidado, fora das condições estritas de calibração. Os modelos do tipo “caixa cinzenta” correspondem a modelos intermédios, baseados em simplificações das leis físicas.

De acordo com Olsson e Newell (1999) e Dochain e Vanrolleghem (2001), o processo de modelação deve considerar as seguintes etapas principais:

- definição do problema: definir processos a modelar e respectivas variáveis, e quais os objectivos do modelo (*e.g.*, dimensionamento do sistema, simulação da operação do sistema, controlo da ETAR, resolução de problemas existentes, investigação e ensino);
- recolha de informação disponível;
- selecção de modelo a aplicar (escolha de equações que traduzam os processos), atendendo aos principais fins a que se destina o modelo;
- estabelecimento de condições iniciais e de condições de fronteira para todas as variáveis dos processos;
- representação das equações diferenciais de forma discreta, através de métodos numéricos;
- desenvolvimento do código e “debugging”;
- calibração e validação do modelo (comparando os resultados obtidos com os dados que não foram usados na calibração);
- aplicação do modelo.

A incerteza associada aos resultados da aplicação de qualquer modelo deve-se, designadamente, aos dados de entrada, aos valores adoptados para cada parâmetro e à própria estrutura do modelo.

2.2. MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO COMPORTAMENTO DE SISTEMAS DE DRENAGEM

2.2.1 ASPECTOS GERAIS

Os programas que simulam o comportamento dos sistemas de drenagem modelam o escoamento dinâmico incluindo aspectos hidráulicos e hidrológicos e podem, na sua maioria, ser aplicados à modelação do escoamento superficial, do escoamento com superfície livre (em canais e colectores) e sob pressão. Em geral, estes programas são aplicados de forma a: *a)* avaliar medidas de beneficiação do sistema com vista à redução de inundações e ao controlo de descargas directas de excedentes; *b)* estimar cargas poluentes, incluindo as de origem difusa e *c)* avaliar a eficácia de soluções de controlo na origem na redução da poluição dos meios receptores, em tempo de chuva.

Em regra, são usados modelos hidrológicos, conceptuais ou empíricos, para a simulação do escoamento superficial nas bacias de drenagem, que abordam cada bacia de drenagem como uma unidade agregada e permitem a determinação de hidrogramas de cheias a jusante da bacia. Para a simulação do escoamento na rede de colectores recorre-se a modelos hidráulicos de propagação do escoamento (fisicamente baseados e distribuídos), frequentemente baseados na resolução numérica das equações de Saint Venant.

Alguns dos programas existentes modelam ainda a qualidade da água e o transporte de sedimentos, o que permite estimar a poluição total e as concentrações médias de poluentes descarregadas por evento, ou estimar a variação de poluição e transporte de sedimentos ao longo do espaço e do tempo. Os modelos que colocam ênfase nos processos em colectores encontram-se numa fase ainda não totalmente consolidada do desenvolvimento.

A modelação do comportamento hidráulico de sistemas de drenagem está amplamente divulgada no meio científico (menos no meio técnico), sendo comum a sua aplicação, nomeadamente com vista à avaliação de zonas sujeitas a inundações, à estimativa de descargas directas de excedentes e à determinação de caudais afluentes à ETAR.

2.2.2 PRECIPITAÇÃO E ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Em meio urbano, o ciclo hidrológico deve ter em conta os fenómenos de propagação (atraso na resposta), de atenuação e deformação (amortecimento da resposta) e de perdas ou desvio de caudal (Almeida, 1983), que se verificam após a ocorrência de precipitação e que justificam o facto de apenas uma parte da precipitação total, designada por precipitação efectiva ou útil, contribuir para o escoamento superficial. O restante retorna à atmosfera por evaporação e/ou por evapotranspiração, ou é perdido por intercepção, humedecimento do solo, retenção ou armazenamento em depressões superficiais (perdas iniciais). Há ainda que

considerar as perdas contínuas, devidas sobretudo ao fenómeno de infiltração. Na Figura 2.1 apresenta-se, esquematicamente, a formação de um hidrograma (escoamento superficial) a partir do hietograma correspondente a um evento pluviométrico.

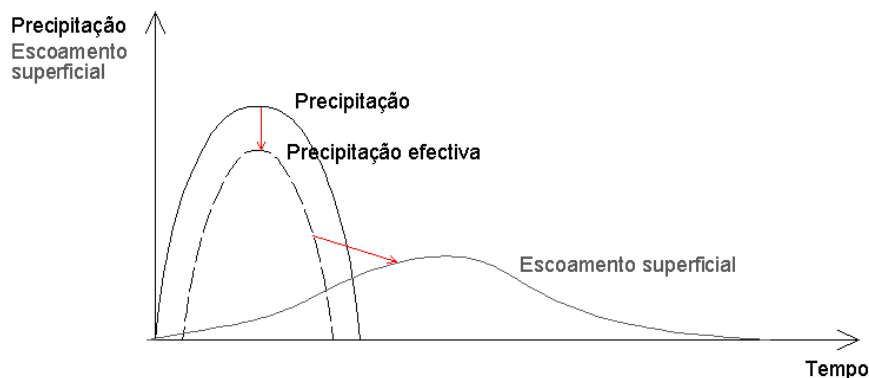


Figura 2.1 - Representação esquemática de formação de hidrograma, no tempo (adaptada de Rauch et al., 2002).

A precipitação é a principal solicitação dos sistemas de drenagem em meio urbano. Nos estudos de projecto de hidráulica urbana é usual considerar intensidades médias de precipitação, em função da duração da chuvada e do período de retorno, que podem ser estimadas através de curvas intensidade-duração-frequência (curvas IDF). Estas curvas são estabelecidas, para diferentes regiões pluviométricas, através de expressões matemáticas obtidas a partir da análise estatística de séries de registos de precipitação. Em Portugal, de acordo com a legislação vigente, as curvas IDF são consideradas no dimensionamento dos sistemas de drenagem actuais, destacando-se nesta área o trabalho de Matos (1987) e de Pereira (1995). Matos (1987) estabeleceu, igualmente, com base na análise de hietogramas de precipitações intensas para diversos postos udográficos de Portugal, um hietograma de projecto com 4 h de duração, em que o período de intensidade máxima está centrado no tempo. Normalmente, considera-se a precipitação máxima de projecto uniformemente distribuída em toda a área da bacia, atendendo à dimensão relativamente reduzida das bacias de drenagem urbanas.

As perdas iniciais dependem do declive e ocupação da bacia, das condições atmosféricas e do grau de humedecimento do solo e podem ascender a 3 a 7 mm nas áreas permeáveis, ou a 0,2 a 3 mm em áreas impermeáveis (Desbordes, 1974; Haestad methods, 2003; citados por David, 2006). Em Portugal, Matos (1987) obteve valores médios de 0,8 mm na bacia urbana das Antas, no Porto, e de 1,3 mm e 2,4 mm em duas bacias do bairro de Alvalade, em Lisboa.

A intensidade da infiltração depende da permeabilidade, estado de saturação e tipo de ocupação do solo, sendo usualmente modelada através da fórmula empírica de Horton, de 1933, ou, na falta de elementos, da fórmula de Normand (Almeida, 1983). Referem-se ainda as leis fisicamente baseadas de Green e Ampt, de 1911, e de Philip, de 1954. A recuperação da capacidade de infiltração do solo em tempo seco é geralmente modelada por fórmulas empíricas (Kipkie, 1998; Huber e Dickinson, 1988).

A lei de Horton é dada por:

$$f(t) = f_f + (f_0 - f_f)e^{-k.t} \quad (2.1)$$

em que⁽¹⁾:

- t - é o tempo contado desde o início da infiltração, após um longo período seco (h);
- $f(t)$ - é a intensidade de infiltração no instante de tempo t (mm/h);
- f_0 - é a intensidade de infiltração máxima (após um longo período seco) (mm/h);
- f_f - é a intensidade de infiltração mínima (solo saturado) (mm/h);
- k - é o coeficiente de decaimento da intensidade de infiltração (h^{-1}).

Green e Ampt, em 1911, apresentaram uma das primeiras aproximações fisicamente baseadas para o cálculo da infiltração, com a vantagem de ter sido estabelecida com base em parâmetros físicos e mensuráveis dos solos (Chow et al., 1988; USACE – United States Army Corps of Engineers, 1994). A intensidade de infiltração é dada por:

$$f = K_{sat} \left[\frac{\psi \cdot (\theta_{sat} - \theta_i)}{F} + 1 \right] \quad (2.2)$$

em que:

- f - é a intensidade de infiltração (mm/h);
- K_{sat} - é a condutividade hidráulica vertical saturada do solo (mm/h);
- ψ - é a altura de sucção por capilaridade (mm);
- θ_{sat} - é o teor de humidade volumétrica em condições de saturação (-);
- θ_i - é o teor de humidade volumétrica nas condições iniciais (-);
- F - é a infiltração acumulada (mm).

O cálculo da intensidade de infiltração num determinado instante, f , obriga à determinação da infiltração total ocorrida até a esse instante, F . Integrando f , tem-se:

$$F = K_{sat} \cdot t + \psi \cdot (\theta_{sat} - \theta_i) \cdot \ln \left[1 + \frac{F}{\psi \cdot (\theta_{sat} - \theta_i)} \right] \quad (2.3)$$

Esta expressão não pode ser resolvida explicitamente, exigindo a aplicação de um método numérico, como o de Newton-Raphson ou o da bissecção. Tal como a lei de Horton, o método de Green e Ampt admite que a intensidade de precipitação é sempre superior à intensidade de

⁽¹⁾ A equação é dimensionalmente homogénea, dispensando a apresentação de unidades na descrição das variáveis. No entanto, tendo em vista melhorar a compreensão do uso desta e de outras equações, optou-se por associar à descrição das variáveis as unidades com que habitualmente são utilizadas.

infiltração, obrigando a uma modificação do algoritmo sempre que esta condição não se verifica.

A propagação do escoamento superficial numa bacia de drenagem é traduzida por um hidrograma, cuja forma e dimensão dependem das características geométricas, de rugosidade, permeabilidade e capacidade de retenção ou armazenamento do terreno natural. Para descrever a propagação do escoamento superficial são usados, em regra, os seguintes modelos: hidrograma unitário, curvas tempo-área, modelo de reservatório e modelo cinemático, que são amplamente conhecidos pela comunidade técnico-científica (e.g., Chow et al., 1988). Os modelos mais comuns são sumariamente descritos de seguida:

- *Modelo do hidrograma unitário* – Corresponde ao hidrograma do escoamento superficial directo resultante de uma precipitação útil unitária, com duração unitária, uniformemente distribuída no tempo e no espaço. Este conceito, apresentado por Sherman em 1932, admite que a duração do hidrograma depende apenas da duração da chuvada e que a bacia é um sistema de resposta linear. Conhecido o hidrograma unitário de uma bacia (através de resultados de monitorização) é possível determinar o hidrograma para qualquer precipitação, pela sobreposição dos efeitos de diversos hidrogramas parcelares correspondentes à discretização da chuvada, proporcionais ao hidrograma unitário e desfasados no tempo.

Como o hidrograma unitário é construído, para cada bacia, com base em dados de monitorização, recorre-se frequentemente ao *hidrograma unitário adimensional e triangular* apresentado pelos Serviços de Conservação do Solo dos Estados Unidos da América (“U.S. Soil Conservation Service”). Este hidrograma apresenta uma geometria fixa, definida em função do caudal de ponta e da duração da fase ascendente do hidrograma (estimada atendendo às características do solo e ao comprimento e declive da bacia de drenagem). No entanto, dado que a definição deste hidrograma se baseia em dados provenientes de bacias rurais, a sua aplicação deve restringir-se a bacias urbanas pouco impermeáveis (David, 2006).

- *Modelo de reservatório linear* – Admite que a bacia de drenagem funciona como um reservatório, em que o volume de armazenamento em cada instante é proporcional ao caudal na secção de jusante nesse instante. Este modelo conjuga a equação da continuidade e a equação do armazenamento e permite obter um hidrograma unitário que representa adequadamente o comportamento de pequenas bacias urbanas. O coeficiente de armazenamento corresponde, aproximadamente, à diferença temporal entre os centróides dos hidrogramas do escoamento superficial directo e da precipitação útil (“lag time”, em terminologia inglesa), que é da ordem de 0,6 a 0,7 do tempo de concentração da bacia (USACE, 1994; Guo, 2003) O *modelo da cascata de reservatórios lineares* (também conhecido por modelo de Nash) deriva do modelo de reservatório linear e pode ser aplicado a bacias de grandes dimensões, pois representa a bacia como uma série de n reservatórios lineares dispostos em cascata (para bacias urbanas considera-se, em geral, n igual ou inferior a 3).

- *Modelo de reservatório não linear ou modelo cinemático* – O escoamento é simulado como se se tratasse de um canal com superfície livre, considerando apenas forças gravíticas e de atrito, pelo que o volume escoado é determinado com base nas diversas perdas de carga e nas dimensões da bacia, enquanto que a forma do hidrograma é determinada pela largura, inclinação e rugosidade da superfície, nomeadamente através da equação de Manning-Strickler.
- *Curvas tempo-área* – Este modelo descreve a evolução no tempo da área da bacia que contribui para o escoamento na secção de jusante. As curvas tempo-área são definidas desde o início da chuvada até ao tempo de concentração da bacia (instante em que toda a bacia contribui para o escoamento) e dependem, assim, da forma da bacia (classificada como divergente, rectangular ou convergente segundo DHI, 2002a), do declive e do tempo de concentração.

2.2.3 PROPAGAÇÃO DO ESCOAMENTO NA REDE DE COLECTORES

2.2.3.1 Equações básicas

No estabelecimento das equações básicas da hidromecânica a considerar na modelação matemática dos escoamentos admitem-se, usualmente, as seguintes hipóteses:

- escoamento gradualmente variável e unidimensional;
- aceleração vertical desprezável;
- distribuição hidrostática de pressões;
- os efeitos das tensões tangenciais do escoamento e da turbulência são representados por uma perda de carga unitária, igual à que ocorreria num escoamento permanente e uniforme com características idênticas às características instantâneas do escoamento em regime variável (hipótese quase-estacionária);
- líquido homogéneo e incompressível.

A propagação do escoamento na rede de colectores pode ser avaliada aplicando modelos baseados nas equações de Saint Venant (integração na vertical das equações da continuidade e da quantidade de movimento, respectivamente dadas pelas expressões (2.4) e (2.5), definidas considerando um trecho de controlo elementar):

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q_L \quad (2.4)$$

$$\gamma \cdot A \cdot \left(\frac{\partial h}{\partial x} - i \right) + \gamma \cdot A \cdot J + \rho \cdot \left(\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \beta QV}{\partial x} \right) = 0 \quad (2.5)$$

em que:

- Q - caudal (m³/s);
- A - secção do escoamento (m²);
- x - distância na direcção do escoamento (m);
- t - tempo (s);

q_L	- caudal unitário lateral (nos modelos de drenagem urbana a afluência de caudais é, em regra, concentrada nos nós pelo que se admite $q_L=0$) (m^2/s);
γ	- peso volúmico da água (N/m^3);
h	- altura do escoamento (m);
i	- inclinação do colector (-);
J	- perda de carga unitária (-);
ρ	- massa volúmica da água (kg/m^3);
β	- coeficiente da quantidade do movimento (que se admite igual a 1) (-);
V	- velocidade uniforme fictícia em cada secção transversal (m/s).

O primeiro termo da equação (2.5), também designada por equação da dinâmica, corresponde às forças actuantes sobre o volume de controlo (peso e pressão), o segundo termo às forças tangenciais (forças de atrito, dadas pela perda de carga hidráulica) e o terceiro à aceleração local e convectiva do escoamento (termo de inércia). Em regime uniforme e permanente, as grandezas U , h e A são constantes ao longo do tempo e do percurso; em regime permanente mas não uniforme (regime variado com regolfo), estas grandezas não variam com o tempo mas variam ao longo do percurso; em regime variável, podem variar com o tempo e ao longo do percurso.

É comum a equação (2.5) ser apresentada na seguinte forma (DHI, 2002b), em que g representa a aceleração da gravidade:

$$(J - i) + \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{1}{g \cdot A} \cdot \frac{\partial QV}{\partial x} + \frac{1}{g \cdot A} \cdot \frac{\partial Q}{\partial t} = 0 \quad (2.6)$$

Para a resolução das equações básicas devem ser consideradas as seguintes equações adicionais:

- equação da resistência (fórmulas de perda de carga, nomeadamente as fórmulas de Darcy-Weirbach ou de Colebrook-White, ou as fórmulas monómicas empíricas de Chézy ou de Gauckler-Manning-Strickler);
- condições iniciais (de volume e altura do escoamento ao longo do percurso);
- condições de fronteira (caracterizar as variações de caudal ou de altura do escoamento nas extremidades de cada troço, incluindo perdas de carga localizadas, armazenamento em câmaras de visita, descarregadores e eventuais níveis de maré).

Refere-se ainda que a velocidade de propagação de uma pequena perturbação (de uma onda) em escoamentos variáveis com superfície livre pode ser dada pela expressão:

$$V_p = U \pm \sqrt{g \cdot h_m} \quad (2.7)$$

sendo:

g	- aceleração da gravidade (m/s^2);
h_m	- quociente entre a área da secção transversal do escoamento e a largura superficial da secção transversal (m);

U - velocidade média do escoamento (m/s).

O termo $\sqrt{g \cdot h_m}$ corresponde à celeridade, c , ou seja, à velocidade de propagação da onda em relação à velocidade do escoamento.

A aplicação das equações de Saint Venant a condutas sob pressão pode ser concretizada através da aplicação do conceito introduzido por Preissmann, que contempla a existência de uma hipotética ranhura na geratriz superior da tubagem, de tal ordem de grandeza que não aumente significativamente a secção do escoamento, nem o respectivo raio hidráulico. Esta aproximação possibilita a utilização do mesmo sistema de equações para modelar o escoamento em superfície livre e em pressão, sendo adoptada pela maioria dos modelos de drenagem urbana. Por vezes, é modelada uma transição suave entre a geometria da secção do colector e a secção da ranhura fictícia, de modo a aumentar a estabilidade de cálculo (DHI, 2002b).

2.2.3.2 Tipos de modelos

A maioria dos modelos matemáticos inclui a equação da continuidade, diferindo relativamente aos termos da equação da dinâmica que consideram. Assim, podem ser obtidos os modelos hidrodinâmicos distintos que se descrevem de seguida.

MODELO RESERVATÓRIO

Considera apenas a equação da continuidade, pelo que tem em conta os efeitos de armazenamento e da respectiva atenuação, desprezando qualquer efeito dinâmico. Este tipo de modelo é válido se o efeito preponderante for o amortecimento por armazenamento e se se desprezarem os efeitos de jusante. De entre os modelos reservatório existentes, os mais utilizados para a propagação do escoamento em hidrologia urbana são os modelos de Muskingum (de que o modelo do reservatório linear é um caso particular) e de Muskingum-Cunge. O modelo de Muskingum-Cunge é uma técnica de convolução hidrológica não linear, que entra em consideração com a difusão e que permite representar a variação da geometria do canal e de diferentes situações de armazenamento. A sua maior limitação reside na incapacidade de representar os efeitos de jusante. Por outro lado, o método tende a divergir na convolução de hidrogramas com variações temporais bruscas, em particular no caso de canais com declives suaves (USACE 1994)

MODELO CINEMÁTICO

Considera a equação da continuidade e o primeiro termo da equação (2.6), que tem em conta o atraso das ondas devido à gravidade e ao atrito. É um modelo simples, que pode ser expresso, de forma aproximada, pela expressão de Gaukler-Manning-Strickler. O modelo cinemático tem em conta efeitos de armazenamento e permite a simulação de fenómenos de atenuação e atraso por técnicas numéricas (Almeida, 1983). No entanto, este tipo de modelo não é aplicável em regimes lentos (em que prevalecem os efeitos de jusante) ou em situações em que os hidrogramas afluentes apresentem variações acentuadas ao longo do tempo, conduzindo a acelerações de inércia não desprezáveis.

MODELO DE DIFUSÃO

Este modelo tem em conta a equação da continuidade e o primeiro e segundo termos da equação (2.6) (o segundo termo, também designado termo do gradiente de pressões, representa a atenuação da onda, ou seja, a difusão). O modelo de difusão inclui apenas efeitos de propagação das ondas dinâmicas para jusante, considera efeitos de regolfo e de armazenamento e permite a simulação de fenómenos de atraso na atenuação e na propagação. Devido à exclusão dos termos de inércia, deve aplicar-se apenas às ondas moderadamente variáveis no tempo.

MODELO DINÂMICO COMPLETO

Considera a equação da continuidade e os quatro termos da equação (2.6), pelo que inclui todos os efeitos básicos da hidrodinâmica: efeitos de propagação das ondas dinâmicas para jusante e para montante, com velocidade dada pela equação (2.7); efeitos de amortecimento, atraso e deformação nas variações de caudal e de altura do escoamento ao longo dos colectores e efeitos de regolfo. O modelo dinâmico completo permite a inversão do sentido do escoamento em troços de colectores, sendo o único modelo que representa a propagação das ondas para montante, pois é o único que inclui o quarto termo da equação (2.6).

MODELO DA CURVA DE REGOLFO

Este modelo tem em conta efeitos regolfo, é aplicável em regime uniforme e considera a equação da continuidade e o primeiro, segundo e terceiro termos da equação (2.6).

Salienta-se que o modelo dinâmico completo exige maior tempo de cálculo, maior quantidade de dados e a aplicação de métodos complexos para a integração das equações de Saint Venant. Por vezes não se justifica a sua aplicação, recomendando-se o recurso aos modelos simplificados, computacionalmente menos exigentes, se os efeitos de alguns termos da equação da dinâmica puderem ser desprezados face aos restantes (os modelos simplificados são muito úteis em fases preliminares de projecto, enquanto as características do sistema ainda não estiverem totalmente definidas). Esta abordagem simplificada pode ser aplicada ao fenómeno de transporte de partículas, sendo associada, frequentemente, à simulação da qualidade da água.

A aplicabilidade dos modelos cinemáticos aumenta com o incremento do declive de fundo e com a suavidade do ramo ascendente do hidrograma de entrada (Almeida, 1983).

Para modelar sistemas complexos, como é frequentemente o caso dos sistemas de drenagem em meio urbano, é comum a utilização de modelos mistos, designadamente que simulem o escoamento nos colectores pelo modelo dinâmico completo e que modelem as câmaras de visita e as bacias de retenção com o modelo reservatório.

2.2.3.3 Métodos numéricos

A integração das equações de Saint Venant é feita, em regra, por métodos numéricos. A maioria destes métodos baseia-se na técnica de diferenças finitas, aplicada directamente às equações diferenciais ou após a respectiva transformação pelo método das características. Conhecidas as condições de fronteira e qualquer que seja a técnica de diferenças finitas aplicada, é possível considerar os colectores subdivididos em troços de cálculo de Δx e determinar os valores das incógnitas (designadamente caudais e alturas de escoamento, respectivamente Q e h), nos intervalos de cálculo de duração Δt (Almeida, 1983).

Em resultados das aproximações numéricas admitidas, podem ocorrer erros diversos, tais como oscilações parasitas, amortecimento exagerado ou alteração na velocidade de propagação do fenómeno. Para evitar problemas de estabilidade numérica deve-se assegurar o cumprimento da condição de Courant, dada pela equação (2.8), alterando para o efeito o passo de cálculo ou o comprimento dos troços de cálculo (Almeida, 1999).

$$\Delta t < \Delta x / \sqrt{g \cdot h} \quad (2.8)$$

2.2.4 MODELAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

2.2.4.1 Notas introdutórias

Alguns dos programas que simulam o comportamento dos sistemas de drenagem modelam também a qualidade da água e o transporte de sedimentos, o que permite estimar a poluição total e as concentrações médias descarregadas por evento pluviométrico, ou a variação de poluição e transporte de sedimentos ao longo do tempo.

Para além das cargas poluentes dos efluentes domésticos e industriais, as principais fontes de poluição, durante a ocorrência de precipitações, são os poluentes acumulados em tempo seco à superfície das bacias de drenagem (que são arrastados pelo escoamento superficial e entram no sistema através dos dispositivos de intercepção) e os acumulados no interior dos colectores. De facto, parte dos materiais particulados contribui também para a libertação de compostos solúveis previamente retidos na água intersticial da camada do fundo.

Neste contexto, a abordagem que tem sido utilizada na simulação da qualidade da água e do transporte de poluentes nos sistemas de drenagem de águas residuais tem em conta, em regra, os seguintes aspectos (Rauch et al., 2002):

- acumulação de poluentes em tempo seco nas superfícies de drenagem;
- arrastamento de poluentes durante a ocorrência de precipitações, por efeito de lavagem;
- transporte de poluentes no interior dos colectores (incluindo a formação de depósitos em tempo seco e a sua posterior erosão e transporte em tempo de chuva);
- processos químicos e biológicos que ocorrem durante o transporte.

Estes fenómenos variam no espaço e no tempo e dependem de factores como o tipo de ocupação e o declive da bacia de drenagem, o tráfego, o declive e estado de conservação dos

colectores, o grau de coesão dos depósitos, as condições de formação de biofilmes, o regime de precipitações e a duração do período de tempo seco antecedente a cada chuvada. Tratam-se de processos muito complexos, não lineares e interrelacionados, verificando-se uma elevada variabilidade da qualidade da água de evento para evento, de local para local, e também de secção para secção na mesma bacia de drenagem.

Actualmente, o conhecimento teórico de alguns dos processos envolvidos é ainda limitado. Deste modo, é preferível utilizar modelos simples, mais transparentes e de fiabilidade não inferior à dos modelos complexos, que integrem análises estatísticas dos resultados e das incertezas associadas (Bertrand-Krajewski et al., 1993).

Os modelos de qualidade da água e do transporte de poluentes nos sistemas de drenagem consideram um elevado número de parâmetros, o que dificulta e onera a respectiva calibração e validação. É, pois, comum adoptar valores da bibliografia para a maioria destes parâmetros e calibrar apenas os que se julgam determinantes para o problema em análise (Erbe et al., 2002; Rauch et al., 2002).

Assim, a modelação da qualidade da água é feita de forma simplificada, especialmente quando comparada com a modelação hidráulica, e está associada a elevadas incertezas tanto na representação dos processos físicos, químicos e biológicos, como na fiabilidade dos parâmetros monitorizados para calibração dos modelos. O uso inadequado dos modelos existentes e a incerteza associada aos resultados obtidos não tem contribuído para credibilizar a modelação da qualidade da água, assumindo este domínio elevada prioridade, em termos de necessidades de investigação.

2.2.4.2 Acumulação de poluentes

A acumulação de poluentes ocorre em tempo seco, no interior dos colectores e à superfície das bacias de drenagem. A acumulação no interior dos colectores deve-se à sedimentação das partículas de maior dimensão que não são mantidas em suspensão. Dado que grande parte dos poluentes está agrupada aos sedimentos, a matéria orgânica acumulada no fundo (“near bed solids”, em terminologia anglo-saxónica) contribui fortemente para a carência em oxigénio (química ou biológica).

A acumulação de poluentes sobre as superfícies das bacias de drenagem (em terminologia anglo-saxónica, “build-up”) é descrita por funções lineares ou por funções exponenciais – a escolha do modelo depende mais do ajuste numérico aos dados existentes do que de razões físicas. Alguns modelos assumem que a fonte de poluentes não é limitada, logo não entram em consideração com processos de acumulação. Uma vez avaliada a massa de depósitos arrastada pelo escoamento superficial, a maioria dos modelos determina as cargas poluentes associadas aos sedimentos através de coeficientes de proporcionalidade característicos de cada poluente, que são definidos atendendo ao tipo de ocupação do solo.

Entre as expressões mais utilizadas para relacionar a acumulação superficial com o tempo (t , expresso em dias), incluem-se as seguintes relações de potência, de Michaelis-Menton e exponencial:

$$M(t) = a \cdot t^b \quad (2.9)$$

$$M(t) = M_{\text{limite}} \cdot t / (a + t) \quad (2.10)$$

$$M(t) = M_{\text{limite}} \cdot (1 - e^{-K_d \cdot t}) \quad (2.11)$$

em que:

- M - massa de depósitos (kg/ha);
- a, b - coeficientes empíricos (-);
- M_{limite} - limite assintótico da massa acumulada (kg/ha);
- K_d - coeficiente de decaimento do processo de acumulação (dia^{-1}).

Refere-se que, apesar da relação de Michaelis-Menton ser, segundo U.S. Geological Survey (2002; citado em David, 2006), a que melhor se ajusta aos resultados obtidos em áreas residenciais nos E.U.A., a relação exponencial é a mais usada nos programas de modelação matemática, por ser de resolução analítica mais simples.

2.2.4.3 Arrastamento de poluentes das bacias de drenagem

O arrastamento de poluentes sobre as bacias de drenagem resulta da acção da precipitação, que coloca em movimento os depósitos previamente acumulados, e do subsequente escoamento superficial. Considera-se, usualmente, que estes processos dependem da massa de sedimentos previamente acumulada, das condições de tempo seco antecedentes e da intensidade da precipitação e/ou do escoamento superficial (Huber e Dickinson, 1988). Alguns programas apenas incluem as áreas pavimentadas na modelação da qualidade da água, enquanto outros consideram a totalidade da área urbana impermeabilizada.

A qualidade da água das escorrências superficiais é usualmente modelada por expressões conceptuais ou empíricas. Para simular o arrastamento dos poluentes acumulados à superfície, alguns modelos consideram, simplificadaamente, a velocidade de transporte das partículas igual à velocidade média do escoamento (apesar desta ser superior à primeira). Outros modelos simulam a propagação dos sedimentos através de modelos conceptuais que incluem, em regra, equações diferenciais de 1ª ordem (e.g., modelo do reservatório linear ou do duplo reservatório linear), embora nem sempre utilizem o mesmo modelo para a propagação do escoamento superficial. As cargas poluentes associadas aos sedimentos são, em regra, modeladas através de factores de proporcionalidade em relação aos sedimentos, que dependem da intensidade máxima da precipitação, com duração de 5 minutos.

A equação de Sartor e Boyd, do tipo exponencial, é uma das mais comumente adoptadas na modelação do arrastamento superficial e pode ser traduzida pela expressão seguinte (David, 2006):

$$M_E(t) = M_i \cdot (1 - e^{-K_a \cdot t}) \quad (2.12)$$

em que:

- M_E - massa arrastada desde o início da precipitação até ao instante t (kg/ha);
 M_i - massa disponível sobre as superfícies de drenagem do início da precipitação (kg/ha);
 K_a - coeficiente de arrastamento, que depende da intensidade da precipitação útil (s^{-1}).

2.2.4.4 Transporte de poluentes no interior dos colectores

Tal como referido anteriormente, os processos físicos a que estão sujeitos os poluentes no interior dos colectores incluem:

- deposição de sedimentos nos colectores em períodos de tempo seco e respectiva erosão/desintegração e arrastamento durante a ocorrência de precipitações (e/ou quando ocorrem os caudais de ponta);
- transporte de poluentes dissolvidos (em solução ou na fase coloidal) ou de sedimentos em suspensão;
- transporte de fundo de sedimentos (“bed load”, em terminologia anglo-saxónica);

Dado que grande parte dos poluentes está associada aos sedimentos, a modelação da qualidade da água nos colectores é efectuada recorrendo a equações de transporte sólido. As concentrações de cada poluente na fracção particulada são estimadas em função da concentração de sedimentos, através de expressões cujos parâmetros devem ser calibrados.

O transporte de sedimentos no interior dos colectores varia de forma não linear com as condições hidráulicas, nomeadamente com a velocidade do escoamento, e com as propriedades das partículas, devendo a abordagem teórica para cada tipo de transporte de poluentes (em solução ou na fase coloidal, em suspensão ou por transporte de fundo) ter estes factores em consideração.

Em termos gerais, o transporte de poluentes solúveis é descrito por modelos que também se aplicam a sólidos em suspensão, nomeadamente através de modelos reservatório ou de equações de advecção-dispersão. O transporte de poluentes particulados, mais complexo, recorre a modelos conceptuais e físicos, que consideram duas a três fases particuladas, cada uma descrita por equações específicas. Podem também ser consideradas interacções entre o transporte de sólido e a hidráulica (e.g., alteração do coeficiente de rugosidade e redução da secção transversal do colector), processos bioquímicos e efeitos de coesão, devidos à matéria orgânica.

Atendendo ao tipo de transporte de poluentes, os modelos actualmente utilizados apresentam as seguintes características principais:

TRANSPORTE NA FORMA DISSOLVIDA OU COLOIDAL

Em regra, o transporte de poluentes na forma dissolvida ou coloidal é modelado por equações de advecção-dispersão. Contudo, face às relativamente elevadas velocidades do escoamento em tempo de chuva, é comum considerar apenas a equação de advecção e admitir que a substância é conservativa (*i.e.*, que não sofre transformações físico-químicas ao longo do percurso), desprezando-se a dispersão. De facto, apesar da dispersão poder assumir alguma importância nos sistemas com declives reduzidos e efeitos de regolfo, a maioria dos modelos comerciais considera apenas a componente transportada por advecção (David, 2006).

TRANSPORTE EM SUSPENSÃO

O transporte de poluentes em suspensão é modelado por equações de advecção-dispersão, incluindo fórmulas que relacionam a concentração de material sólido em suspensão (que apresenta uma distribuição vertical de concentrações) com as características das partículas e com as condições do escoamento. Para a simulação do transporte em suspensão, destacam-se as equações de Rouse, o modelo de Engelund e Fredsøe e o modelo de duas camadas de Ashley e Verbanck (David, 2006). Para avaliar a velocidade de queda de uma partícula sedimentável pode ser aplicada a equação de Zanke, a equação de van Rijn ou uma equação do tipo Richardson-Zaki (DHI, 2002c).

TRANSPORTE DE FUNDO

O transporte de fundo de sedimentos depende da turbulência do escoamento, da massa de sedimentos acumulada, do caudal escoado ou da tensão de arrastamento no fundo. Os modelos conceptuais incluem, geralmente, equações diferenciais de 1ª ordem e consideram equações de transporte sólido e de erosão baseadas na lei de Shields. A condição de movimento incipiente de partículas depositadas no leito é frequentemente descrita com base no conceito da tensão crítica de arrastamento, que assume um carácter meramente conceptual dada a natureza aleatória dos processos. Shields determinou tensões críticas de arrastamento em regime uniforme sobre fundos horizontais, para sedimentos uniformes e não coesivos. Van Rijn (1984), entre outros autores, têm proposto expressões analíticas para relacionar a tensão crítica de arrastamento com as características dos sedimentos, tais como diâmetro do material, densidade e curva granulométrica.

TRANSPORTE SÓLIDO TOTAL

O transporte sólido total, ou das componentes de transporte em suspensão e por arrastamento, tem sido modelado com recurso aos métodos clássicos de transporte de sedimentos, originalmente desenvolvidos para escoamentos em canais abertos e largos, em regime permanente e uniforme, e para sedimentos não coesivos. Os modelos de Ackers e White, de Engelund e Hansen (que calculam directamente o transporte sólido total), de Engelund e Fredsøe e de van Rijn (que dividem o transporte sólido nas parcelas de arrastamento junto ao leito e em suspensão e permitem a simulação de configurações de fundo) são amplamente conhecidos na hidráulica fluvial, tendo sido implementados no programa de drenagem urbana MOUSE (módulo MOUSE TRAP). O modelo de Ackers e White está na base do algoritmo de Ackers, implementado no InfoWorks/HydroWorks™.

No entanto, estes modelos não consideram fenómenos cujo conhecimento teórico é ainda limitado, mas que podem assumir elevada importância no transporte sólido no interior dos colectores, nomeadamente a forma confinada dos colectores, a variabilidade dos regimes de escoamento, a reduzida dimensão e propriedades coesivas dos sedimentos, a disponibilidade limitada de sedimentos no fundo dos colectores e o desenvolvimento de biofilmes (Verbanck, 2000; Rushforth et al., 2003; Sutter et al., 2003; citados por David, 2006). O conhecimento teórico acerca da contribuição destes factores é ainda limitado, o que, associado às dificuldades de calibração dos parâmetros de qualidade da água, obriga a uma interpretação bastante prudente dos resultados e torna discutível o interesse da utilização de modelos tão sofisticados. Numa linha de representação mais simples e conceptual do transporte sólido total, tem-se a implementação do modelo de Velikanov nos programas HORUS e FLUPOL. Neste modelo, a deposição e a erosão no interior dos colectores é determinada pela capacidade de transporte de material sólido no escoamento, isto é, pelas concentrações máxima e mínima consideradas admissíveis no escoamento.

2.2.4.5 Processos químicos e biológicos

Até 1980 os modelos de simulação do comportamento dos colectores consideravam, fundamentalmente, que os poluentes eram conservativos e só simulavam o transporte de sólidos suspensos – a concentração dos poluentes que se encontram associados aos sólidos suspensos era estimada aplicando um factor de proporcionalidade. Na modelação matemática actual, esta abordagem tem sido substituída por uma mais realista e complexa, que considera processos físicos, químicos e biológicos: o colector é entendido como um reactor onde as fases sólida, líquida e gasosa interagem entre si.

Actualmente, parte dos modelos inclui matrizes que relacionam parâmetros e processos de forma similar à dos modelos de lamas activadas da IWA (ASM1, 2 e 3), que permitem a simulação, entre outros, dos seguintes processos: decaimento de componentes com carência em oxigénio, rearejamento, trocas entre a fracção de sólidos suspensos e sólidos de fundo (“bed load”) e actividade do biofilme. De acordo com Mourato (2000), a primeira aplicação do modelo ASM1 a colectores foi realizada por Bjerre em 1996, que aplicou esse conceito ao estudo de um canal de águas residuais a céu aberto (designado por “open sewer”, em terminologia anglo-saxónica), na bacia do Emster, na Alemanha. Um dos modelos mais divulgado nesta área é, possivelmente, o WATS – *Wastewater Aerobic and Anaerobic Transformations in Sewers*, não comercial, elaborado pela chamada “Escola de Aalborg”, na Dinamarca (Tanaka, 1998). Este modelo prevê, actualmente, além das transformações nas fases aeróbica e anaeróbica, também as transformações na fase anóxica (Yang, 2004), assentando as suas bases de desenvolvimento num modelo do tipo matricial, com origem no modelo ASM1 da IWA.

Dos diversos trabalhos de investigação realizados no âmbito da modelação da qualidade da água nos sistemas de drenagem, destacam-se os estudos teórico-experimentais realizados por Matos (1992), com base em informação de campo da rede de colectores da Costa da Caparica e da estação elevatória do Torrão, em Almada, que deram origem ao modelo AEROSEPT

(Aerobiose e Septicidade em Sistemas de Drenagem de Águas Residuais). Salientam-se igualmente os estudos efectuados por Almeida (1999), destinados à compreensão, descrição e avaliação dos mecanismos envolvidos no transporte de poluentes no interior dos colectores, e que integram trabalho experimental e desenvolvimento de um modelo. Estes estudos restringem-se aos processos que ocorrem em tempo seco, em condições aeróbias e para escoamento com superfície livre. As campanhas experimentais foram realizadas entre 1997 e 1998 no emissário da Laje, do sistema de saneamento da Costa do Estoril, onde se verificaram reduções médias de 6% para a CQO total, ao longo do percurso, e de 21% para a CQO solúvel.

Dado o elevado número de parâmetros a estimar que integram os modelos de colectores, é necessário proceder a medições de campo para a respectiva calibração e validação. Em regra, na maioria dos casos, as quatro etapas anteriormente descritas (acumulação, lavagem, transporte e processos químicos e biológicos) são calibradas em conjunto, dada a elevada dificuldade em calibrar cada etapa e cada parâmetro individualmente; no entanto, a modelação de processos bioquímicos no colector é útil do ponto de vista da modelação integrada, designadamente pelo facto da descarga directa de excedentes no meio receptor, apresentando CQO facilmente biodegradável, poder originar efeitos muito diversos dos resultantes da descarga de efluentes de ETAR (com teores significativos de CQO lentamente biodegradável).

Por vezes, tem-se em atenção o tratamento das águas residuais no interior dos colectores (em terminologia anglo-saxónica, “in-sewer treatment”), em que se potencia a ocorrência de processos de biodegradação (mineralização e biotransformação). Este tipo de tratamento ocorre no sistema de drenagem a montante da ETAR e é, em regra, conseguido inoculando o efluente com lamas activadas e arejando-o. É favorável em ETAR que disponham apenas de tratamento primário (nas quais a matéria orgânica afluenta deverá estar na forma particulada, com reduzidíssimas concentrações de matéria orgânica facilmente biodegradável), ou em ETAR de tratamento terciário associadas a sistemas de drenagem em que se verificam condições anaeróbias/anóxicas (pois ocorre, assim, hidrólise nos colectores e formação de ácidos gordos voláteis (AGV)). No entanto, o tratamento “in sewer” é desfavorável para a remoção biológica de nutrientes: o afluenta à ETAR deverá apresentar CQO facilmente biodegradável, caso contrário é necessário recorrer a uma fonte externa de carbono, devendo também controlar-se a formação de sulfuretos que favorece o desenvolvimento de organismos filamentosos (caso se injecte ar nos colectores, a quantidade deverá ser tal que evite a formação de sulfuretos, mas sem potenciar os processos de degradação da matéria orgânica facilmente biodegradável).

3. DESCRIÇÃO DOS PRINCIPAIS MODELOS EXISTENTES

3.1. CARACTERIZAÇÃO SUMÁRIA DOS MODELOS

Dos programas actualmente disponíveis para a modelação dinâmica de sistemas de drenagem, destacam-se os seguintes: Flupol, InfoWorks, MOUSE, SAMBA, SWMM e SIMPOL.

No Quadro 3.1 apresenta-se uma síntese das características destes programas, incluindo os modelos por eles utilizados.

Quadro 3.1 - Modelos utilizados por programas de simulação de drenagem urbana
(adaptado de David, 2006).

Processo	Tipo de modelo	Programa					
		Flupol	HydroWorks/ InfoWorks	MOUSE	SAMBA	SWMM	SIMPOL
Perdas hidrológicas	perdas iniciais fixas	S	S	S	S	S	
	perdas contínuas: coef. escoamento volumétrico	S	S	S	S		S
	humedecimento do solo			S			
	retenção superficial			S		S	
	infiltração: fórmula de Horton		S	S		S	
	fórmula de Green-Ampt					S	
	evapotranspiração			S	S		
	outras fórmulas de perdas contínuas		S				
Propagação do escoamento superficial	curvas tempo-área			S			
	modelo do reservatório linear	S	S	S			
	modelo de reservatórios em cascata		S				
Propagação do escoamento na rede de colectores	modelo cinemático/ modelo do reservatório não linear			S		S	
	advecção				S		
	modelo de Muskingum-Cunge	S					
	modelo cinemático/ modelo do reservatório não linear	S		S			
Poluentes no escoamento superficial	modelo difusivo			S			
	equações completas de Saint Venant		S	S		S	
	concentrações médias por evento (CME)			S	S	S	
	distribuição lognormal das CME					S	
	acumulação: equação de potência					S	
	equação de Michaelis-Menton					S	
	equação exponencial (Alley e Smith, 1981)	S	S	S		S	
arrastamento: exponencial (Sartor e Boyd; Jewell e Adrian)	S	S			S		
exponencial (Nakamura, 1990)							
Propagação dos poluentes superficiais	outras fórmulas			S		S	
	número de poluentes modelados	4	>10	>10		10	2
	modelação de poluentes com base em relações com os sedimentos	S	S	S		S	
	modelo do reservatório linear		S				
	modelo do duplo reservatório linear	S					
	eq. de transporte baseada: na lei de Shields					S	
Transporte de poluentes nos colectores	no método de Ackers-White		S				
	no método de Vélikanov	S					
	noutros métodos			S			
	transformação/decaimento de poluentes	N		S		S	
	equação de advecção	S	S		S	S	
	equação de advecção-dispersão			S			
-	consideração de estruturas de sedimentação/tratamento			S		S	

Os programas SAMBA, Flupol e SIMPOL são modelos simplificados destinados à simulação da qualidade da água com séries históricas da precipitação. Dos programas referidos, apenas o InfoWorks, o MOUSE e o SWMM permitem a resolução das equações completas de Saint Venant, constituindo como tal modelos hidrodinâmicos. Para além dos modelos apresentados no Quadro 3.1, ainda existem outros disponíveis no mercado como o KOSIM, HYDRA, SewerCAD e XP-SWMM.

Nos parágrafos seguintes, procede-se à descrição detalhada dos programas InfoWorks, MOUSE e SWMM, os modelos hidrodinâmicos mais utilizados em Portugal.

3.2. INFOWORKS

O Infoworks é o sucedâneo de um conjunto de programas desenvolvidos no Reino Unido por Wallingford Software, de que se destacam os seguintes:

- WASSP, de 1982;
- WALLRUS, de 1989;
- SPIDA, de 1992, que passou a permitir modelar sistemas mais complexos e emalhadados;
- MOSQUITO, de 1993, baseado em investigação efectuada por HR Wallingford e pelo grupo do Water Research Centre (WRC), sendo inicialmente um módulo adicional de qualidade da água do programa WALLRUS;
- HydroWorks, de 1994, desenvolvido com a colaboração da Anjou Recherche (de França), e que passou a integrar algoritmos de simulação da qualidade da água do programa FLUPOL.

Em 1998 foi apresentado o programa InfoWorks CS v1.0, desenvolvido pela Wallingford Software e que consiste numa versão avançada do programa HydroWorks, integrando a simulação hidráulica e de qualidade da água com a utilização de bases de dados potentes e a interligação a sistemas de informação geográfica (SIG). O programa foi desenvolvido com base no ambiente WINDOWS, NT e permitia integrar 20 000 nós. Posteriormente, em 2001, foi lançada a versão 4 do programa (InfoWorks CS v4.0) cujo limite é de 50 000 nós. Permite modelação de efeitos de regolfo e de escoamento em sentido oposto ao pré-definido, escoamento em canais abertos, em complexas interligações entre colectores e em complexas infra-estruturas.

O programa permite a opção por diferentes modelos de perdas hidrológicas e de propagação do escoamento superficial (Wallingford Software, 1999). Após a dedução das perdas iniciais (fixas), o escoamento superficial pode ser determinado através de cada um dos seguintes modelos de perdas contínuas: o modelo de infiltração de Horton; o modelo do U.S. Soil Conservation Service; o modelo de percentagem fixa de escoamento superficial (coeficiente volumétrico fixo), que considera apenas as áreas impermeáveis; o modelo de percentagem variável de escoamento superficial do Reino Unido (“New UK variable percentage runoff model”), que considera uma percentagem fixa para o escoamento resultante de áreas impermeáveis e uma percentagem variável para as áreas permeáveis, tanto maior quanto maior for o índice de humedecimento do solo; e, finalmente, o modelo de percentagem fixa de Wallingford, que utiliza uma equação de regressão obtida em bacias urbanas do Reino Unido, em que o coeficiente de escoamento é função da densidade da área impermeável, do tipo de solo e do estado de humedecimento do solo antes do evento de precipitação (David, 2006).

A propagação do escoamento superficial, a montante da afluência à rede de colectores, pode ser modelada, separadamente para cada tipo de ocupação da bacia (pavimentos, telhados ou áreas verdes), através dos seguintes modelos: o modelo de Wallingford, que consiste no

modelo do duplo reservatório linear, em que o coeficiente de armazenamento é determinado em função da área e do declive da bacia; um modelo adequado a grandes bacias; o modelo Sprint, resultante do projecto comunitário com esse nome; o modelo de Desbordes, que consiste no modelo do reservatório linear, mas com o coeficiente de armazenamento a depender não só de características da bacia como também da precipitação (Bujon, 1988); e o modelo do SWMM.

A modelação do escoamento na rede de colectores é calculada através das equações completas de Saint-Venant, embora, em determinadas condições de escoamentos rápidos, sejam utilizadas simplificações para acelerar o cálculo e reduzir os erros numéricos. Os escoamentos sob pressão são simulados através do conceito da ranhura de Preissmann. A estabilidade dos cálculos, na transição entre escoamento sob pressão e com superfície livre, é assegurada pela utilização do algoritmo iterativo não linear de Newton-Raphson.

O módulo de qualidade da água possibilita a simulação de processos tais como a onda poluente e a acumulação de sedimentos a montante de válvulas fechadas. Os poluentes modelados são SST, CBO, CQO, amónia, azoto Kjeldahl e fósforo total, incluindo ainda poluentes dissolvidos definidos pelo utilizador. É possível modelar fracções de sedimentos de “transporte de fundo” e o respectivo movimento, de forma independente do movimento dos sólidos suspensos. O modelo simula processos físicos de acumulação de poluentes à superfície, em sumidouros e nos colectores, bem como a lavagem de sedimentos e respectivo transporte.

A modelação da qualidade da água das escorrências superficiais considera equações exponenciais de acumulação e arrastamento de sedimentos (equações de Alley e Smith (1981) e de Jewell e Adrian (1978)). O modelo considera a proporcionalidade entre os sólidos suspensos totais (SST) e os outros poluentes. O fluxo de SST (em kg/s/ha) é obtido pelo produto da taxa de “lavagem” pela área impermeável da bacia de drenagem. Independentemente do modelo hidrológico seleccionado pelo modelador, a propagação dos SST é representada pelo modelo do reservatório linear, utilizando o coeficiente de armazenamento do modelo hidrológico de Desbordes. O factor de proporcionalidade de cada poluente com os SST depende da intensidade máxima de precipitação (em 5 minutos) ocorrida durante o período de simulação e de coeficientes empíricos, sendo constante ao longo de cada evento de precipitação. Assim, este módulo está limitado a análises evento-a-evento e apresenta outras limitações discutidas em David (2006).

O modelo de qualidade da água no sistema de colectores considera a conservação de massa nos nós. Os poluentes podem afluir aos nós através de colectores, sub-bacias, polutogramas e outros elementos associados aos nós, admitindo-se mistura completa nestes. O transporte de sólidos suspensos e de poluentes dissolvidos nos colectores é modelado através da equação de advecção unidimensional. O modelo admite mistura completa dos poluentes na secção transversal ao escoamento e que cada poluente é transportado com uma velocidade média local igual à do escoamento. Admite, ainda, que a erosão dos sedimentos no leito do colector é instantânea, enquanto que a deposição é função da velocidade de queda.

A capacidade de transporte do escoamento é calculada através da equação de Ackers (1991, citado em Ackers (1996) e Wallingford Software (1997, 1999)), que utiliza o conceito da capacidade de transporte adimensional e que tem como únicos parâmetros de calibração: a densidade do grão das partículas sedimentáveis, e o tamanho mediano das partículas sedimentáveis. A versão do HydroWorks™ utilizada permitia modelar apenas uma fracção de sedimentos, enquanto que, actualmente, o InfoWorks™ permite considerar duas fracções, uma para sedimentos grosseiros e outra para sedimentos finos. David (2006) faz uma apreciação crítica relativamente à validade dos valores de referência propostos para a fracção fina.

O InfoWorks inclui igualmente um módulo destinado ao controlo em tempo real que permite otimizar o armazenamento dos caudais no interior do sistema de drenagem e a operação do próprio sistema, através da utilização de sensores que monitorizam, em contínuo, o caudal, recorrendo à telemetria para o transporte de dados e para a execução de procedimentos de operação (tais como abertura ou fecho de válvulas, arranque ou paragem de grupos elevatórios, entre outros).

O programa dispõe de um módulo que gera os limites das sub-bacias afluentes a cada câmara de visita com base na cartografia vectorial que esteja associada à zona em estudo. É também possível a visualização 3-D da topografia da bacia e do traçado do sistema de drenagem.

De acordo com a informação de divulgação do software, o InfoWorks é pelo menos cerca de duas vezes mais rápido do que a maioria dos restantes programas de simulação dinâmica de redes de drenagem (HydroWorks, MOUSE e SWMM). Tal circunstância deve-se ao facto do programa integrar a simulação hidrológica e a simulação hidráulica, considerando um único processo, e seleccionar automaticamente o passo de cálculo em função dos resultados de caudal e altura do escoamento do passo anterior.

3.3. MIKE URBAN - MOUSE

O programa MOUSE (Modelling of Urban Sewers), actualmente incorporado no pacote MIKE URBAN, foi desenvolvido pelo DHI (Danish Hydraulic Institute) e possibilita a simulação da interligação entre a hidrologia e a hidrodinâmica dos sistemas de drenagem urbana. Pode ser aplicado à modelação do escoamento superficial, do escoamento com superfície livre (em canais e colectores) e sob pressão, e permite ainda a modelação da qualidade da água e do transporte de sedimentos. O pacote comercial mais simples inclui os seguintes 3 módulos:

- Modelo “CS Rainfall-Runoff” - Simula o escoamento superficial na bacia hidrográfica. Calcula a precipitação útil através de dois métodos com níveis de complexidade diferentes - A e B - e simula a propagação do escoamento superficial através de três métodos distintos - dois associados ao método A e um ao método B. No método A, o escoamento superficial de cada bacia é calculado apenas para as áreas impermeáveis (admite que é nula a contribuição das áreas permeáveis), através de uma perda inicial fixa e da aplicação à percentagem de área impermeável de um factor de redução hidrológica fixo. No método B, o escoamento superficial de cada bacia resulta do cálculo das perdas

individuais nas superfícies impermeáveis, semi-permeáveis e permeáveis, através da especificação de perdas por humedecimento, de perdas por armazenamento em depressões do terreno e dos parâmetros da lei de infiltração de Horton (os últimos, apenas para as superfícies permeáveis). A variação temporal do escoamento superficial pode ser simulada pela curva tempo-área ou pelo modelo do reservatório linear, no método A, ou por um modelo da onda cinemática (modelo de reservatório não-linear), no método B. A selecção do modelo a utilizar deve ser feita em função da disponibilidade e credibilidade de informação disponível. Os hidrogramas produzidos são usados como “dados de entrada” do modelo HD.

- Modelo “CS Pipeflow” – Destinado ao estudo da propagação do escoamento nos colectores com base na caracterização da rede e nos hidrogramas fornecidos pelo “escoamento superficial”. O regime variável é calculado através da resolução das equações de Saint-Venant (equações a 1D), pelo método numérico de diferenças finitas, implícito. Os escoamentos sob pressão são modelados através do conceito da ranhura de Preissmann, favorecendo a estabilidade dos cálculos e a transição suave de regime, por utilizarem o mesmo algoritmo base que os escoamentos em superfície livre. Ao utilizador é dada a possibilidade de optar por três níveis de complexidade das equações de Saint-Venant: i) o modelo dinâmico completo, que permite simular fenómenos de regolfo, redes malhadas, condicionalismos de jusante devidos a níveis de água elevados e a entrada em carga de colectores; ii) o modelo difusivo, ligeiramente mais rápido mas que não permite simular a inversão do sentido de escoamento; iii) e o modelo cinemático, que apesar de bastante mais rápido e de fornecer resultados adequados para escoamentos em regime rápido, não permite simular fenómenos de regolfo e de inversão do sentido de escoamento.
- Mike View - Ferramenta de visualização de dados e resultados que recorre a tabelas ou gráficos, variáveis no tempo, ou à animação em planta ou em perfil longitudinal.

Qualquer versão do MIKE URBAN permite editar os dados da rede de drenagem através de sistemas de informação geográfica. Os principais módulos complementares incluem:

- Modelo “2D overland flow” – Permite a modelação integrada do escoamento 1D nos colectores e do escoamento 2D sobre as superfícies de drenagem.
- Modelo “RDII - Rainfall Dependent Inflow & Infiltration Module” – Permite a modelação contínua do ciclo da água para intervalos de tempo longos, em bacias rurais e urbanas. Permite modelar o armazenamento superficial, incluindo os fenómenos de formação de neve e degelo, a infiltração, o armazenamento no solo, as perdas por evapotranspiração à superfície e no solo, o escoamento superficial, o escoamento subsuperficial, a recarga e armazenamento de águas subterrâneas e o escoamento de base.
- Modelo “CS Control” – Permite definir regras para actuação em tempo real de dispositivos de controlo do escoamento (nomeadamente descarregadores laterais e de fundo e grupos elevatórios. Essas regras podem ser simples (*e.g.*, abrir ou fechar) ou recorrer a controlo do tipo PID (“Proportional-Integral-Derivative”), sendo accionadas, por exemplo, em função da altura do escoamento medido numa secção estratégica do sistema. O controlo em tempo real tem demonstrado ser, em certas circunstâncias, uma

solução particularmente eficaz na minimização das descargas de excedentes em tempo de chuva, sendo globalmente mais económica do que a construção de estruturas de armazenamento (Schütze et al., 2004).

- Modelo “Long Term Simulations”) – Adequado à simulação em contínuo e à análise estatística do comportamento de redes de drenagens durante longos períodos de tempo (anos ou décadas), face a diferentes acontecimentos pluviométricos intercalados por períodos de tempo seco. O modelo permite, de modo computacionalmente eficiente, avaliar os caudais e as cargas poluentes afluentes às ETAR e o número e magnitude das descargas directas para o meio receptor.
- Modelo “CS Pollution Transport”) – Integra três submodelos que simulam o transporte de sedimentos e a qualidade da água no escoamento superficial e no interior das redes de drenagem. Os resultados podem ser utilizados como “dados” em programas destinados à análise do comportamento dos meios receptores. Os submodelos são os seguintes:
 - “Surface Runoff Quality” – simula processos físicos de acumulação e de “lavagem” de sedimentos à superfície (considerando sedimentos finos e grosseiros), o transporte superficial de poluentes associados aos sedimentos, e a acumulação e “lavagem” de poluentes dissolvidos em câmaras de retenção de sumidouros e em bacias de sedimentação.
 - “Pipe Sediment Transport” – modela o desenvolvimento de depósitos de sedimentos não coesivos. A resistência destes depósitos ao escoamento é considerada no modelo hidrodinâmico, através da actualização do coeficiente de Manning.
 - “Pipe Advection-Dispersion” – descreve o transporte por advecção e por dispersão de poluentes dissolvidos, com base em equações 1-D resolvidas implicitamente por diferenças finitas.
- Modelo “CS Pollution Transport” – simula os processos de degradação da matéria orgânica, trocas de oxigénio com a atmosfera, carência em oxigénio dos sedimentos, hidrólise, crescimento dos organismos heterotróficos e decaimento bacteriano, tendo em conta parâmetros como OD, CBO, amónia, azoto, fósforo, metais, bactérias e temperatura. São considerados dois compartimentos: os biofilmes e sedimentos, e a massa líquida. Não se consideram fracções de matéria orgânica e produtos particulados provenientes do decaimento, uma vez que o modelo assume que estes não produzem CBO.

3.4. SWMM

O programa SWMM (“Storm Water Management Model”) foi desenvolvido pela EPA (US Environmental Protection Agency) e consiste num modelo dinâmico 1D para a simulação do escoamento e transporte de poluentes, à superfície das bacias de drenagem e no interior dos colectores. O modelo foi inicialmente desenvolvido em 1971 e tem sido continuamente actualizado, sendo um dos modelos mais utilizados não só nos Estados Unidos da América como nos outros continentes. A versão 5.0, de 2005, corresponde a uma reestruturação completa do programa, tendo em vista a sua conversão para o ambiente Windows, e foi desenvolvida conjuntamente pela USA Environmental Protection Agency (EPA) e por uma empresa de consultoria, a CDM, Inc..

Conceptualmente, está dividido em diversos blocos, designadamente: o bloco atmosférico, que engloba a precipitação e a deposição de poluentes nas superfícies; o bloco do escoamento superficial, caracterizado pelas sub-bacias; o bloco da água subterrânea, que recebe a infiltração do bloco superficial e permite transferir parte da água para o bloco de transporte; e o bloco de transporte, que engloba a infra-estrutura de drenagem e os dispositivos de armazenamento, regulação e tratamento. A divisão nestes blocos não é óbvia no ambiente de trabalho do SWMM, nem todos os blocos têm de estar incluídos numa aplicação específica (Rossman, 2007).

As sub-bacias podem ser divididas em áreas impermeáveis e permeáveis. Nas áreas impermeáveis as perdas hidrológicas são apenas atribuídas à retenção superficial, enquanto que nas áreas permeáveis também é possível modelar a infiltração, através dos modelos de Horton, de Green-Ampt ou do SCS. Em ambos os tipos de área, o escoamento superficial é propagado pela equação de Manning. O SWMM permite a descrição de outras características e processos na área de estudo, para aplicações mais específicas, designadamente as relacionadas com o escoamento subsuperficial, as águas subterrâneas nos aquíferos e a queda de neve e degelo.

A propagação do escoamento em canais e colectores é modelada pelas equações de conservação de massa e de quantidade de movimento (equações de Saint-Venant), para escoamentos variáveis gradualmente variados. É dada ao utilizador a decisão do nível de simplificação das equações a utilizar, designadamente entre: o modelo de reservatório, o modelo cinemático; e o modelo dinâmico completo.

As cargas poluentes do escoamento superficial podem ser modeladas através de concentrações médias de eventos ou de equações de acumulação e de arrastamento de poluentes. Para a acumulação estão disponíveis equações de potência, de saturação (equação de Michaelis-Menton) e exponencial (equação exponencial de Alley e Smith (1981)). Para o arrastamento têm-se taxas de erosão e funções exponenciais (sendo a mais utilizada a equação exponencial de Jewell e Adrian (1978)). O programa permite considerar os efeitos de diferentes ocupações do solo em cada sub-bacia, de lavagens dos pavimentos e de contribuições externas, em tempo seco e chuvoso.

A modelação do transporte de poluentes é feita por advecção e mistura nos colectores, e por escoamento em reactores em êmbolo ou de mistura completa, em tanques de armazenamento. O modelo inclui sedimentação, ressuspensão de sedimentos e processos de decaimento, modelados por expressões de primeira ordem. No entanto, os poluentes não conservativos não estão interligados, pelo que o decaimento de uns não afecta os restantes.

Informação adicional do modelo consta em Rossman (2007).

4. GESTÃO EM TEMPO REAL DOS SISTEMAS DE DRENAGEM

4.1. PRINCIPIOS GERAIS

O aumento das áreas edificadas e zonas impermeabilizadas dos núcleos urbanos tem reflexos no aumento do risco de inundações, na ocorrência de descargas diretas de excedentes e na degradação da qualidade da água nos meios recetores. As abordagens usualmente equacionadas para a mitigação destes problemas integram as seguintes alternativas principais (Vaz et al, 2011):

- Aumentar a capacidade de armazenamento e de encaixe de água através da construção de reservatórios ou bacias de detenção (solução estrutural).
- Efectuar um melhor controlo na origem através da introdução de redes separativas ou soluções “verdes” de promoção da infiltração e recarga do solo como pavimentos porosos.
- Introduzir um controlo em tempo real como ferramenta de optimização da capacidade hidráulica e do funcionamento dos sistemas de drenagem existentes.

Da primeira alternativa decorre directamente que se armazena um maior volume no sistema de drenagem que depois pode ser gradualmente tratado, mantendo a estação de tratamento a funcionar a uma capacidade superior ao que seria o normal para um período não pluvioso. Todavia, há aspectos menos atractivos em soluções deste tipo como o investimento na construção das infraestruturas e em muitos casos a falta de espaço em meio urbano.

A segunda alternativa procura maximizar a capacidade existente no sistema em si, bem como introduzir órgãos como válvulas e comportas que permitem um maior controlo sobre o escoamento, permitindo deste modo uma eficaz e eficiente distribuição no tempo do escoamento afluente e efluente. Naturalmente que aqui se inclui o aspecto da manutenção, como acção potenciada por um maior conhecimento da rede e do sistema em questão.

A tendência que se tem verificado actualmente nas cidades modernas é a associação de soluções estruturais à instalação de equipamentos para medição e controlo das condições de escoamento, modelação e gestão em tempo real, de forma a optimizar o respectivo desempenho, reduzir os riscos de inundação, de descargas directas de excedentes e de contaminação dos meios receptores.

O controlo em tempo real (RTC na nomenclatura anglo-saxónica, da expressão real time control), pode ser entendido como uma ferramenta de gestão dinâmica dos elementos constituintes de um dado sistema de drenagem, que pretende actuar nos mesmos com base numa monitorização e transmissão em tempo real, ou *quasi-real* (USEPA, 2006). Entre os principais objectivos distinguem-se: reduzir inundações, reduzir/gerir o consumo energético, evitar a acumulação excessiva de sedimentos na rede, gerir o escoamento em situações de perturbações planeadas e actuar o mais rápido possível em situações não planeadas e controlar o caudal afluente a estações de tratamento.

Os sistemas de controlo em tempo real são geralmente constituídos por cadastros informatizados, sistemas de informação geográfica (SIG), redes e equipamentos de

monitorização, reguladores do escoamento, sistemas de transmissão de dados, modelos de simulação hidrológica e hidráulica calibrados, regras em que o sistema de controlo se baseia e um sistema automático de supervisão e aquisição de dados (SCADA). Num sistema de controlo em tempo real já com um grau de complexidade significativo, poderão estar integrados um modelo de previsão meteorológica, um modelo hidrológico de transformação da precipitação em escoamento e um modelo de propagação do escoamento na rede de colectores.

A actuação, automatizada ou não, de órgãos e dispositivos de controlo é apresentada na Figura 4.1 (as setas simples indicam o sentido de transmissão da informação, enquanto que as setas duplas indicam a direcção do escoamento). O ciclo de controlo e actuação segue a sequência básica de sistema de controlo em tempo real, iniciando com a monitorização, através de um dado sensor, de um parâmetro desejado ou uma perturbação, a actuação do dispositivo de controlo que pode ser por exemplo uma comporta ou uma válvula e uma nova monitorização dos resultados provocados a jusante. O objectivo será, naturalmente, adequar os valores de certo parâmetro aos desejados ou corrigir perturbações surgidas de modo a regressar ao estado inicial.

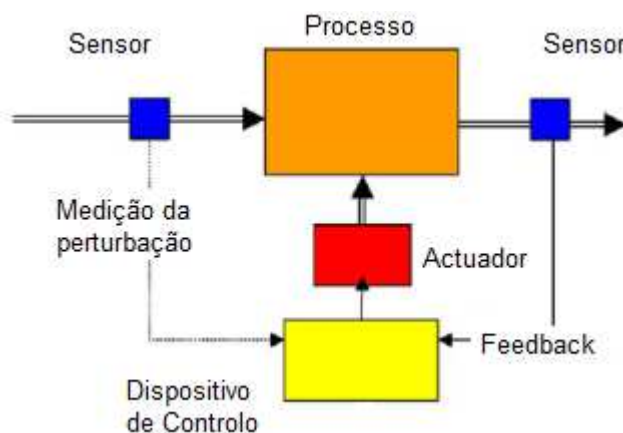


Figura 4.1 - Esquema genérico de um ciclo de controlo e actuação (adaptado de Schütze et. al, 2004).

A gestão em tempo real obriga à implementação de regras de operação e manutenção bastante rigorosas. A operação dos reguladores pode ser programada previamente (“off-line”), pode ser decidida em tempo real (“on-line”), recorrendo, regra geral, à simulação matemática e, por vezes, a modelos de previsão da precipitação, ou pode resultar de uma combinação destes dois métodos. Os benefícios resultantes dependem significativamente do potencial de armazenamento existente no sistema e das estratégias de operação seleccionadas, cuja avaliação exige estudos detalhados e a utilização de modelos matemáticos (Schütze et al., 2002, 2004; Schroeder, 2004).

A estratégia de controlo é desenvolvida especificamente para cada caso, podendo variar significativamente de complexidade e sofisticação. Os sistemas de controlo em tempo real são frequentemente classificados em sistemas locais, globais ou integrados. Nos sistemas locais tanto as medições do processo como a actuação dos reguladores de caudal são efectuadas no local de controlo, enquanto que nos sistemas globais os sensores comunicam geralmente para

uma sala de controlo e os reguladores são operados remotamente de uma forma centralizada e coordenada, por vezes com grau de complexidade muito elevado. Os sistemas de controlo integrado são os mais complexos e envolvem o controlo coordenado de diferentes sub-sistemas, tais como a rede de drenagem, a ETAR e o meio receptor.

Em síntese, um sistema controlado em tempo real ou *quasi-real*, com mais ou menos automatismos, desempenha as seguintes funções: i) recolha de informação sobre o estado actual do sistema; ii) comparação com o estado pretendido de funcionamento do sistema; iii) determinação dos campos a actuar nos dispositivos de controlo que tenderão a aproximar os resultados medidos dos desejados; iv) actuação de elementos como comportas, bombas, descarregadores.

4.2. MONITORIZAÇÃO E PREVISÃO

Os sistemas de monitorização devem ser instalados em secções criteriosamente seleccionadas da rede de drenagem, com o intuito de recolher e armazenar, de forma contínua, informação referente ao funcionamento dinâmico do sistema. A informação recolhida pode ser posteriormente transmitida ao centro de controlo auxiliando a tomada de decisões de operação das diversas infraestruturas que integram o sistema (como o accionamento de comportas, válvulas e grupos electrobomba).

Ao nível da rede de colectores, os principais elementos monitorizados são alturas e velocidades do escoamento e concentrações de poluentes. Como ferramentas utilizadas na medição da altura do escoamento destacam-se: i) os sensores de pressão que se baseiam no princípio da hidrostática e são especialmente úteis em secções onde possa ocorrer entrada em carga dos colectores ou inversão no sentido do escoamento, mas têm a desvantagem de serem instalados no fundo do colector onde tende a haver acumulação de sedimentos; ii) sensores ultrassónicos que medem a altura de escoamento, através do tempo de percurso entre a emissão de uma onda sonora de elevada frequência (gerada por um transdutor, ligado a uma unidade de controlo), e a recepção do eco no sensor, após ser reflectida pela superfície do líquido, sendo instalados na parte superior do colector e necessitando, por essa razão, de menor manutenção.

Para medição da velocidade do escoamento destacam-se: i) sensores por efeito de Doppler que são constituídos por um elemento transmissor que emite um sinal de frequência conhecida, sendo a velocidade do efluente obtida através da variação da frequência entre a emissão e captação das ondas, após as partículas em suspensão reflectirem parte das ondas emitidas (a frequência das ondas é alterada devido ao movimento das partículas que as reflectem – efeito de Doppler); ii) sensores electromagnéticos, que são sensores de elevada precisão na medição do valor da velocidade do escoamento, mas que têm a desvantagem de terem custos muito elevados em grandes diâmetros.

A medição da precipitação é feita através de postos udométricos e, em alguns casos, através de radares. Neste último caso, é necessário haver uma constante comparação e calibração das medições do radar e no solo. A incorporação de radares permite estimar com mais precisão a

distribuição espacial da precipitação e prever a sua duração e intensidade. Este é um aspecto que distingue muitos sistemas, que deixam de ser apenas reactivos, passando a incorporar o aspecto da previsão.

De acordo com Hénonin *et. al.*(2010), os sistemas de previsão de cheias em tempo real podem ser agrupados em quatro grupos, de acordo com o tipo de informação de base que utilizam:

- Previsão baseada apenas em informação histórica de eventos pluviosos e cenários empíricos. Trata-se de um sistema relativamente simples no que concerne à tecnologia envolvida, em que o tratamento da informação disponível é a chave para a definição dos cenários, definidos com base em registos de eventos passados e no conhecimento da rede ou de serviços de emergência.
- Previsão baseada em informação sobre precipitação e cenários pré-simulados. Com base na informação recolhida, é associado um cenário e estes cenários baseiam-se em estudos realizados previamente, que envolvem recolha e tratamento de dados e simulações hidráulicas, permitindo antever situações problemáticas. É um sistema que necessita de ser revisto caso surjam alterações estruturais na rede ou alterações do seu funcionamento hidráulico.
- Previsão baseada em dados recolhidos em tempo real. Utiliza a previsão da precipitação como input de um modelo online do sistema de drenagem. Baseia-se na modelação em tempo real para prever o comportamento do escoamento. Usualmente envolve um modelo hidrológico integrado com um modelo hidráulico da rede. É um sistema que depende fortemente da qualidade da previsão meteorológica e da sua calibração, que em alguns casos pode ser mantida em contínuo, assegurando uma melhor previsão.
- Previsão com actuação activa nos reguladores de caudal do sistema de drenagem (através de “feedback”). Para além dos aspectos mencionados no ponto anterior, este tipo de sistema compreende um controlo automático e remoto de dispositivos existentes na rede de drenagem, baseado na previsão do modelo. Sensores e transmissão remota são fundamentais e naturalmente que esta representa uma situação de uma complexidade significativa.

4.3. EXEMPLOS DE APLICAÇÃO DE GESTÃO AVANÇADA EM SISTEMAS DE DRENAGEM EUROPEUS

Referem-se de seguida dois exemplos de aplicação de gestão avançada em sistemas de drenagem, nomeadamente em Paris e Copenhaga.

Paris (1996)

A contaminação do rio Sena foi um problema abordado em 1996, procurando-se introduzir um sistema de controlo em tempo real na zona de Boulogne Billancourt, no âmbito do projecto europeu Sprint226. Esta foi a zona escolhida pois a rede era bem conhecida, havia bastantes pontos de medição na rede ligados a um sistema SCADA (System of Control and Data Aquisition) que recolhe informação de várias fontes, havia algumas estruturas de

controlo do caudal como comportas móveis e para intensidades de precipitação normais a rede aparentava ter alguma capacidade de armazenamento não utilizada.

O sistema de controlo em tempo real assentou em cinco elementos principais: estruturas de controlo e pontos de monitorização da rede de colectores, sistema SCADA, sistema de previsão de precipitação através de imagens de radar, modelo MOUSE (MOdelling URban SEwers) online e interface com o utilizador.

O modelo MOUSE permite prever o impacto da precipitação na rede de colectores, uma vez que o escoamento demora aproximadamente trinta minutos até atingir os descarregadores de tempestade existentes. Também permite verificar se os pontos de controlo indicam resultados convergentes com os objectivos definidos e alterá-los. O radar utilizado para previsão da precipitação baseia-se na interpretação de imagens de radar do Serviço Meteorológico Nacional acrescentado até uma hora no horizonte de previsão do MOUSE. Os pontos de medição e monitorização como postos udométricos e medidores de caudal e níveis de água são elementos indispensáveis ao funcionamento em tempo real. O sistema SCADA permite gerir (receber e transferir) a informação entre os vários componentes do sistema de controlo em tempo real.

Os resultados apresentados na Figura 4.2 (resultados da simulação comparando a situação actual, a preto, e a situação com o sistema de controlo em tempo real, a branco) demonstram simultaneamente uma menor frequência de descargas de excedentes (designados vulgarmente por overflows) e uma redução significativa dos volumes descarregados sem tratamento no rio.

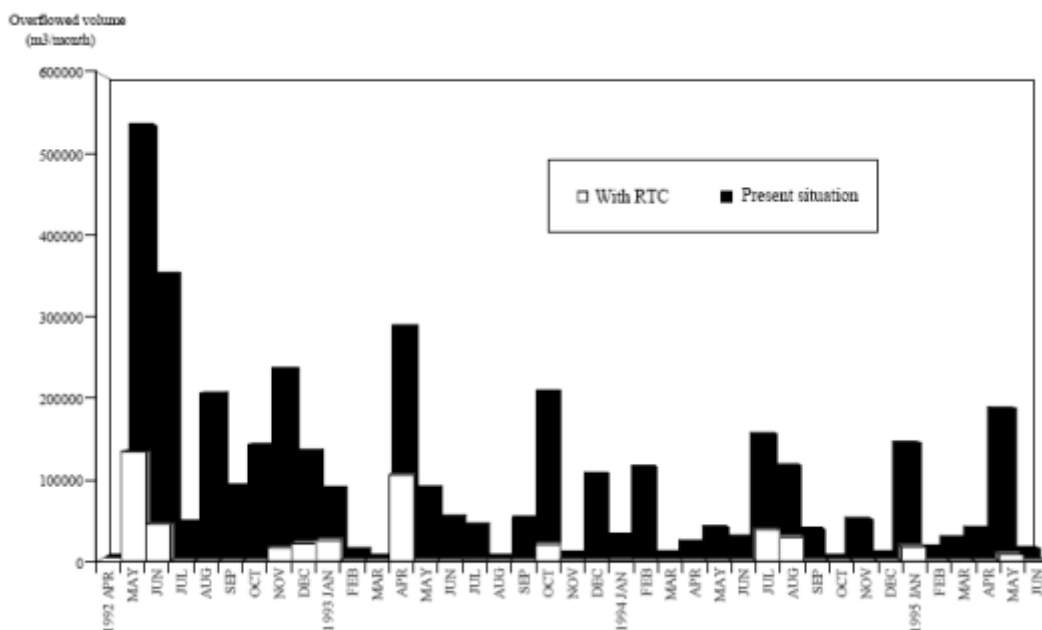


Figura 4.2 - Volumes descarregados no rio Sena (adaptado de Kopečný et. al., 1996).

Strandvaenge, Copenhaga (1995)

Em Copenhaga foi estudada a zona urbana de Strandvaenge (Broks *et. al.*, 1995), com cerca de 91 mil habitantes e uma área de 365 há, dotada de um sistema unitário. O objectivo foi comparar o potencial de redução de descargas de excedentes (denominados neste caso CSO de combined sewer overflows) em duas situações: aumento da capacidade de armazenamento de água (UC) e introdução de um sistema de controlo em tempo real conjugado com o anterior (RBC).

Na Figura 4.3, cal-0 indica a situação actual e cal-i ($i=1,2,\dots,6$) representam os cenários testados. Para cada um, é possível verificar a redução de descargas de excedentes em função do aumento da capacidade de armazenamento da capacidade de armazenamento.

Os resultados obtidos demonstram que sem a introdução do sistema de controlo em tempo real, a capacidade de armazenamento adicional que é necessário introduzir para conseguir atingir a mesma percentagem de redução de descargas é considerável. Esta diferença vai sendo atenuada à medida que se atingem valores cada vez maiores de armazenamento.

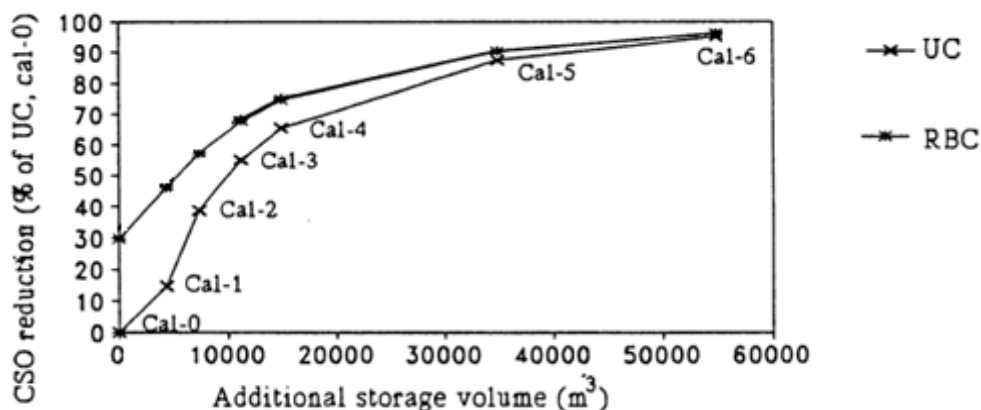


Figura 4.3 - Descargas de excedentes (CSO) em função do aumento da capacidade de armazenamento (adaptado de Broks *et. al.*, 1995).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alley W.M., Smith P.E. (1981). Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modeling. *Water Resources Research* 17(6):1657-1664.
- Almeida M. C. (1999). *Pollutant Transformation Processes in Sewers under Aerobic Dry Weather Flow Conditions*. Dissertação de Doutoramento. Imperial College of Science, Technology and Medicine. Universidade de Londres. Edição do LNEC, Lisboa.
- Almeida A. B. (1983). Análise hidráulica de colectores de águas pluviais. In: *Contribuição para o Estudo da Drenagem de Águas Pluviais Urbanas*. LNEC, ICT Especialização e Aperfeiçoamento, Hidráulica Sanitária, S 290, Lisboa, Fevereiro, Vol. 1, pp. 27-89.

- Bertrand-Krajewski J. -L., Scrivener O., Briat P. (1993). Sewer sediment production and transport modelling: a literature review. *J. Hydraulic Research*, 31(4), 435-460.
- Broks K., Geenen A. & Nelen F. (1995) – The potential of real time control to reduce combined sewer overflow. *Nordic Hydrology* (26), p.223-236.
- Cambez M.J., Pinho J., David L.M. (2008). *Modelação matemática de um sistema de drenagem urbana com o SWMM*. XIII ENaSB, Covilhã.
- Cardoso, M. A. (2007) - Avaliação do desempenho de sistemas de drenagem urbana. Dissertação elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Técnica de Lisboa.
- Chow V. T., Maidment D. R. e Mays L. W (1988). *Applied Hydrology*. 3rd edition. International Student Edition. McGraw-Hill.
- David L. M. (2006). *Descargas de excedentes de sistemas de drenagem urbana – estudo referenciado em resultados experimentais obtidos em Portugal*. Dissertação de Doutoramento. Departamento de Engenharia Civil. Instituto Superior Técnico. Lisboa.
- DHI (2002a). *Mouse surface runoff models. Reference manual*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Denmark.
- DHI (2002b). *Mouse pipe flow. Reference manual*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Denmark.
- DHI (2002c). *Mouse TRAP Version 2002. Technical reference – Sediment Transport Module*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Denmark.
- DHI (2002d). *Mouse TRAP Version 2002. Technical reference – Water Quality Module*. Danish Hydraulic Institute Water & Environment, Hørsholm, Denmark.
- di Pierro F., Djordjević S., Kapelan Z., Khu S.T., Savić D., Walters G.A. (2005). Automatic calibration of urban drainage model using a novel multi-objective genetic algorithm. *Water Science and Technology*, 52(5), pp. 43–52.
- USEPA (2006) - Real Time Control of Urban Drainage Networks
- Erbe V., Frehmann T., Geiger W. F., Krebs P., Londong J., Rosenwinkel K. -H., Seggelke K. (2002). Integrated modelling as an analytical and optimisation tool for urban watershed management. *Wat. Sci. Tech.*, 46(6-7), 141-150.
- Ferreira F. (2006) – *Modelação e Gestão Integrada de Sistemas de Águas Residuais*. Tese de Doutoramento. Departamento de Engenharia Civil. Instituto Superior Técnico. Lisboa.
- Guo Y. (2003). *Lecture Notes of Hydrology*. McMaster University. <http://www.eng.mcmaster.ca/civil/undergraduate/courses/civeng4a04/lecturenotes/lecturenotes.htm>, consultada em Fevereiro de 2004.

- Hénonin J., Russo B., Roqueta., Diezema R., Domingo N., Thomsen F. & Mark O. (2010) – Urban flood real-time forecasting and modelling: a state-of-the-art review. MIKE by DHI Conference – Copenhagen 6-8 September 2010.
- Huber W.C.; Dickinson R. E. (1988). *Storm Water Management Model – Version 4: User’s Manual*. U.S. EPA; Athens, Georgia.
- Jewell A.M., Adrian D.D. (1978). SWMM stormwater pollutant wash off functions. *Journal of the Environmental Engineering Division*.104: pp. 1036-1040.
- Kopecny E., Entem S., Lahoud A., Moeller A., Yde L. & Soulier M. (1996) – Real time control of the sewer system of Boulogne Billancourt: a contribution to improving the water quality of the Seine.
- Matos, R. S. (1987). *Métodos de Análise e de Cálculo de Caudais Pluviais em Sistemas de Drenagem Urbana – Estudo Referenciado em Dados Experimentais de Bacias Urbanas Portuguesas*. Tese apresentada a concurso para obtenção do grau de Especialista e acesso à categoria de Investigador Auxiliar do Laboratório Nacional de Engenharia Civil. I&D, Tese, Hidráulica, LNEC, Lisboa.
- Rauch W., Bertrand-Krajewski J. -L., Krebs P., Mark O., Schilling W., Schütze M., Vanrolleghem P. A. (2002). Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Wat. Sci. & Tech.*, 45(3), 81-94.
- Rossmann L.A. (2007). *Stormwater Management Model User’s Manual, Version 5.0*. U.S. Environmental Research Agency. EPA/600/R-05/040 Revised June 2007.
- Schütze M., Butler D., Beck M.B. (2002). *Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems*. Springer Verlag. London.
- Schütze M., Campisano A., Colas H., Schilling W. & Vanrolleghem P. (2004) – Real time control of urban wastewater systems – where do we stand today?. *Journal of Hydrology* 299, p. 335-348.
- Schroeder K., Pawlowsky-Reusing E. (2004). Current state and development of the real-time control of the Berlin sewage system. In: Proc. IWA 4th World Water Congress & Exhibition, Marrakesh, 19 a 24 de Setembro, CD-ROM, IWA.
- U.S. Army Corps of Engineers (1994). *Engineering and Design - Flood-Runoff Analysis*. Engineer Manual N. 1110-2-1417, CECW-EH, Department of the Army, Washington, 31 August 1994.
- Vaz J., Ferreira F., Matos J., Vaz I. (2011) – Gestão de águas pluviais em meio urbano – desafios e soluções. 6º Congresso Luso-Moçambicano de Engenharia. Maputo, 29Ago - 2Set.

Wallingford Software (1999). *Hydroworks v5.0 Help – Engineers’ Guide*. Wallingford Software, UK.