

Qualidade da água nos sistemas de distribuição

Laura Monteiro - LNEC
José Menaia – LNEC

Introdução

O conceito de qualidade da água de abastecimento está associado à inocuidade e aparência desta, e é visto de forma diferente pelos diversos intervenientes. Se para o regulador a qualidade da água se prende com o cumprimento dos valores paramétricos legislados (e.g., DL 306/2007 de 27 de Agosto), para o consumidor a qualidade relaciona-se principalmente com a percepção de cor, sabor ou cheiro, e dureza. Do ponto de vista da entidade gestora do sistema de abastecimento, a qualidade da água está ainda associada ao seu grau de agressividade para os componentes do sistema (e.g., condutas, bombas) ou pelo seu poder incrustante. É, contudo, consensual afirmar-se que uma água tem qualidade quando é desprovida de cor, cheiro, sabor e turvação, bem como de constituintes nocivos para a saúde humana (agentes biológicos ou químicos) ou para os equipamentos que a transportam e utilizam (e.g. electrodomésticos), e tem uma dureza adequada à sua utilização (e.g., lavagem de roupa).

Qualidade da água nos sistemas de distribuição

Os sistemas de distribuição são tradicionalmente considerados como meros veículos de transporte de água da estação de tratamento (ETA) até ao consumidor. No entanto, nestes sistemas ocorrem fenómenos físicos, biológicos e químicos que alteram a qualidade da água num grau que, para além do tipo (e.g., material das condutas, dimensão) e condição (e.g., existência de fissuras, corrosão) do sistema de distribuição, depende da composição da água tratada em ETA e da gestão técnica do sistema.

Destes fenómenos, os de natureza física prendem-se principalmente com a acumulação e re-suspensão de sedimentos, de que podem resultar episódios de degradação das características organolépticas (e.g., cor, turvação, sabor e cheiro) e microbiológicas da água. Os sedimentos ocorrem nos sistemas de distribuição numa quantidade que depende da sua origem (e.g., desprendimento de filtros das ETA, corrosão das condutas) e génese (e.g., precipitação química no seio da água, agregação de partículas). A sua deposição é favorecida pelas baixas velocidades da água que são comuns em sistemas que, como é o caso de Portugal, são dimensionados para responder ao combate a incêndios [1]. Mercê das suas condições hidrodinâmicas, os reservatórios são locais propícios à acumulação de sedimentos.

A colonização intensa – até 10^{11} bactérias por cm^2 – da superfície das partículas dos sedimentos e da parede interna das condutas na forma de biofilme, é um processo biológico de grande importância para a qualidade da água nos sistemas de distribuição [2]. O biofilme, que é insensível ao desinfectante residual (cloro, cloraminas ou dióxido de cloro), é a principal origem dos microrganismos que chegam à torneira do consumidor [1]. Estes, sendo embora inócuos na sua maioria, podem incluir espécies patogénicas [3].

Por esta razão, e porque da sua actividade metabólica podem resultar sabores e cheiros, a inevitável presença do biofilme é um importante factor para a qualidade da água nos sistemas de distribuição. Dos parâmetros (e.g., material e estado das condutas, temperatura) que controlam a taxa a que os microrganismos do biofilme se multiplicam, a concentração de “carbono orgânico assimilável” (COA) é o factor que mais influencia a “estabilidade microbiológica da água” nos sistemas de distribuição [2].

O COA é a fracção biodegradável da “matéria orgânica natural” (MON) da água. É constituído por uma diversidade de compostos de baixo peso molecular (e.g., ácidos carboxílicos), que são produzidos nas reacções dos desinfectantes químicos (e.g., ozono, cloro) com os constituintes da MON. Assim, os desinfectantes tem efeitos antagónicos – se por um lado inactivam microrganismos da água, por outro promovem condições para a proliferação destes.

Para além de COA, da reacção do desinfectante residual (cloro, monoclóramina) com a MON resulta a formação duma grande diversidade de outros subprodutos indesejáveis, dos quais os mais conhecidos são os trihalometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (HAA). Assim, e ainda porque determinam o consumo (demanda) de desinfectante residual, a concentração e a composição da MON são da máxima importância para a evolução da qualidade da água nos sistemas de distribuição.

A MON da água bruta é principalmente constituída por compostos que, por serem pouco biodegradáveis (e.g., humatos), persistem na água das albufeiras, rios e, com menor incidência, nas águas subterrâneas. A composição e a concentração da MON variam significativamente em função de diferentes factores, nomeadamente do tipo de meio envolvente que lhe dá origem (e.g., coberto vegetal) e das condições de recarga das massas de água.

Apesar da sua importância, a remoção da MON por processos de tratamento convencionais (e.g., coagulação-floculação-decantação ou flotação) é geralmente pouco satisfatória. Nestes, o tipo e dosagem de coagulante, bem como a operação, não são frequentemente os mais adequados aos teores e às características (e.g., pesos moleculares, grupos funcionais / hidrofobia) da MON e da água (e.g., pH, alcalinidade, dureza, força iónica, temperatura), que são amiúde ignorados [4]

A concentração e as características da MON e do desinfectante residual são determinantes da extensão das principais alterações da qualidade da água nos sistemas de distribuição. Regra geral esta diminui em menor ou maior grau durante o trajecto da água da ETA até à torneira do consumidor.

Estado da arte

Na generalidade dos sistemas construídos não é possível controlar o aparecimento de sedimentos ou impor velocidades de escoamento que previnam a acumulação. Nestas circunstâncias, a limpeza programada de condutas é um importante meio de prevenção das re-suspensão de sedimentos. Contudo, o conhecimento da localização e da quantidade de sedimentos acumulados (ou do potencial de acumulação destes) é indispensável à elaboração

fundamentada de um programa de descargas. Com esta finalidade, a avaliação da quantidade de sedimentos acumulados em condutas e do potencial da sua acumulação nestas pode ser feita pelo “Resuspension Potential Method” (RPM), um dos desenvolvimentos do projecto UE-Techneau [1].

A concentração e composição da MON não podem ser geridas ao nível dos sistemas de distribuição. Contudo, a remoção satisfatória da MON da água a montante destes sistemas pode ser conseguida por processos avançados de tratamento (e.g., ultra- e nanofiltração, adsorção a carvão activado, biofiltração, processos híbridos) [4]. Alternativa e desejavelmente a eficiência de remoção de MON em ETA convencionais pode ser incrementada por optimização da coagulação-floculação-decantação ou flotação, nomeadamente recorrendo à enhanced coagulation [4]. Contudo, tal optimização requer a adequação do processo às características dos compostos a remover. Em apoio à indústria da água, no LNEC quantifica-se e caracteriza-se a MON (COT, COD, COA, UV254nm, SUVA, distribuição de pesos moleculares e hidrofobia).

A par da remoção da MON, a minimização da formação de COA nos processos de oxidação primária e de desinfecção final em ETA é determinante da estabilidade microbiológica da água nos sistemas de distribuição, uma vez que o desinfectante residual não inibe o biofilme e não existem outros meios para minimizar o desenvolvimento deste nas superfícies com que a água contacta.

Embora sendo produzido em maior quantidade nos processos de oxidação em ETA, o COA é também formado nos sistemas de distribuição como (sub)produto da reacção da MON da água com o desinfectante residual (e.g., cloro). Contudo, a importância da gestão da concentração de desinfectante residual nos sistemas de distribuição relaciona-se sobretudo com a formação de outros subprodutos da desinfecção (e.g., THM, HAA, etc.), dada a toxicidade de muitos destes. Neste contexto e porque a quantidade de subprodutos formados é fortemente influenciada pela concentração de desinfectante, importa gerir as concentrações deste a um nível tão baixo quanto possível, mas que não comprometa a finalidade do seu uso.

Os modelos para simulação da evolução da concentração de cloro residual nos sistemas de distribuição constituem ferramentas de grande utilidade, nomeadamente no que toca à necessidade e localização de estações de rechloragem [5]. Os modelos de qualidade podem ainda contemplar a simulação do comportamento de sedimentos e a libertação de microrganismos pelo biofilme [5]. Há, contudo, que considerar que a modelação da qualidade da água em sistemas de distribuição enfrenta ainda de imprecisões que limitam a sua aplicação para além do que é muitas vezes prometido. Estas imprecisões decorrem das limitações dos modelos hidráulicos no descrever do tempo de percurso da água em toda a extensão duma rede e, sobretudo, da complexidade e falta de conhecimento dos processos, incluindo o de decaimento de cloro residual.

O novo paradigma

Por mais de um século e até ao presente, a garantia da qualidade e da segurança da água distribuída ao consumidor tem sido baseada na monitorização de um número determinado de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, sendo a manutenção de doses desinfectantes de cloro residual tida como uma protecção eficaz contra a transmissão de doenças infecciosas pela água. Esta prática trouxe resultados inequivocamente positivos para a saúde pública. Contudo, a evolução do conhecimento veio a mostrar que ela enferma de limitações a que a praxis emergente responde.

Aquelas limitações relacionam-se sobretudo com a representatividade da amostragem, o conhecimento, a detecção e quantificação de contaminantes, e com a capacidade do desinfectante residual para eliminar patogénicos. Acresce ainda que o conhecimento existente sobre os mecanismos das alterações da qualidade da água nos sistemas de distribuição, nomeadamente dos processos que acima foram aflorados, não é ainda suficiente para sustentar a simulação das alterações da qualidade da água com a precisão requerida para uma utilização fiável de modelos como meio de gestão e controlo da qualidade e segurança da água nos sistemas de distribuição.

A amostragem da água apresenta limitações na sua representatividade que decorrem da discricção da amostra – num determinado ponto e num “instante” são colhidos mililitros da água para a análise dos muitos metros cúbicos que em contínuo fluem ao longo de um sistema de distribuição. No caso de alguns parâmetros (e.g., microbiológicos) a amostragem é feita para partículas cuja distribuição na água não é homogénea, o que constitui uma causa adicional de diminuição da representatividade da amostragem.

O número de contaminantes que podem ocorrer nas águas de abastecimento ultrapassa incomensuravelmente o dos parâmetros que são actualmente analisados. Os subprodutos da desinfecção com cloro são disto um bom exemplo. Destes analisam-se quatro (THM) de entre os que são formados em maior quantidade, mas são conhecidos mais de seiscentos [6] que são formados em quantidades e proporções que variam com as características da água (e.g., MON, pH). Mesmo assim, e embora a correlação entre a concentração de THM e a dos restantes subprodutos seja geralmente muito fraca, a concentração de THM é indiciadora do grau a que ocorrem subprodutos na sua globalidade.

Também o número das espécies microbianas patogénicas que podem contaminar a água de abastecimento é demasiado grande para que estas possam ser analisadas “uma a uma”. Por esta razão a avaliação da qualidade microbiológica da água é baseada na detecção de microrganismos indicadores de poluição fecal, dado que as fezes humanas e animais são a origem quase exclusiva dos agentes patogénicos que podem ser transmitidos pela água. Contudo, e apesar do uso de indicadores ter dado provas durante mais de cem anos de utilização, sabe-se hoje que o seu uso apresenta deficiências que interessa ter em conta. O facto de alguns agentes patogénicos (e.g., *Cryptosporidium*, enterovírus) serem mais resistentes aos desinfectantes do que os organismos indicadores (e.g., coliformes fecais), pode dar lugar a resultados falsamente negativos. Por outro lado, a presença de indicadores com

capacidade para se desenvolverem no biofilme (e.g., *Escherichia coli*) pode originar falsos positivos, quando, afinal, não há contaminação fecal na água.

No que respeita ao uso de desinfectante residual - cloro, monocloramina ou dióxido de cloro – sabe-se hoje que a sua acção é muito limitada no controlo da estabilidade microbiológica da água, excepto no que toca a contaminações microbianas acidentais (e.g., devidas a infiltrações, ligações indevidas). Por esta razão e porque, independentemente do tipo de desinfectante usado, da presença deste na água resulta a formação de subprodutos indesejáveis, o uso regular de desinfectante residual passou a ser visto com outros olhos e a merecer maiores cuidados, ou mesmo a ser banido (e.g., na Holanda).

A melhor compreensão dos processos associados às alterações da qualidade da água nos sistemas de distribuição, a par do reconhecimento das limitações do controlo da qualidade ao nível do “produto final” e da consciencialização das deficiências da protecção oferecida pelo desinfectante residual conduziram ao aparecimento de novos conceitos e estratégias para garantia da qualidade e segurança da água. Para além do uso de novos parâmetros de qualidade (e.g., COA, SUVA) e do conceito de barreiras múltiplas à passagem dos contaminantes (e.g., desinfecção primária, desinfecção secundária), a garantia da qualidade e da segurança da água de abastecimento evoluiu para uma atitude pró-activa de controlo de qualidade ao nível do processo com base na avaliação e gestão de riscos, à semelhança do que antes se passou com o uso do “hazard analysis and critical control points” (HACCP) na indústria alimentar [7].

Embora recente, esta metodologia tem uma crescente expressão em Portugal, onde é já utilizada (e.g., Águas do Algarve, Águas do Cávado e Águas do Douro e Paiva) ou se encontra em avançada implementação (e.g., EPAL, S.A.). A sua aplicação é preconizada pela Organização Mundial de Saúde [6] e pelo Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) na forma de Planos de Segurança da Água [8].

Referências

- [1] Vreeburg, J.H.G., Menaia, J., Branco, L., Benoliel, M., Aprisco, P., Rebola, N. (2009) Conceptual model for discolouration in drinking water systems: Who's to blame and what to do? Proc. TECHNEAU Conf. Safe Drinking Water from Source to Tap • State-of-the-Art and Perspectives. Maastricht, June 17-19.
- [2] Menaia, J., Benoliel, M., Lopes, A., Neto, C., Ferreira, E., Mesquita, E., Paiva, J. (2008) Assessment of Lisbon drinking water distribution network biofilm colonization and associated hazards. *Water Sci. & Technol.: Water Supply*, 8(4): 421-426.
- [3] Menaia, J., Mesquita, E. (2004) Drinking water pipe biofilms: present knowledge, concepts and significance, *Water Science & Technology - Water Supply*, 4(2):115–124.
- [4] Cecílio, T., Mesquita, E., Costa, H. e Rosa, M. J. (2008) Processos avançados de tratamento de água para consumo humano. *Águas & Resíduos*, série III, 3:4-17.
- [5] Coelho, S. T., Menaia, J., Alegre, H. (2009) Embedding water quality changes in hydraulic modelling – the Techneau WP5.5 water quality modelling platform. Proc. TECHNEAU Conf. Safe Drinking Water from Source to Tap • State-of-the-Art and Perspectives. Maastricht, June 17-19.
- [6] Richardson, S. D. (2002) The role of GC-MS and LC-MS in the discovery of drinking water disinfection by-products. *J Environ. Monit*, 4: 1- 9.

- [7] WHO - World Health Organization (2006) Guidelines for drinking water-quality, first addendum to third edition, Volume 1 - Recommendations, Geneva.
- [8] IRAR (2005) A Carta de Bona para o abastecimento seguro de água para consumo humano.

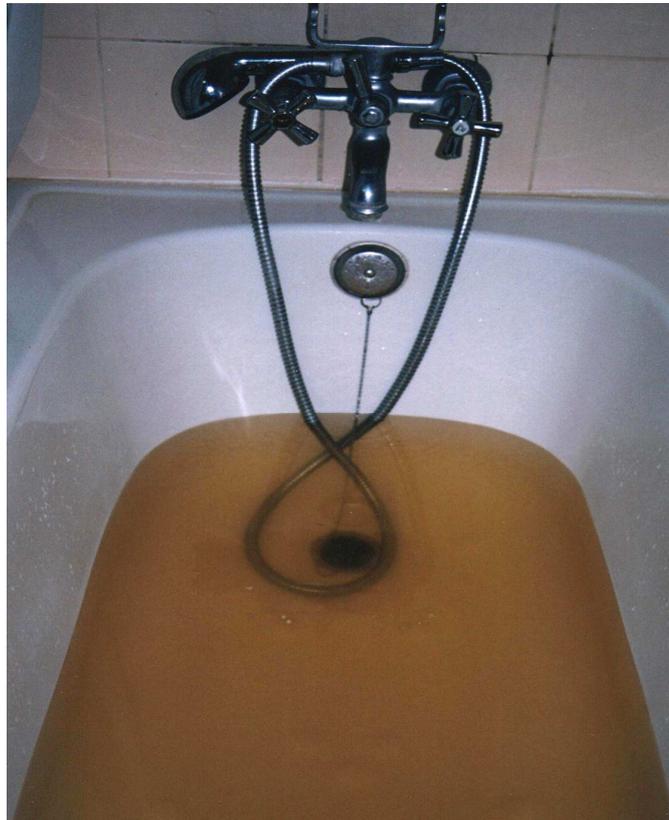


Figura 1. Efeito da re-suspensão de sedimentos.



Figura 2. Colheita de amostras de biofilme para estudo no LNEC.