

A&R ÁGUAS & RESÍDUOS

UMA REVISTA
apesb

Série IV - n.º 5

2019

Modelação da drenagem
em leitos de secagem de
lamas

Pág. 05 - 17

Enquadramento
estratégico das águas
pluviais: a necessidade
de uma gestão
sustentável

Pág. 19 - 29

Qualidade da água em
reservatórios prediais.
Contributos para o PSA
da Póvoa de Varzim

Pág. 31 - 39

Influência dos
sedimentos em
suspensão no transporte
e sobrevivência de *E. coli*
no estuário do Tejo

Pág. 41 - 54



JORNADAS TÉCNICAS INTERNACIONAIS DE RESÍDUOS

11th International Technical Waste Conference

Economia Circular: Novos Modelos, Novos Negócios

Plenárias:

- 1-Licenciamento e Operação de Resíduos;
- 2-Recolha Seletiva de Bioresíduos;
- 3-Avaliação de modelos para a Tara Retornável
- 4-O Desafio da Limpeza Urbana: Inovação e Desenvolvimento
- 5-Campanhas de Comunicação em Limpeza Urbana

Masterclass:

- Indicadores de Desempenho;
- Alteração de Comportamentos Via Incentivos
- Lamas de ETAR.

Visitas Técnicas:

- 1-Sistema de recolha pneumática no Parque das Nações
- 2-Compostor Comunitário;
- 3-Estação de Tratamento e Valorização Orgânicos



Patrocinadores

Platina



LISBOA
CÂMARA MUNICIPAL

Prata



EGF



COMMUNITY LIFE IMPROVER



Extruplás

Bronze

bio ruma
CONSULTORIA DE AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE, Lda

Expositor



Solim
Equipamento para Vidros e Copos, Lda

RESITUL

A TERBERG ROSROCA COMPANY

14 - 18 NOV 2019

Lisboa - Portugal

www.jornadas-residuos.apesb.org

Media
Partners

ambiente INDUSTRIAL e AMBIENTE



SUMÁRIO

IV. 5 (2019)

05 **Modelação da drenagem em leitos de secagem de lamas**

Oswaldo Moiambo, Filipa Ferreira, José Matos

Neste artigo foi desenvolvido um modelo matemático que descreve o comportamento hidráulico de leitos de secagem de lamas, em termos das perdas de água por drenagem gravítica. Verificou-se uma boa aproximação entre os resultados do modelo e os resultados experimentais, obtidos numa instalação piloto na cidade de Tete, em Moçambique.

19 **Enquadramento estratégico das águas pluviais: a necessidade de uma gestão sustentável**

Diogo Arezes, Hélder Costa, Paulo J. Ramísio

A gestão das águas pluviais está diretamente relacionada com a qualidade de vida dos centros urbanos. Este artigo apresenta e analisa legislação e instrumentos de gestão das águas pluviais nos Estados Unidos da América e na União Europeia, identificando oportunidades e estratégias para uma gestão mais eficiente e sustentável deste recurso.

31 **Qualidade da água em reservatórios prediais. Contributos para o PSA da Póvoa do Varzim**

Patrícia Silveira, José Vieira

Apresentam-se resultados da avaliação da qualidade da água realizada em reservatórios prediais e em torneiras de consumidores na cidade da Póvoa de Varzim com o objetivo de identificar perigos e avaliar riscos, como contributo para a implantação de um plano de segurança da água nesta cidade portuguesa.

41 **Influência dos sedimentos em suspensão no transporte e sobrevivência de *E. coli* no estuário do Tejo**

Sara Mendes, Elsa Mesquita, Marta Rodrigues, José Menaia

O artigo descreve os principais resultados de estudo sobre a capacidade dos sedimentos em suspensão no estuário do Tejo para co-transportar *E. coli* (indicador do comportamento de bactérias entéricas), e a relevância da radiação solar no decaimento da contaminação bacteriana nesse estuário.



06

Modelling of drainage in sludge drying beds

Oswaldo Moiambo, Filipa Ferreira, José Matos

In this paper, a mathematical model that describes the hydraulic behavior of sludge drying beds in terms of water losses due to gravity drainage was developed. The results showed a good approximation between model results and experimental results obtained at a pilot facility in the city of Tete, Mozambique.

32

Water quality in household storage tanks. A contribution for the water safety plan of Póvoa de Varzim

Patrícia Silveira, José Vieira

This paper presents results of the evaluation of the water quality in building reservoirs and in consumers' taps in the city of Póvoa do Varzim, aiming at identifying hazards and assessing risks, as a contribute to the implementation of a water safety plan in this portuguese city.

20

Stormwater Strategic Framework: The need for a sustainable management

Diogo Arezes, Hélder Costa, Paulo J. Ramísio

Stormwater management is directly related to the quality of life in urban centers. This paper presents and analyzes stormwater legislation and management instruments in the United States of America and the European Union, identifying opportunities and strategies for a more efficient and sustainable management of this resource.

42

The influence of suspended sediment on the transport and survival of *E. coli* in the Tagus estuary

Sara Mendes, Elsa Mesquita, Marta Rodrigues, José Menaia

This paper describes the main results of a study on the capacity of Tagus estuary suspended sediments to co-transport *Escherichia coli* as surrogate for enteric bacteria and the influence of solar radiation on the decay of bacterial contamination of the Tagus river.

Modelação da drenagem em leitos de secagem de lamas

Oswaldo Moiambo*, Filipa Ferreira, José Matos

CERIS - Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, Lisboa, Portugal

Resumo

Neste artigo é apresentado um modelo matemático que descreve o comportamento hidráulico da drenagem em leitos de secagem de lamas (LS). O modelo baseou-se no balanço de massa às lamas, considerando-se o volume de água remanescente após a drenagem gravítica, a concentração inicial de sólidos, o tempo total de drenagem e uma constante empírica, proposta por Dominiak et al. (2011), que reflete a resistência do meio filtrante e dos sólidos suspensos, nomeadamente dos que sedimentam sobre a superfície do meio filtrante (usualmente denominada por *cake na terminologia anglo-saxónica*). Foram realizadas campanhas experimentais numa instalação piloto localizada na cidade de Tete, em Moçambique, com o objetivo de determinar os valores dos parâmetros das equações do modelo. No artigo, indicam-se os procedimentos utilizados, bem como os valores obtidos para cada parâmetro. Verificou-se que o modelo representa, satisfatoriamente, o fenómeno de drenagem da massa líquida, especialmente para lamas com características adequadas para os LS (i.e. bem digeridas). Pretende-se, no futuro, aplicar os resultados deste trabalho no desenvolvimento de um modelo integrado de desempenho hidráulico de LS, que inclua também a componente de evaporação, com potencialidades de aplicação em regiões de clima tropical seco, em Moçambique.

Palavras-Chave: drenagem, lamas fecais, leitos de secagem, modelação, Moçambique.

doi: 10.22181/aer.2019.0501

* Autor para correspondência
E-mail: moiambo03@gmail.com

Modelling of drainage in sludge drying beds

*Oswaldo Moiambo**, *Filipa Ferreira*, *José Matos*

CERIS - Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, Lisboa, Portugal

Abstract

In this paper a mathematical model describing the hydraulic behavior of drainage in sludge drying beds (SDB) is presented. The model is based on a mass balance to the sludge, considering the remaining water volume after drainage, the initial solids concentration, the total drainage time and an empirical constant proposed by Dominiak et al. (2011). This constant reflects the cake and filter medium resistance to drainage, in particular those that settle on the surface of the filter. Experimental campaigns were carried out at a pilot site in the city of Tete, Mozambique, to determine the model parameters. The procedures used, as well as the values for each parameter are presented in this paper. It was verified that the model represents the drainage phenomenon satisfactorily, especially for sludge with typical physical characteristics for SDB (i.e. well digested). Obtained results are meant to be applied in the development of an SDB hydraulic performance model, which will also include the evaporation component, with potential application in dry tropical weather regions, in Mozambique.

Keywords: drainage, drying beds, faecal sludge, modelling, Mozambique.

doi: 10.22181/aer.2019.0501

* *Corresponding author*
E-mail: moiambo03@gmail.com

1 Introdução

O acesso ao saneamento melhorado nos países em desenvolvimento é assegurado, em regra, por meio de soluções de latrinas ou fossas sépticas. Na África subsariana, por exemplo, cerca de 65-100% das áreas urbanas são servidas por este tipo de sistemas. As lamas provenientes destes sistemas são denominadas lamas fecais e a sua gestão implica questões económicas, técnicas e socioculturais muito diferentes das que ocorrem nas abordagens mais convencionais de saneamento (coletores e Estações de tratamento de águas residuais), sendo composta pelos serviços de: (i) captação e armazenamento; (ii) esvaziamento e transporte; e (iv) tratamento e deposição final (Strande et al. 2014). Nestes países é urgente a necessidade de se adotarem estratégias que permitam uma gestão adequada de lamas, quer seja desenvolvendo e reabilitando sistemas existentes, quer seja investindo em soluções que se ajustem à realidade local, essencialmente de baixo-custo (Montangero et al. 2004, Koné e Strauss 2004). É fundamental dispor de tecnologias que proporcionem uma redução significativa do volume de lamas e, conseqüentemente, a diminuição dos custos associados às operações de manuseamento, transporte, tratamento e deposição final.

De entre várias tecnologias de desidratação, os leitos de secagem de lamas destacam-se por serem de baixo custo e se basearem em processos naturais, nomeadamente a evaporação e drenagem gravítica da massa líquida presente nas lamas (Montangero et al. 2004). Deste modo, o recurso a instrumentos de modelação matemática para estimar o desempenho de leitos de secagem poderá ser de grande utilidade, quer no dimensionamento, quer na otimização desse tipo de infraestrutura, aumentando o conhecimento sobre os fenómenos que condicionam a drenagem e evaporação.

Essa abordagem reveste-se de especial importância para os países em desenvolvimento, como Moçambique, dado que se crê que esta tecnologia de saneamento de baixo custo será muito provavelmente aplicada a uma parte significativa das vilas e cidades do País, como componente importante de um saneamento seguro. É de referir que a aplicação dos leitos de secagem e o recurso a modelação têm, também, interesse na gestão de lamas de depuração produzidas em estações de tratamento de águas residuais urbanas de países que dispõem de soluções de saneamento convencionais, como Portugal.

O desenvolvimento de um modelo matemático poderá assumir-se como uma ferramenta de apoio à decisão, de extrema utilidade, proporcionando, desde a fase inicial de projeto destas infraestruturas até à fase de exploração das mesmas, a minimização das disfunções operacionais e uma melhor compreensão dos fatores que afetam o desempenho dos leitos de secagem.

Durante a fase inicial, ou de conceção, de novos processos em sistemas existentes, o recurso ao modelo permitirá que seja adotado um conjunto de medidas (incluindo os parâmetros de dimensionamento) que conduza a uma maior fiabilidade do processo de desidratação, podendo-se prever a resposta de uma instalação ainda inexistente a situações diversas.

Já na fase de exploração, o recurso ao modelo permitirá analisar o desempenho operacional dos leitos de secagem, incluindo o diagnóstico de eventuais problemas, controlo e/ou operação, podendo ser utilizado, principalmente, para prever a respetiva resposta face a cenários climáticos variados, face a gamas alargadas de condições operacionais e ambientais, sem a necessidade de interferir com o sistema em causa ou arriscá-lo a modos de operação desconhecidos. Deste modo, poder-se-á efetuar o ajuste fundamentado dos parâmetros operacionais levando a uma otimização do funcionamento e dos custos operacionais associados.

Neste contexto, no presente artigo pretende-se apresentar: i) um modelo matemático que descreva o mecanismo de remoção da massa líquida por drenagem em leitos de secagem de lamas; ii) determinar os valores dos parâmetros do modelo proposto, a partir dos resultados dos ensaios experimentais; e iii) discutir os resultados do modelo.

2 Materiais e métodos

2.1 Descrição da instalação-piloto

O estudo experimental foi conduzido numa instalação piloto de desidratação de lamas, na cidade de Tete, Moçambique (abreviadamente designada por IPDL-Tete). Conforme se apresenta na Figura 1, a IPDL-Tete apresenta três unidades de leitos de secagem de lamas (designados por LS01, LS02 e LS03), construídos em material plástico, cada uma com 1 m³ de volume e 1 m² de área. Cada leito de secagem dispõe de um meio filtrante de 40 cm de espessura, composto por areia e brita e um dreno no fundo para a coleta da massa líquida drenada. A seleção do material que compõe o meio filtrante, incluindo a espessura e granulometria adotados, baseou-se nas especificações constantes em bibliografia de especialidade (e.g. Strande et al. 2014) e correspondem a valores médios.

Os leitos foram montados sobre uma base de alvenaria a aproximadamente 0.5 m do solo, por forma a evitar o contacto com o terreno e as perdas de calor por condução que daí poderiam decorrer. Foi também colocado, no interior de cada leito, um tubo de PVC perfurado vertical, constituindo um dispositivo de monitorização da altura da massa líquida no meio filtrante.



Figura 1. Instalação-piloto de tratamento de lamas na cidade de Tete, Moçambique

Previamente à realização dos ensaios, foi avaliada a condutividade hidráulica (K) saturada inicial do meio filtrante. O procedimento experimental é descrito em detalhe em Moiambo et al. (2018). Os resultados indicaram um valor de K aproximadamente igual a $4 \times 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ para os 3 leitos.

2.2 Recolha de lamas e alimentação dos leitos de secagem

As campanhas experimentais na IPDL-Tete foram efetuadas entre Maio e Agosto de 2017, tendo-se realizado um total de 6 ensaios. No Quadro 1 são apresentadas as características gerais dos ensaios, designadamente, em termos do período de realização, o ensaio correspondente, bem como a proveniência e espessura inicial da camada de lamas.

As lamas fecais utilizadas na IPDL-Tete tiveram origem em diferentes fossas sépticas individuais ou familiares (designadas por FS01, FS02 e FS03) bem como de um sanitário público (designado por BP01), tendo sido recolhidas pelo camião limpa fossas do concelho municipal da cidade de Tete. O material removido corresponde à totalidade do volume contido na infraestrutura, ou seja, à lama sedimentada mas também ao volume de águas residuais acumulada. Contudo, dada a capacidade limitada do camião limpa

fossas, não foi possível esvaziar por completo a estrutura de armazenamento das lamas utilizadas em alguns ensaios.

Quadro 1. Características gerais dos ensaios realizados

Período de realização do ensaio	Designação do leito	Designação do ensaio	Proveniência das lamas	Espessura inicial de lamas (cm)
09/05/2017 – 07/06/2017	LS01	ENS01	FS01	20.00
	LS02	ENS02	FS01	35.00
	LS03	ENS03	FS01+BP01	56.00
22/06/2017 – 10/07/2017	LS01	ENS04	FS02	30.00
01/08/2017 – 17/08/2017	LS01	ENS05	FS03	30.00
	LS03	ENS06	FS03+BP01	32.50

A utilização de lamas de diferentes origens justifica-se pelo facto da recolha de lamas ter sido efetuado à escala real em função dos operadores dos serviços de esvaziamento e transporte de lamas, refletindo, deste modo, a existência de uma grande variedade de tecnologias de armazenamento. Essa estratégia permite desenvolver um modelo matemático, com base em protótipos, à escala real, e com lama real.

Quanto à utilização de lamas mistas no ENS03 e ENS06, recorda-se o facto dos leitos de secagem são, em regra, concebidos para a desidratação de lamas bem digeridas, que passaram por longos períodos de retenção, como o caso de lamas de fossas sépticas familiares, contrariamente às lamas armazenadas em fossas sépticas de sanitários públicos, onde o tempo de retenção, bem como a frequência de esvaziamento tendem a ser relativamente curtos. Deste modo, tal como é referido na literatura (e.g. Strande et al. 2014), optou-se por proceder a mistura de lamas de ambas as origens na proporção de 1:2 (BP:FS), tendo esta mistura sido realizada no camião limpa fossas, anteriormente à alimentação dos leitos, garantindo assim a homogeneização de mistura.

A seleção dos valores adotados para a espessura inicial da camada de lamas baseou-se nos valores máximos e mínimos, aproximados, normalmente sugeridos na bibliografia.

2.3 Monitorização, amostragem e métodos analíticos

A monitorização dos ensaios incluiu a medição, em campo, de alguns parâmetros, a amostragem de lamas e da massa líquida drenada bem como a monitorização de algumas variáveis meteorológicas. A massa líquida drenada foi quantificada diariamente com auxílio de um recipiente graduado, anotando-se o volume e a hora em que se fazia a leitura. As amostras das lamas eram catalogadas e encaminhadas para o laboratório de ambiente da ARA-Zambeze, tendo sido usado o procedimento experimental descrito em APHA (2005) para a avaliação da concentração de sólidos totais. Os elementos meteorológicos foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INAM) - Delegação de Tete, a partir de uma estação meteorológica localizada a menos de 10 km, tendo-se verificado que durante os ensaios não houve ocorrência de precipitação.

3 Teoria da drenagem em leitos de secagem

A drenagem ou “filtração” em leitos de secagem é um processo complexo que se baseia na separação da fração sólido-líquido das lamas através do meio filtrante. Os poros dos materiais que constituem o meio filtrante devem, em regra, ser capazes de reter,

significativamente, a fração de sólidos no topo da superfície e permitir a passagem da massa líquida (Kavoosi 2014, Barua 2014).

Como a operação dos leitos de secagem é efetuada de forma descontínua, quando os leitos são carregados, verificam-se três fases distintas (Figura 2), após a operação: a) fase inicial, com formação do cake, durante a qual os sólidos suspensos sedimentam sobre a superfície do meio filtrante, deixando uma interface de massa líquida muito menos densa no topo - os sólidos sedimentados vão formando uma camada cada vez mais espessa, usualmente denominada por “cake” ou manto espesso de lamas, como resultado deste processo; b) fase intermediária, ou de “filtração”, em que a espessura do cake permanece aproximadamente constante, sendo que a altura da massa líquida do topo vai progressivamente diminuindo por drenagem através do cake e do meio filtrante e; c) fase final, que é caracterizada pelo desaparecimento total da massa líquida sobre o cake e pelo surgimento de fissuras entre o material sólido.

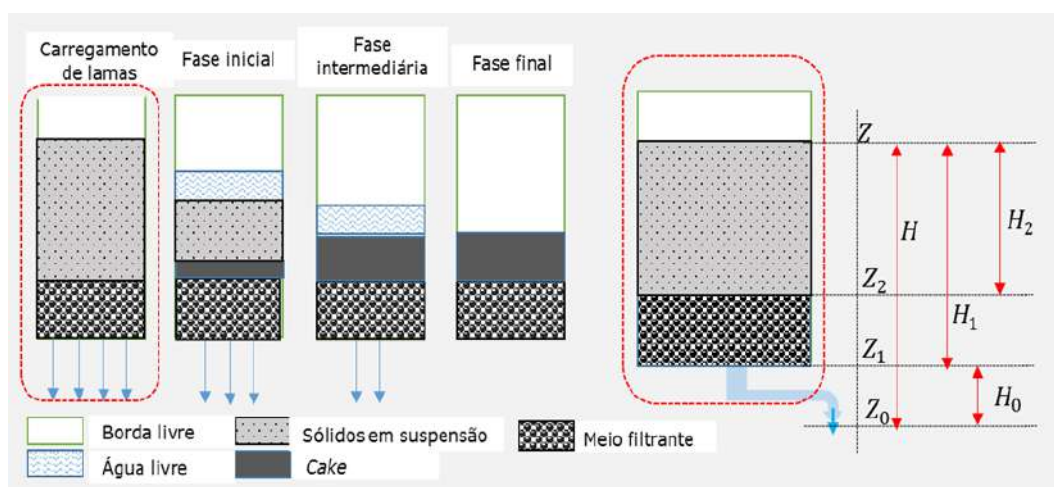


Figura 2. Diagrama esquemático das fases que caracterizam o processo de drenagem

Na Figura 2 (à direita), a energia disponível para o escoamento real é dada por $H (Z - Z_0)$. Se se considerar que as perdas de carga no sistema de drenagem do leito (drenos e tubagem de descarga) são análogas às da carga disponível $H_0 (Z_1 - Z_0)$, em regime uniforme, então a energia disponível para o escoamento corresponde à diferença entre os níveis da massa líquida, no topo, e a base do meio filtrante, $H_1 (Z - Z_1)$. Desprezando a perda de carga na tubagem e a perda de carga no meio filtrante (areia e brita), a resistência ao fluxo resulta do cake, usualmente denominada por “resistência do cake”, sendo a energia disponível para o escoamento dada por $H_2 (Z - Z_2)$.

A resistência do cake depende naturalmente da espessura de lamas, da concentração inicial de sólidos em suspensão e da resistência específica do cake. Este último parâmetro constitui um indicador clássico, que representa a resistência à drenagem gravítica por unidade de massa de sólidos do cake. Quanto menor for o valor da resistência específica do cake, mais “filtráveis” ou “drenáveis” são as lamas. Na literatura de especialidade, a resistência específica do cake é utilizada para descrever a sua resistência média, dado o facto de este parâmetro variar ao longo da espessura, em grande parte devido ao efeito da compressibilidade (Lo 1971, Christensen et al. 2010, Dominiak et al. 2011).

Deste modo, como a força capilar que sustenta a água nos macroporos das lamas é inferior à força de gravidade, a massa líquida vai drenando parcialmente, resultando numa redução gradual de H_2 e do caudal drenado, até se atingir o equilíbrio, usualmente denominado por capacidade de campo da lama, ao qual a força capilar que retém a água nos poros iguala a força de gravidade, e o processo de drenagem cessa,

fundamentalmente por duas razões: (i) redução da carga para o escoamento; e (ii) aumento da resistência do cake, por acumulação de partículas, aumentando a respetiva espessura e a resistência total ao escoamento.

4 Desenvolvimento do modelo matemático

4.1 Principais pressupostos e limitações

A desidratação natural de lamas em leitos de secagem envolve fenómenos bastante complexos, de difícil formulação matemática, e que ocorrem de forma simultânea, sendo necessário recorrer a simplificações. Neste trabalho considerou-se que:

- Durante o carregamento dos leitos se despreza a influência da velocidade de sedimentação dos sólidos no processo de drenagem. Na prática, a velocidade de sedimentação dos sólidos condiciona a drenagem na fase inicial do processo, ao influenciar a quantidade de sólidos depositados na superfície do meio filtrante.
- Os sólidos são depositados em toda a extensão da superfície do meio filtrante, de forma homogênea, com uma permeabilidade constante. Esta simplificação não considera o facto de, dependendo das características do meio filtrante, parte dos sólidos ser arrastada para o interior do meio filtrante, onde se acumula e/ou é removida com a massa líquida drenada, nomeadamente na fase inicial do processo.
- O processo de drenagem tem início a partir do momento em que o cake já está formado, correspondendo à fase intermédia, Figura 2. Diagrama esquemático das fases que caracterizam o processo de drenagem
- .
- O teor de humidade das camadas que constituem o meio filtrante (areia e brita) é constante.
- A resistência à drenagem é constante durante todo o processo. Na realidade, o valor da resistência vai aumentando à medida que a energia disponível para o escoamento diminui, mas este facto é considerado desprezável.
- Se despreza o efeito de possíveis reações químicas e biológicas, que podem ocorrer no interior do meio filtrante.

4.2 Formulação matemática

A desidratação de lamas em leitos de secagem envolve um conjunto de variáveis que refletem as perdas e os ganhos de humidade em função do tempo. Deste modo, o teor de humidade das lamas num determinado tempo, $\frac{dTH}{dt}$, pode ser estimado a partir da equação (1), sendo $m_w(t)$ e m_s , respetivamente, a massa da fração líquida e de sólidos presente nas lamas (kg).

$$\frac{dTH}{dt} = \frac{m_w(t)}{m_w(t) + m_s} \quad \text{eq. 1}$$

De uma forma geral, $m_w(t)$ pode ser determinada a partir da equação (2), que traduz o balanço de massa no sistema num instante t , onde: m_{w_0} corresponde à massa da fração líquida inicialmente presente nas lamas (kg); $m_w(t)$ corresponde à massa de água precipitada sobre o volume de controlo (área superficial do leito) (kg); e m_d e m_{ev} correspondem à massa líquida drenada e à massa líquida evaporada (kg), respetivamente.

$$m_w(t) = m_{w_0} + m_p - m_d - m_{ev} \quad \text{eq. 2}$$

Como foi anteriormente referido, neste artigo pretende-se desenvolver um modelo matemático que descreve o mecanismo de remoção da massa líquida por drenagem em

leitos de secagem de lamas pelo que, nas secções que se seguem, os fenómenos de evaporação e precipitação não serão incluídos na formulação matemática.

Massa líquida inicial

A m_{w_0} pode ser determinada a partir dos valores conhecidos da área superficial do meio filtrante A (m^2) e da espessura inicial da massa de lamas h_0 (m) correspondentes ao volume de controlo, do valor aproximado da massa volúmica das lamas a desidratar ρ_w (kg/m^3) e do valor do teor de humidade inicial das lamas TH_0 (%), ver equação (3).

$$m_{w_0} = A * h_0 * TH_0 * \rho_w \tag{eq. 3}$$

Massa líquida drenada

A massa líquida drenada, m_d , pode ser determinada a partir da equação (2), excluindo-se as contribuições das variáveis evaporação e precipitação. Deste modo, $m_w(t)$ pode ser determinada a partir da equação (4), que reflete a evolução da fração da massa líquida presente nas lamas à medida que o processo de drenagem ocorre até às lamas atingirem um ponto de equilíbrio, correspondente a um determinado teor de humidade, a partir do qual o fluxo da massa líquida drenada cessa ou passa a ocorrer de forma pouco significativa, usualmente denominado por capacidade de campo da lama, como foi referido na secção 3. Assim, na equação (4), m_{c_c} representa a massa líquida presente nas lamas à qual a drenagem cessa (kg), t_d o tempo total de drenagem (s), t o tempo (s) e K_d uma constante empírica (s^{-1}).

$$m_w(t) = m_{c_c} + (m_{w_0} - m_{c_c})e^{\left[\frac{K_d * t}{(t - t_d)}\right]} \tag{eq. 4}$$

O m_{c_c} pode ser estimado a partir do valor da fração da massa inicial de sólidos presente nas lamas e da capacidade de campo da lama, TH_{c_c} (%), através da equação (5). Nesta equação, TH_{c_c} representa o teor de humidade da lama após a drenagem cessar ou deixar de ter um efeito preponderante no processo de desidratação.

$$m_{c_c} = \frac{m_s * TH_{c_c}}{(100 - TH_{c_c})} \tag{eq. 5}$$

O valor de TH_{c_c} depende de uma série de fatores, com destaque para as características estruturais das lamas, designadamente: concentração de sólidos, conteúdo de matéria orgânica, tamanho das partículas e das frações intersticiais das lamas, entre outras. Pode ser obtido a partir da equação (6). Nesta equação, C representa a concentração inicial de sólidos (kg/m^3), e k_{c_c} (kg/m^3) e α_{c_c} correspondem aos parâmetros de calibração.

$$TH_{c_c} = k_{c_c} C^{-\alpha_{c_c}} \tag{eq. 6}$$

Na equação (4), K_d reflete a resistência proporcionada pelo cake e pelo meio filtrante ao movimento do escoamento e depende dos parâmetros: ρ_w , a massa volúmica da água (kgm^{-3}); g , a aceleração da gravidade (ms^{-2}); μ , a viscosidade dinâmica da água (kg/ms^{-1}); R_c , a resistência do cake (m^{-1}); e R_m , a resistência do meio filtrante (m^{-1}). A resistência à drenagem, proporcionada fundamentalmente pelo cake e pelo meio filtrante, pode ser determinada a partir da equação (7), de acordo com Dominiak et al. (2011). Nesta equação, a soma das duas resistências (R_c e R_m) representa a resistência total à drenagem.

$$K_d = \frac{\rho_w g}{\mu(R_c + R_m)} \tag{eq. 7}$$

Segundo Dominiak et al. (2011), R_c pode ser determinada a partir da equação (8) onde a resistência específica do cake α (mkg^{-1}) é um parâmetro que descreve o grau de dificuldade em desidratar um determinado material e que, juntamente com a concentração de lamas c (kgm^{-3}) e a espessura inicial da massa de lamas h_0 , traduz a

difficuldade oferecida pelo cake à passagem da água livre, até atingir o meio filtrante (e.g. Kavanagh 1980, Berkta 1998, Kim 2001).

$$R_c = \alpha \cdot c \cdot h_o \quad \text{eq. 8}$$

A resistência do meio filtrante (R_m) pode ser estimada a partir da equação (9) onde: K_m representa a permeabilidade do meio filtrante (m^{-2}); K a condutividade hidráulica saturada (ms^{-1}); e L_m a espessura do meio filtrante.

$$R_m = \frac{L_m}{K_m} = \frac{L_m \rho_w g}{\mu K} \quad \text{eq. 9}$$

O tempo total de drenagem, t_d , que depende, fundamentalmente, da espessura inicial da massa de lamas, h_o , pode ser dado pela equação (10), sendo k_{t_d} (ms^{-1}) e α_{t_d} os parâmetros de ajuste.

$$t_d = k_{t_d} h_o^{\alpha_{t_d}} \quad \text{eq. 10}$$

5 Resultados e discussão

5.1 Determinação dos parâmetros do modelo

Nesta secção são apresentados os procedimentos utilizados para a determinação dos parâmetros das equações do modelo, a partir dos dados experimentais obtidos em campo, bem como os respetivos resultados.

Capacidade de campo da lama

Verificou-se que o valor da capacidade de campo, em todos os ciclos, variou entre os 94 % e 82 %, sendo pouco significativa a quantidade de água removida por drenagem para valores inferiores a 82 %. Esse resultado era expectável porque, em regra, a maior parte dos autores (e.g. van Haandel e Lettinga (1994)) define um valor de até 80 %, como o limite para a ocorrência da drenagem. No ajuste da equação (6), a partir destes valores experimentais, obteve-se um k_{c_c} igual a 129.9 kgm^{-3} e um α_{c_c} igual a 0.118.

Tempo total de drenagem

Os parâmetros constituintes da equação (10) foram determinados com base nos resultados experimentais, explorando-se a relação entre o tempo total de drenagem e a espessura inicial da massa de lamas. Estes resultados indicaram que o aumento da espessura inicial da massa de lamas resultou, como expectável, no aumento do tempo total de drenagem. Deste modo, do ajuste destes dados, a partir da equação (10), obtiveram-se valores de k_{t_d} e α_{t_d} aproximadamente iguais a 55.6 ms^{-1} e 1.13, respetivamente.

Resistência específica do cake

A resistência específica do cake foi determinada através da equação (8). Inicialmente, resolveu-se a equação (4) em ordem a K_d , permitindo, desta forma, a determinação da resistência total à drenagem ($R_c + R_m$). R_m foi estimada a partir da equação (9), com base nos resultados dos ensaios de condutividade hidráulica descritos na secção 2.2, e o valor encontrado correspondeu a cerca de 1 % da resistência total. Esse resultado era expectável porque, em regra, o meio filtrante é caracterizado por uma alta permeabilidade, sendo por essa razão que muitos autores (e.g. Rasmussen et al. 1994, Berkta 1998; Dominiak et al., 2010) optam por não incluir este parâmetro em estudos semelhantes.

Como foi anteriormente referido, α é um parâmetro que varia ao longo da espessura do cake, em grande parte devido ao efeito da compressibilidade, sendo comum a utilização de um valor médio para descrever a resistência específica média. Deste modo, de forma a encontrar o valor de α que melhor se ajustava ao conjunto de dados, foi aplicado o método dos mínimos quadrados, minimizando a soma dos quadrados das diferenças

entre os valores estimados e os valores obtidos experimentalmente, tendo sido obtido um valor de α que variou entre $[2.3 - 6.6]10^{10}$ m/kg.

Estes resultados são compatíveis com os que se esperam para lamas digeridas ou parcialmente digeridas, sendo bastante similares aos obtidos por outros autores (e.g. Christensen et al., 2010 e Dominiak et al., 2010). Segundo estes autores, os valores típicos de resistência específica do cake na drenagem a baixas pressões, por gravidade, é da ordem de 10^{10} m/kg.

5.2 Aplicação do modelo

Nesta secção são apresentados os resultados referentes à aplicação do modelo proposto, incorporando-se na equação (4) os parâmetros determinados na secção 5.1.

A Figura 3 mostra curvas a tracejado (baseadas nos resultados experimentais) e a cheio (basadas no modelo), podendo ser visualizada a evolução da massa líquida drenada. Verifica-se uma boa aproximação entre os resultados experimentais e os obtidos pelo modelo, especialmente para os ensaios em que a concentração inicial de sólidos é 4 – 6 %, valores expeáveis para lamas fecais. Nos ensaios em que a concentração inicial de sólidos foi inferior a esse limite, ENS05 e ENS06, ocorreu um desvio significativo, numa fase inicial do ensaio, obtendo-se valores da massa líquida drenada superiores aos determinados experimentalmente.

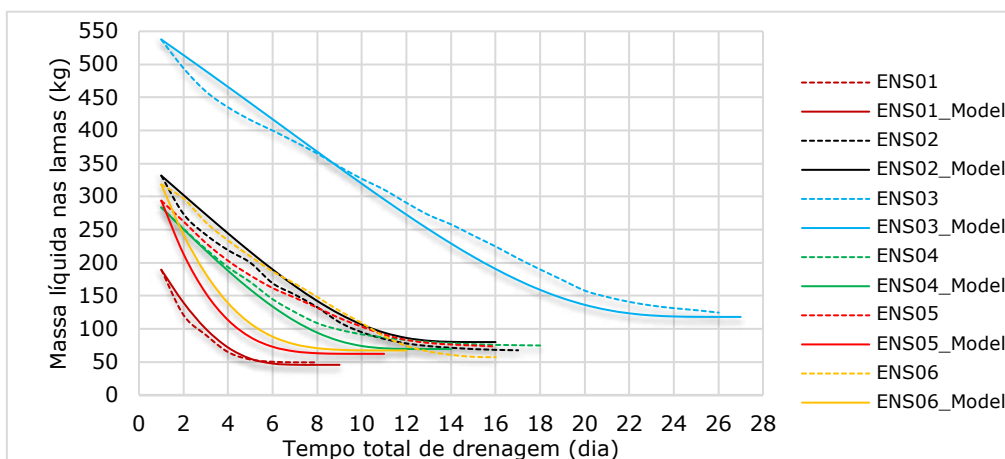


Figura 3. Evolução da massa líquida nas lamas devido a perdas por drenagem

A curva de andamento obtida pelo modelo sugere que as lamas do ENS05 e ENS06 são de fácil desidratação dada a concentração inicial de sólidos, o que seria, em parte, expectável. No entanto, experimentalmente, constatou-se que as lamas no ENS05 e ENS06 apresentavam características distintas das usuais o que se poderá justificar pela dificuldade do camião vácuo em remover a totalidade do conteúdo das fossas.

Deste modo, muito provavelmente, o desvio observado pode dever-se ao facto do modelo: (i) considerar constante o valor da resistência específica do cake ao longo do tempo; (ii) não considerar o efeito da velocidade de sedimentação dos sólidos durante a fase inicial do processo, correspondente a formação do cake ou manto espesso de lamas; e (iii) não considerar outras características qualitativas das lamas, que proporcionam uma maior resistência à drenagem, independentemente da concentração inicial de sólidos.

De seguida, na Figura 4 são apresentadas as curvas de evolução do teor de humidade das lamas (a tracejado), obtidas experimentalmente, em função do tempo total de desidratação, e a curva de evolução da humidade das lamas devido à massa líquida drenada, em função do tempo total de drenagem de acordo com o modelo (a cheio).

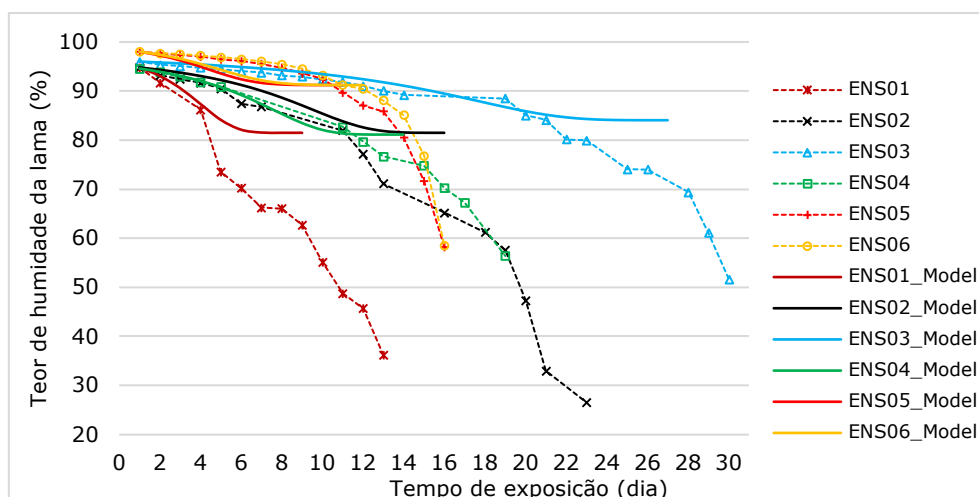


Figura 4. Evolução do teor de humidade das lamas real e devido à drenagem (resultados experimentais e do modelo)

Nota-se a ocorrência de um grande afastamento entre as curvas. Em grande parte, esse afastamento pode ser explicado pelo facto da curva obtida pelo modelo dizer apenas respeito a contribuição da drenagem gravítica, excluindo as contribuições da evaporação e da precipitação, que podem ser muito relevantes.

É evidente, na Figura 4, que o andamento da curva do teor de humidade real das lamas tende a evoluir para valores muito baixos de teor de água. Com o modelo de drenagem, o teor de humidade não baixa de 80 %.

Estes resultados vão de encontro com o que é referido na literatura de especialidade. Dependendo do teor de humidade inicial e das características das lamas, 20 – 50 % da água livre presente nas lamas pode ser removida por drenagem durante os primeiros dias da desidratação até se alcançar um teor de humidade de aproximadamente 75 – 85 % (e.g. Strande et al., 2014).

De facto, a drenagem gravítica ocorre até às lamas atingirem um ponto de equilíbrio, correspondente a um determinado teor de humidade, a partir do qual o caudal praticamente cessa. A partir daí, a remoção adicional de água e o conseqüente decréscimo do teor de humidade ocorre por evaporação.

6 Conclusão

Neste artigo foi desenvolvido um modelo matemático que descreve o comportamento hidráulico de leitos de secagem de lamas, em termos das perdas de água por drenagem gravítica. Foram realizadas campanhas experimentais numa instalação piloto na cidade de Tete, em Moçambique, para determinar os valores dos parâmetros das equações do modelo proposto, recomendando-se a aplicação deste modelo, com as constantes determinadas, no caso de situações análogas em termos de saneamento (fossas e latrinas) e de condição climática (clima quente e seco).

Foi verificada uma boa aproximação entre os resultados do modelo e os resultados experimentais representando, satisfatoriamente, os fenómenos da drenagem da massa líquida, especialmente para lamas bem digeridas.

Considerando que a população urbana nos países em desenvolvimento é maioritariamente servida por sistemas locais de saneamento (fossas sépticas e latrinas), bem como o facto das pesquisas referentes ao tratamento e gestão de lamas fecais, nomeadamente de desempenho de leitos de secagem de lamas fecais, serem

manifestamente insuficientes, considera-se que estudos experimentais como os conduzidos na cidade de Tete poderão contribuir para o avanço do conhecimento e a otimização de investimentos e operação desse tipo de infraestruturas, naqueles países.

Agradecimentos

Os autores expressam o seu agradecimento às seguintes instituições: i) Camões, Instituto da Cooperação e da Língua, CICL, pelo financiamento do Doutoramento em Engenharia do Ambiente, e que tem lugar no Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa; ii) à Administração Regional das Águas do Zambeze, ARA-Zambeze, pelo financiamento na montagem e operacionalização da instalação piloto de tratamento de lamas fecais e; iii) ao Conselho Municipal da cidade de Tete, pelo suporte logístico no que se refere a recolha das lamas e carregamento dos leitos de secagem.

Referências

- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C.
- Barua A. (2014). *Experimental Study of Filter Cake Cracking During Deliquoring*. Ph.D. thesis, Department of Chemical Engineering & Chemical Technology, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London.
- Berkday A. (1998). Properties of Sludge Produced From the Pressurized Wastewater Treatment Process. *Journal of Engineering and Environmental Science* 22, 377-385.
- Christensen M.L., Dominiak D.M., Nielsen P.H., Sedin M., Keiding K. (2010). Gravitational drainage of compressible organic materials. *American Institute of Chemical Engineers Journal* 56 (12), 3099-3108. doi 10.1002/aic.12222.
- Dominiak D., Christensen M., Keiding K., Nielsen P. H. (2011). Gravity drainage of activated sludge: New experimental method and considerations of settling velocity, specific cake resistance and cake compressibility. *Water Research* 45 (5), 1941-1950. doi 10.1016/j.watres.2010.12.029.
- Koné D. & Strauss M. (2004). Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and performance. *9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control* and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, (p. 7). Avignon, France.
- Kavoosi A. (2014). *Investigating the fundamental parameters of cake filtration using a gravity column device*. M.Sc. thesis, Chemical Engineering and Applied Chemistry, University of Toronto, Toronto.
- Kavanagh B.V. (1980). The Dewatering of Activated Sludge: Measurement of Specific Resistance to Filtration and Capillary Suction Time. *Wat. Pollut. Control* 3, 388-398.
- Kim M-J. (2001). *The effect of sludge retention time: on dewaterability of activated sludge*. M.Sc. thesis, Department of Chemical Engineering & Applied Chemistry, University of Toronto, Toronto.
- Lo K.M. (1971). *Digital computer simulation of water and wastewater sludge dewatering on sand beds*. Ph.D. thesis, Environmental Engineering, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts.

- Moiambo O.J., Lampreia E.C., Ferreira F.M.S., Matos J.S (2018). Drenagem em leitos de secagem de lamas. Estudo baseado em resultados experimentais na instalação-piloto de tratamento de lamas na cidade Tete, Moçambique. *Congresso da água*. Évora, Portugal.
- Montangero A., Koné D., Strauss M. (2004). *Faecal Sludge treatment in Developing Countries. A planning manual*. EAWAG: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology SANDEC: Department for Water and Sanitation in Developing Countries.
- Rasmussen H., Bruus J.H., Keiding K., Nielsen P.H. (1994). Observations on dewaterability and physical, chemical and microbiological changes in anaerobically stored activated sludge from a nutrient removal plant. *Water Research* 28, 417-425.
- Strande L., Ronteltap M., Brdjanovic D. (2014). *Faecal Sludge Management - Systems Approach for Implementation and Operation*. London: IWA Publishing. ISBN: 9781780404721.
- Van Haandel A., Lettinga G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima Quente*. Campina Grande.



Um líder com visão global

Com 70 anos de história, a EGF conta com um percurso empresarial de excelência e hoje é uma empresa europeia de referência do setor ambiental e líder no tratamento e valorização de resíduos em Portugal.

A EGF trata 3,2 Milhões de toneladas de resíduos urbanos por ano, produzidos por 6,3 Milhões de pessoas em 174 municípios. Com a EGF é possível garantir a valorização de resíduos da forma mais sustentável nas suas diversas áreas de atuação, assegurando padrões ambientais exigentes, práticas sociais exemplares e a criação de valor, posicionando a empresa como um farol de inovação e referência ambiental.



6,3 Milhões
Habitantes servidos

3,2 Milhões
Toneladas de resíduos tratados

546 GWh/ano
Energia produzida

281.000 t
Resíduos reciclados

35.000 t
Corretivos orgânicos produzidos

EGF - Valorizamos o Ambiente

www.egf.pt



bio rumo
CONSULTORIA EM AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE, LDA.

A BioRumo é uma empresa de Consultoria em Ambiente e Sustentabilidade com mais de 20 anos de experiência, que atua em diferentes áreas de negócio:

- conceção e gestão de projetos ambientais
- criação de campanhas estratégicas de comunicação
- ações de sensibilização ambiental
- elaboração de materiais lúdico-pedagógicos
- candidaturas a fundos ambientais e comunitários
- organização de eventos corporativos temáticos

Procuramos Eficiência, Excelência, Inovação e Compromisso para com os nossos Clientes.

BioRumo - Consultoria em Ambiente e Sustentabilidade, Lda.
Rua do Carvalho, 155 - 4250-102 Porto
geral@biorumo.com - 228 349 580

www.biorumo.com



A **OVO** disponibiliza soluções de contentorização e um conjunto de serviços associados à gestão de resíduos.

OVO
COMMUNITY LIFE IMPROVER

THE WASTE INDUSTRY TO THE NEXT LEVEL

geral@ovosolutions.com
www.ovosolutions.com

Enquadramento estratégico das águas pluviais: a necessidade de uma gestão sustentável

Diogo Arezes, Hélder Costa, Paulo J. Ramísio*

Universidade do Minho, Campus de Azurém, 4800-058 Guimarães, Portugal

Resumo

A gestão das águas pluviais está diretamente relacionada com o desenvolvimento sustentável, apresentando um importante impacto na qualidade de vida dos centros urbanos. Apesar de alguns países liderarem um movimento para a definição de normas legais específicas e soluções integradas de gestão, em Portugal e na maior parte dos países, esta temática ainda se encontra numa fase bastante incipiente. Nesse sentido, este artigo apresenta e analisa os principais meios legislativos e instrumentos de gestão das águas pluviais existentes nos Estados Unidos da América e na União Europeia. Tem como objetivo expor as suas principais características e diferenças, assim como identificar as oportunidades resultantes da aplicação de uma gestão mais eficiente deste recurso. Esta revisão bibliográfica mostra que, ao contrário do que se verifica nos Estados Unidos da América, tanto na União Europeia como a nível nacional, não existem estratégias que estejam alinhadas com a importância e os efeitos dos sistemas de drenagem de águas pluviais. Pretende-se, assim, identificar aspetos centrais de atuação que contribuam para o desenvolvimento de estratégias promotoras de uma gestão mais sustentável deste recurso.

Palavras-Chave: águas pluviais, gestão de água, legislação da água, desenvolvimento sustentável.

doi: 10.22181/aer.2019.0502

* Autor para correspondência
E-mail: ldaarezes@gmail.com

Stormwater strategic framework: the need for a sustainable management

Diogo Arezes, Hélder Costa, Paulo J. Ramísio*

Universidade do Minho, Campus de Azurém, 4800-058 Guimarães, Portugal

Abstract

Stormwater management is directly related to sustainable development, with a clear impact on the quality of life of urban centres. While some countries have, already, become aware of its importance, producing legislation and implementing management solutions, in other regions the approach to the problem is still in a very early stage. Therefore, in this article, an analysis of the legislation in the United States of America and in the European Union is made as far as stormwater is concerned. It aims to present the main characteristics and differences, as well as the great opportunities inherent to a more efficient management of this resource. This study has shown that, unlike in the United States of America, both in the European Union and at the national level, there is no legislation supporting the importance of stormwater. It is intended to alert and identify key aspects that contribute to the development of strategies focused on promoting a more sustainable management of this resource.

Keywords: stormwater, water management, water legislation, sustainable development.

doi: 10.22181/aer.2019.0502

* *Corresponding author*
E-mail: ldaarezes@gmail.com

1 Introdução

A gestão da água assume um papel de enorme relevância na sociedade atual. Esta é uma preocupação antiga havendo registos de sistemas já bastante avançados em civilizações como na Grécia Antiga ou no Império da Mesopotâmia (Burian et al. 1999). A gestão tradicional da água urbana envolve a prestação de serviços de abastecimento de água e de drenagem de águas residuais através de uma rede de tubos enterrados e de canais abertos (Marlow et al. 2013). No entanto, fruto das alterações climáticas, do crescimento populacional e dos novos padrões migratórios, associados, na grande maioria das vezes, a um crescimento urbano deficiente e ao desenvolvimento de práticas agrícolas e industriais insustentáveis, o modelo clássico de gestão está seriamente ameaçado (Howden et al. 2007).

Com o desenvolvimento da engenharia associado ao crescimento urbano acelerado registado no séc. XIX, foram implementados sistemas de drenagem unitários em grandes cidades, contemplando conjuntamente a drenagem das águas residuais e das águas pluviais. Apresentando custos económicos bastante competitivos, este tipo de sistemas tem como grande problema o facto de apresentar aumentos significativos do caudal em situações de precipitação intensa. Este problema, aliás, tem sido discutido desde os anos 70, onde as vantagens e desvantagens dos sistemas unitários comparativamente aos sistemas separativos têm sido demonstradas (Tarr 1979).

Nas últimas décadas, as infraestruturas e os centros urbanos sofreram profundas transformações, tendo-se desenvolvido em diferentes níveis de complexidade, levando a um aumento da exigência no que diz respeito aos níveis de qualidade e de saúde pública (Barbosa et al. 2012). Por outro lado, a crescente impermeabilização dos solos nas cidades tem feito com que as escorrências decorrentes de eventos de precipitação apresentem picos de caudal mais elevados e tempos de concentração mais reduzidos (Jha et al. 2012). Ora não estando os sistemas de drenagem dimensionados para estes caudais tem-se verificado o surgimento, cada vez mais frequente, de cheias e inundações (Meehl et al. 2007).

Verifica-se ainda que, apesar do enorme avanço verificado nas políticas e na gestão dos sistemas de águas de abastecimento e nas águas residuais, e dos importantes impactos que estes apresentam na vida das populações, os processos associados à gestão de águas pluviais não acompanharam esta evolução (Gasperi et al. 2012).

Problemas decorrentes de uma maior poluição e conseqüente escassez de água potável levaram as Nações Unidas a prever um défice mundial de água potável de 40% até 2030 (UN WWA Programme 2015). Este défice tem originado uma crescente preocupação por parte da sociedade em geral (Kummu et al. 2016). Em alguns países, passou-se a adotar um novo paradigma baseado numa Gestão Integrada de Recursos Hídricos, assente numa visão holística de todos os tipos de água e tendo sempre em consideração a componente económica, social e ambiental (WWC 2015).

Por outro lado, na agenda do programa Europa 2020, produzido pela União Europeia, e no qual se definem as suas prioridades e objetivos estratégicos, é também dada especial relevância à água como recurso escasso (CE 2013). Esta é uma preocupação também verificada em Portugal ainda que de forma menos sentida no que às águas pluviais diz respeito, sendo estas, muitas vezes, encaminhadas diretamente para redes de drenagem de águas residuais ou para os cursos de água mais próximos, gerando impactos significativos no ambiente (Ramísio 2007).

Paralelamente, existem múltiplos países com políticas estratégicas transversais a todos os tipos de água e que contribuem, de uma forma bastante vincada, para a sustentabilidade global deste recurso. Os Estados Unidos da América, a Austrália e o

Chile são bons exemplos disso mesmo, tendo vindo a desenvolver sólidos instrumentos de gestão nesta área.

Desta forma, neste artigo pretende-se avaliar o enquadramento estratégico da gestão das águas pluviais observado em Portugal, na União Europeia e nos Estados Unidos da América. Para isso, será efetuada uma análise da legislação, regulamentação, normas e boas práticas desenvolvidas, com o intuito de identificar as principais diferenças, vantagens, desvantagens e oportunidades inerentes a cada um. Efetivamente, as águas pluviais têm vindo a apresentar um impacto crescente nos aglomerados urbanos, pelo que este tipo de análise é fundamental para a conceção e implementação de medidas que promovam o desenvolvimento sustentável dos centros urbanos e das regiões envolventes.

2 Águas pluviais: enquadramento estratégico

2.1 O percurso dos Estados Unidos da América

Desde muito cedo que os Estados Unidos da América (EUA) tomaram consciência da importância crescente que a água tem no ambiente e nas sociedades futuras.

Ainda no final do século XIX, foi lançado o primeiro documento legislador, referente à proteção ambiental dos diferentes recursos hídricos. The Rivers and Harbors Act foi promulgado pelo Congresso e assinado pelo Presidente William McKinley, em 1899, tendo como principal foco a proteção da navegação e o combate à poluição das águas. Mais tarde, em 1948, foi aprovado um outro documento – The Federal Water Pollution Control Act –, que visava aumentar, ainda mais, o controlo e a fiscalização dos poluentes lançados nos cursos de água.

Sentindo-se uma maior consciencialização e uma atenção crescente por parte de toda a sociedade americana no que se refere a esta temática, em 1972 deu-se mais um passo no sentido de proteger e aumentar o controlo da poluição aquífera, com a promulgação da lei geralmente conhecida por Clean Water Act – CWA (Copeland 2016). Neste âmbito importa realçar que, apesar de ter sofrido algumas alterações desde então, o CWA desempenhou um papel estratégico, tendo estabelecido os princípios basilares referentes à proteção da qualidade das águas.

Atualmente, o quadro legal norte-americano dispõe de uma grande variedade de normas, instrumentos e ferramentas de regulação, permitindo alcançar o objetivo mais amplo de restaurar e manter a integridade biológica, química e física das águas, prevenir e combater possíveis fontes de poluição, providenciar apoio na melhoria das estações de tratamento das águas residuais e lutar pela manutenção da integridade das zonas envolventes aos diversos cursos de água (EPA 2002).

De forma a controlar melhor as fontes de poluição pontuais, foi criado pelo governo federal e enquadrado no CWA, em 1972, o National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES), programa responsável pelo licenciamento e emissão de autorizações para as mais diversas indústrias e instalações que apresentem descargas diretamente para águas superficiais, melhorando, deste modo, a qualidade das águas, através do estabelecimento de limites às concentrações de poluentes presentes nas emissões em causa.

Conscientes de que o problema da poluição não podia ser analisado tendo apenas em consideração as fontes pontuais, a 4 de fevereiro de 1987, foi dado outro importante passo para a sustentabilidade ambiental, quando o Congresso promulgou o Water Quality Act. Esta lei trouxe consigo a adoção de um conjunto de normas e de valores-limite referentes aos padrões de poluentes tóxicos permitidos nas respetivas massas de águas.

Paralelamente à aprovação destas leis, e tendo em consideração que não havia ainda uma uniformização dos critérios em todos os Estados, foi também produzido um conjunto de regulamentos, guias e normas, por parte da EPA, de forma a uniformizar todos os procedimentos, permitindo, assim, um combate mais eficaz às emissões de poluentes, bem como a salvaguarda da qualidade e o respeito pelos valores-limite estabelecidos para os agentes poluentes.

Foi de igual modo aprovada, em Congresso, no ano de 1974, a lei The Safe Drinking Water Act (SDWA), com o intuito principal de aplicar medidas de prevenção e de proteção da saúde pública, através da regulamentação do fornecimento de água para consumo humano (EPA 2004).

Como se pode observar, para além de existir uma grande quantidade de informação e uma elevada preocupação com os diferentes tipos de água, a regulamentação e a legislação vigente nos EUA são extremamente abrangentes e completas. Existem múltiplos documentos legais que permitem controlar e proteger os diversos tipos de águas existentes.

No entanto, o quadro legal nesta matéria não se fica por aqui. De forma a controlar todo este processo, está definido em lei que a maioria das descargas de águas pluviais são consideradas fontes pontuais e, como tal, requerem cobertura de uma licença do NPDES. A implementação deste programa é feita, na maioria dos casos, pelas entidades governamentais dos estados em causa. Nos estados e territórios onde ainda não foi dada permissão, o controlo é feito pela EPA.

Assim, o NPDES Stormwater Program é responsável pelas autorizações para descargas de águas pluviais provenientes de três grandes fontes: sistemas municipais de águas pluviais (MS4), atividades de construção e atividades industriais.

Em relação às duas últimas, o controlo e a fiscalização são relativamente fáceis de fazer por parte das autoridades. Por outro lado, o primeiro ponto apresenta dificuldades acrescidas, dada toda a sua dimensão, seja no que se refere aos caudais, seja relativamente aos níveis de poluição.

Tradicionalmente, o que se verificava neste setor era que a maior parte destas águas eram transportadas através do sistema municipal existente, sendo, depois, descarregadas no rio, sem qualquer tipo de tratamento. Nesse sentido e de forma a melhorar a sua qualidade, conjuntamente com a obrigação de todos estes sistemas terem de apresentar uma autorização por parte do NPDES, a EPA publicou, a 16 de novembro de 1990, um conjunto de aplicações e de requerimentos específicos. A abordagem estava, nesta fase, focalizada nas águas pluviais com maior impacto negativo no meio ambiente, nomeadamente, as associadas a atividades industriais e descargas de águas pluviais provenientes de sistemas municipais referentes a núcleos urbanos com 100 mil ou mais habitantes (EPA 1996).

Mais tarde, em 7 de agosto de 1995, a EPA promulgou a aplicação dos regulamentos relativos à segunda fase do NPDES Stormwater Program. Apenas ficando de fora os que já estavam abrangidos pela primeira fase, estabelecia-se, agora, uma sequência de processos para todos os descarregadores de águas pluviais, nomeadamente para os sistemas de águas pluviais das pequenas localidades, instalações comerciais e institucionais (EPA 1996). Cada sistema de drenagem de águas residuais passou então a ter de desenvolver e de implementar um programa de gestão de águas pluviais, tendo em vista a redução da contaminação das águas e a proibição das descargas ilícitas.

Nos anos seguintes, a aposta neste setor manteve-se, tendo sido publicado, em outubro de 2000, o The National Menu of Best Management Practices for Stormwater Phase II, composto por um conjunto de guias de boas práticas a serem implementadas pelos cidadãos, pretendendo dar informações relativamente a seis grandes grupos ou áreas:

educação pública, envolvimento público, detecção e eliminação de descargas ilegais, construção, pós-construção e prevenção da poluição.

Com estas normas, regulamentos e legislação, bem como com uma efetiva fiscalização, os Estados Unidos da América pretendem, e têm vindo a conseguir, reduzir significativamente os níveis de poluição das águas pluviais. No entanto, este é um trabalho de melhoria contínua, sendo por isso espectável que, no futuro, surjam novas investigações e soluções de tratamento mais eficientes, acompanhadas por uma gestão e controlo cada vez mais completa.

2.2 A Experiência na União Europeia

Nas últimas décadas, assistiu-se a uma crescente consciencialização por parte da sociedade europeia no que diz respeito à importância que os recursos hídricos apresentam nos mais diversos setores de atividade. Considerando que não havia um quadro comum a todos os Estados-membros da atual União Europeia, sentiu-se a necessidade de se elaborar um plano estratégico global, que permitisse uma maior proteção e promovesse o uso eficiente de todos os tipos de água.

Desta forma, e analisando o enquadramento geral e comum a todos os Estados-membros, “A Comissão Europeia apresentou, em 1994, uma Proposta de Diretiva relativa à qualidade ecológica das águas, que visava desenvolver e aplicar as conclusões do Seminário Ministerial sobre a Política da Água na Comunidade, realizado em Frankfurt, em 1988, nomeadamente, no que se refere ao consenso sobre a necessidade de legislação comunitária a integrar a qualidade ecológica das águas” (AR 2005).

Estes documentos legisladores tiveram um efeito direto na redução das cargas poluentes ao longo dos anos subsequentes, com resultados positivos na qualidade das águas. No entanto, verificou-se também que era necessário alargar o espectro de valores-limite de emissão, parâmetros, indicadores e tipos de água monitorizados (EEA 2018).

Decorrente desse processo, a Comissão Europeia apresentou, em junho de 1997, a Diretiva Quadro da Água (DQA), na qual se estabelece a necessidade de uma maior integração dos aspetos qualitativos e quantitativos para uma gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos. Deste modo, é possível uma maior ligação entre as diferentes iniciativas a aplicar pelos Estados-membros, com vista a uma melhoria da proteção dos meios hídricos da Comunidade, valorizando-se o uso sustentável da água, a proteção dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas diretamente associados.

Esta Diretiva viria, mais tarde, em setembro de 2000, a ser aprovada pelo Conselho e pelo Parlamento no Europeu, tendo sido publicada no Jornal Oficial das Comunidades Europeias em dezembro do mesmo ano. Trata-se de uma medida que representa um salto qualitativo na abordagem do problema a nível europeu, uma vez que a DQA introduz diversos princípios e aspetos a serem aplicados pelos Estados-membros, dos quais se destacam: avaliação do estado da água, através de uma abordagem ecológica; planeamento integrado a nível da bacia hidrográfica; estratégia para a eliminação da poluição causada por substâncias perigosas; e incremento da divulgação da informação e incentivo da participação do público.

Assim, a partir da análise estrutural da DQA (2000/60/CE), concluiu-se que esta apresenta como objetivo geral o estabelecimento de “um enquadramento para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas” (PECUE 2000), permitindo reduzir, continuamente, a degradação, melhorar a proteção dos ecossistemas e dos meios aquáticos, promover um consumo de água sustentável, assegurar a redução gradual da poluição das águas subterrâneas e tentar mitigar, ao máximo, os efeitos das inundações e secas.

Ainda na DQA, é importante salientar o Anexo VI, onde se apresenta uma lista de outras diretivas com grande impacto na qualidade das águas. Destacam-se a Diretiva relativa à qualidade das águas balneares (76/160/CEE); a Diretiva relativa às águas destinadas a consumo humano (80/778/CEE), alterada pela Diretiva 98/83/CE; e a Diretiva relativa ao tratamento das águas residuais urbanas (91/271/CEE), posteriormente alterada pela Diretiva 98/15/CE e pelo Regulamento (CE) n.º 1882/2003.

Para além da DQA, que tem um caráter mais global, existe também um conjunto de diretivas mais específicas para as águas de abastecimento, residuais e balneares, que garante um maior controlo sobre as mesmas.

Importa ainda destacar a Diretiva 2007/60/CE, também conhecida por Diretiva das Inundação, que apresenta como grande objetivo o estabelecimento de um quadro geral para a avaliação e gestão dos riscos de inundações, a fim de reduzir as consequências associadas às inundações nas comunidades envolvidas, nomeadamente no que concerne à saúde humana, ao ambiente, ao património cultural e às atividades económicas (PECUE 2007). Esta diretiva tem tido um impacto bastante positivo nas regiões, contribuindo para uma gestão mais integrada deste recurso.

Simultaneamente, observa-se também que, em muitos casos, os Estados-membros têm legislação, regulamentação e normas internas, desenvolvidas a diferentes níveis e com o objetivo de fazer face às especificidades e características próprias.

No entanto, analisando apenas iniciativas desenvolvidas a nível macro europeu e comuns a todos, é possível observar que não existe grande trabalho desenvolvido no que concerne à gestão das águas pluviais. Apenas se verifica a possibilidade de, em determinadas condições e situações específicas, estas águas poderem ser inseridas em documentos legais e instrumentos de gestão gerais.

2.3 O caso Português

O principal instrumento de gestão das águas em Portugal está assente na DQA. É neste contexto que, em 2005, surge a Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, também conhecida como Lei da Água, onde se transpõe para a ordem jurídica nacional a Diretiva Quadro da Água, estabelecendo as bases do quadro institucional para a gestão sustentável das águas, a nível nacional.

Não obstante apresentar um conjunto de princípios muito idêntico aos da DQA, a lei portuguesa destaca-se pelo acréscimo de um leque de informações e de critérios específicos a aplicar no nosso território. O objetivo primordial passa por estabelecer um “enquadramento para a gestão das águas superficiais, designadamente das águas interiores, de transição e costeiras, e das águas subterrâneas” (AR 2005).

Este documento tem o objetivo de evitar a contínua degradação, proteger e melhorar o estado dos ecossistemas e meios aquáticos, promover uma utilização sustentável da água, assegurar uma redução gradual da poluição das águas subterrâneas, mitigar os efeitos das inundações e das secas, assegurar o fornecimento em quantidade suficiente de água de origem superficial e subterrânea de boa qualidade, conforme necessário para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa da água, proteger as águas marinhas e assegurar o cumprimento dos objetivos dos acordos internacionais.

Merece também destaque o facto de este documento apresentar um conjunto de princípios muito concretos e de elevada importância para a gestão, valorização e sensibilização dos recursos hídricos nacionais. Neste âmbito, nota para o facto de que, em Portugal, a região hidrográfica assume-se como a principal unidade de planeamento e gestão das águas, tendo esta por base uma ou mais bacias hidrográficas.

Paralelamente à Lei da Água, ao nível do planeamento e gestão, merece também referência os seguintes planos, da competência da Agência Portuguesa do Ambiente I. P.

(APA): o Plano Nacional da Água (PNA), de âmbito territorial e comum a todo o território; os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGHR), que abrangem as bacias hidrográficas e as águas costeiras integradas numa região hidrográfica e constituem a base de suporte à gestão, à proteção e à valorização social e económica das águas; e os Planos Específicos de Gestão de Águas, complementares aos planos de gestão das regiões hidrográficas.

Em linha com esta legislação e com estes planos, merece também destaque a Convenção Luso-Espanhola. Conscientes do facto de partilharem um grande número de recursos hídricos, realizou-se, a 30 de novembro de 1998, uma convenção sobre a cooperação para a proteção e para o aproveitamento sustentável das águas das bacias hidrográficas luso-espanholas. Deste encontro, resultou um protocolo que entrou em vigor a 17 de janeiro de 2000, tendo sido mais tarde revisto através da Resolução da Assembleia da República n.º 62/2008, de 14 de novembro.

Desta forma, e conjuntamente com a Lei da Água, estes documentos visam promover uma gestão eficaz, fornecendo informações importantes sobre o modo como devemos encarar e abordar a utilização deste recurso. Acontece, porém, que, apesar de termos um conjunto assinalável de documentos legais e de instrumentos de gestão para a grande maioria dos tipos de águas, existem ainda algumas falhas que devem ser colmatadas, sob pena de prejudicarem as restantes políticas.

Constata-se, por exemplo, a existência de um Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR I, 2000-2006), revisto (PEAASAR II, 2007-2013) e atualizado, mais tarde, para Plano Estratégico Nacional para os Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (PENSAAR 2020), no qual se definem as grandes metas e orientações estratégicas para o setor (APA 2015).

No entanto, a regulamentação existente, no que se refere às águas pluviais, é manifestamente reduzida quando comparada com os restantes tipos de água. Não obstante a sua importância redobrada no contexto da qualidade da água, a verdade é que, à imagem do que acontece na restante legislação europeia, nomeadamente na DQA, a drenagem e a descarga de águas pluviais carece de regulamentação específica.

As referências, na sua grande maioria, são encontradas no Decreto Regulamentar n.º 23/95, de 23 de agosto, e no Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de setembro. O DR 23/95 concentra, num mesmo texto legislativo, os princípios gerais aprovados pelo Decreto-Lei n.º 207/94, de 6 de agosto, tendo como objetivo assegurar o bom funcionamento global, a segurança, a saúde pública e o conforto dos utentes dos sistemas de distribuição pública predial de água e de drenagem pública e predial de águas residuais (MOPTC 1995). O DL 382/99 estabelece as normas e os critérios para a delimitação de perímetros de proteção de captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público, com a finalidade de proteger a qualidade das águas dessas captações (MAOT 2010).

Quanto ao primeiro, as águas pluviais são mencionadas em dois contextos distintos. Em primeiro lugar, no Artigo 114.º, alusivo aos sistemas de drenagem pública de águas residuais – “Este título refere-se aos sistemas de drenagem pública de águas residuais domésticas, industriais e pluviais e ainda aos sistemas de drenagem privados contemplando fundamentalmente a rede de coletores e o destino final dos efluentes” (MOPTC 1995). Em segundo lugar, quando aborda a questão dos sistemas separativos, para águas pluviais e residuais, referindo que estes sistemas deverão passar a ser implementados, quer na conceção de novos sistemas de drenagem pública de águas residuais, quer na requalificação dos sistemas unitários ou mistos existentes (MOPTC 1995).

Em relação ao segundo, apenas refere que “Os perímetros de proteção das captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público visam, assim: Prevenir, reduzir e controlar a poluição das águas subterrâneas por infiltração de águas pluviais

lixiviantes e de águas excedentes de rega e de lavagens; Potenciar os processos naturais de diluição e de autodepuração das águas subterrâneas; Prevenir, reduzir e controlar as descargas acidentais de poluentes; Proporcionar a criação de sistemas de aviso e alerta para a proteção dos sistemas de abastecimento de água com origem nas captações de águas subterrâneas, em situações de poluição acidental dessas águas” (MA 1999).

Denota-se, por isso, uma diferença substancial na legislação existente para as águas pluviais em relação às águas de abastecimento e residuais. Neste contexto, e apesar destas começarem, gradualmente, a ganhar um maior destaque, torna-se cada vez mais urgente desenvolver planos de gestão holísticos e transversais bem como legislação e regulamentação mais eficaz no sentido de garantir um controlo e uma sustentabilidade maior neste setor.

3 Conclusões e notas finais

No decorrer da análise realizada, foi possível observar que a definição de regulamentação para a gestão da água é fundamental para a preservação e proteção do ambiente. Neste contexto, dos principais instrumentos desenvolvidos, nomeadamente o Clean Water Act nos Estados Unidos da América e a DQA na União Europeia, na qual se encontra ancorada a legislação portuguesa, resultaram melhorias efetivas na gestão e na qualidade das águas e ecossistemas envolventes.

A legislação e regulamentação europeia e norte americana apresentam algumas semelhanças, mas também algumas diferenças significativas. Atualmente, ambas possuem um plano geral abrangendo a regulamentação de diversos tipos de águas, assente em princípios como os do controlo à poluição, preservação dos ecossistemas e promoção do uso eficiente da mesma. Este enquadramento geral é, depois, adaptado em cada país, no caso da União Europeia, e em cada estado, no caso dos Estados Unidos da América, sendo estes os principais responsáveis pela implementação, controlo e fiscalização das medidas e soluções a serem colocadas em prática.

Nesse sentido, na Europa, cada país é responsável pela qualidade da água do seu território, tendo prazos definidos para o cumprimento de um vasto conjunto de metas ambientais. Portugal não foge à regra, tendo como principal instrumento de gestão a Lei da Água. Esta define e apresenta um conjunto de planos e metas referentes a todo o território. Trata-se de um modelo de ação que, aliás, está em sintonia com o que acontece nos Estados Unidos da América, que também apresentam uma entidade responsável pela criação de planos de ação e de sistemas de controlo e tratamento dos mais diversos tipos de águas – a EPA.

No entanto, importa sublinhar uma diferença assinalável entre ambos. Ao contrário do que se verifica nos Estados Unidos da América, onde já foram implementados múltiplos programas e existe uma sólida legislação, tanto na União Europeia como a nível nacional observa-se uma ausência de regulamentação eficaz no que diz respeito ao controlo e gestão das águas pluviais. Esta é, como tal, uma situação grave, potencialmente geradora de problemas, dado que as águas pluviais se assumem, cada vez mais, como um centro de oportunidades, gerador de melhorias na qualidade de vida das populações, mas, também, como um foco de ameaças, caso não se atue no sentido de fomentar a implementação de estratégias de atuação transversais.

Neste contexto, a conceção e desenvolvimento de instrumentos legislativos, bem como a operacionalização de planos de gestão integrados, poderá assumir-se como uma mais valia para as populações, contribuindo para uma maior sustentabilidade das regiões.

Paralelamente, a definição de valores-limite de emissão para os diferentes agentes poluentes, associado a um controlo e monitorização mais eficaz, é premissa fundamental

para que se possa efetuar uma melhor gestão deste recurso, salvaguardando, assim, as características ecológicas dos meios recetores.

Sendo clara a importância social, económica e ambiental que a água desempenha, a adoção de uma visão integrada, holística e global para a gestão deste recurso, é, mais do que uma necessidade, uma obrigação das sociedades atuais, no sentido de salvaguardar o desenvolvimento sustentável e promover a melhoria da qualidade de vida das gerações presentes e futuras.

Referências

- APA (2015). PENSEAAR 2020 Uma nova Estratégia para o Setor de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais. APA, Lisboa.
- AR (2005). Lei N.º 58/2005 [Lei da Água] de 29 de dezembro de 2005. Diário da República – I Série-A, N.º 249, de 29 de dezembro de 2005, Lisboa.
- Barbosa A., Fernandes J., David L. (2012). Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Research* 46 (20) 6787-98.
- Burian S., Pitt R., Field R. (1999). Historical Development of WET-Weather Flow Management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 9496.
- CE (2013). Compreender as Políticas da União Europeia Europa 2020: a Estratégia Europeia de Crescimento. Serviço das Publicações da União Europeia, Luxemburgo.
- Copeland Claudia (2016). Clean Water Act: A Summary of the Law. Congressional Research Service, Washington, D.C.
- EEA (2018). European Waters Assessment of Status and Pressures 2018. European Environment Agency, Copenhagen.
- EPA (1996). Overview of The Storm Water Program. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- EPA (2002). Federal Water Pollution Control Act (As Amended Through P.L. 107–303, November 27, 2002). US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- EPA (2004). Understanding the Safe Drinking Water Act. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Gasperi J., Zgheib S., Cladière M., Rocher V., Moillon R., Chebbo G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers. *Water Research* 46 (20) 6693-6703.
- Howden M. S., Soussana J. F., Tubiello F. N., Chhetri N., Dunlop M., Meinke H. (2007). Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (40) 19691–19696.
- Jha A., Bloch R., Lamond J. (2012). Cities and Flooding. A Guide to Integrated Urban Flood Risk Management for the 21st Century. The World Bank, Washington, D.C.
- Kummu M., Guillaume J. H. A., de Moel H., Eisner S., Flörke M., Porkka M., Siebert S., Veldkamp T. I. E., Ward P. J. (2016) The world's road to water scarcity: Shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. *Scientific Reports* 6 38495.
- MA (1999). Decreto-Lei N.º 382/99 de 22 de setembro de 1999. Diário da República – I Série-A, N.º 222, de 22 de setembro de 1999, Lisboa.
- MAOT (2010). Decreto-Lei N.º 103/2010 de 24 de setembro de 2010. Diário da República, 1.ª Série, N.º 187, de 24 de setembro de 2010, Lisboa.
- Marlow D., Moglia M., Cook S., Beale D. (2013). Towards sustainable urban water management: a critical reassessment. *Water Research* 47 (20) 7150–7161.

- Meehl G. A., Stocker T. F., Collins W. D., Friedlingstein P., Gaye A. T., Gregory J. M. (2007). Global Climate Projections. Cambridge University Press, Cambridge.
- MOPTC (1994). Decreto Lei N.º 207/94 de 6 de agosto. Diário da República – I Série-A, N.º 181, de 6 de agosto de 1994, Lisboa.
- MOPTC (1995). Decreto Regulamentar N.º 23/95 de 23 de agosto. Diário da República – I Série-B, N.º 194, de 23 de agosto de 1995, Lisboa.
- PECUE (2000). Directiva 2000/60/CE [Diretiva Quadro da Água] de 23 de outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, Bruxelas.
- PECUE (2007). Directiva 2007/60/CE de 23 de Outubro de 2007 relativa à avaliação e gestão dos riscos de inundações. Jornal Oficial da União Europeia, Bruxelas.
- Ramísio P. J. (2007). Retenção de Metais Pesados de Escorrências Rodoviárias por Filtração Reactiva. Universidade do Minho – Escola de Engenharia, Braga.
- Tarr J. A. (1979). The separate vs. combined sewer problem: a case study in urban technology design choice. Journal of Urban History 5 308-339.
- UN WWA Programme (2015). The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. UNESCO, Paris.
- WWC (2015). Integrated Water Resource Management: A New Way Forward A Discussion Paper of the World Water Council Task Force on IWRM. World Water Council, Marseille.





XIX SILUBESA

Dias 27, 28 e 29 de abril - 2020

Mar Hotel - Recife - Pernambuco

**INSCRIÇÕES
ABERTAS!**

Realização e Apoio



Qualidade da água em reservatórios prediais. Contributos para o PSA da Póvoa de Varzim

Patrícia Silveira ^{a*}, José Vieira ^b

^a Câmara Municipal da Póvoa de Varzim, Póvoa de Varzim, Portugal

^b CTAC - Centro do Território, Ambiente e Construção, Universidade do Minho, Braga, Portugal

Resumo

A exploração de sistemas de abastecimento de água para consumo humano é uma atividade de grande complexidade pela necessidade de se garantir uma melhoria contínua de eficácia e eficiência no serviço prestado aos consumidores. De acordo com a Organização Mundial da Saúde, a forma mais eficaz de garantir uma água segura pode concretizar-se através da implementação de planos de segurança da água que contemplam a descrição detalhada do sistema de abastecimento, a identificação de perigos, a avaliação do risco e o estabelecimento de medidas necessárias para os controlar, abarcando todas as etapas do sistema, desde a bacia de captação até à torneira do consumidor. Uma das grandes dificuldades na aplicação deste conceito situa-se nas redes prediais urbanas, uma vez que a propriedade privada limita a responsabilidade das entidades gestoras dos sistemas públicos em assegurar uma responsabilidade direta sobre a qualidade da água nestas redes. O presente trabalho de investigação teve como objetivo avaliar a qualidade da água em reservatórios prediais e em torneiras de consumidores na cidade da Póvoa de Varzim, constituindo-se um contributo para a implantação de um plano de segurança da água nesta cidade portuguesa.

Palavras-Chave: Plano de segurança da água, avaliação do risco, reservatórios, redes prediais.

doi: 10.22181/aer.2019.0503

* Autor para correspondência
E-mail: patriciasilveira@cm-pvarzim.pt

Water quality in household storage tanks. A contribution for the water safety plan of Póvoa de Varzim

Patrícia Silveira^{a*}, *José Vieira*^b

^a Câmara Municipal da Póvoa de Varzim, Póvoa de Varzim, Portugal

^b CTAC - Centro do Território, Ambiente e Construção, Universidade do Minho, Braga, Portugal

Abstract

Drinking water supply systems management is an activity of great complexity due to the need to ensure a continuous improvement of efficiency and effectiveness in the service provided to consumers. According to the World Health Organization, the most effective way to ensure good safe drinking water can be achieved through the implementation of water safety plans which is a comprehensive risk assessment and risk management approach that encompasses all steps in a drinking-water supply chain, from catchment to consumer. Notwithstanding that the water supplied by the water utility is safe to drink, the water quality could be affected in the internal plumbing systems due to various factors, such as the drinking water tank is not properly cleaned, or the internal water supply system is contaminated due to stagnation of water or use of inappropriate plumbing materials. In view of this, a research work was developed in order to evaluate the quality of water in building storage tanks and internal distribution system in the city of Póvoa de Varzim, constituting a contribution to the implementation of a water safety plan in this Portuguese city.

Keywords: water safety plan, risk assessment, household storage tanks, building pipe systems.

doi: 10.22181/aer.2019.0503

* *Corresponding author*
E-mail: patriciasilveira@cm-pvarzim.pt

1 Introdução

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a forma mais efetiva de garantir a segurança da água para consumo humano pode ser alcançada através da implementação de planos de segurança da água (PSA), que constituem uma abordagem integrada de avaliação e gestão do risco que abrange todos as etapas de um sistema de abastecimento de água desde a bacia de captação até à torneira do consumidor.

Com a publicação das Diretrizes para a qualidade da água para consumo humano em 2004 e 2011 (3.^a e 4.^a edições, respetivamente), a OMS estabeleceu um quadro de referência que, numa abordagem integrada, incorpora novos conceitos e metodologias de avaliação e gestão do risco num sistema de abastecimento, incluindo a implementação de Planos de Segurança da Água (WHO 2004, WHO 2011a).

Também a Diretiva Europeia 2015/1787 (UE, 2015), transposta para a legislação Portuguesa pelo Decreto-Lei 152/2017 (Legislação Portuguesa, 2017), reconhece vantagens e recomenda que se adote este tipo de metodologias. Esta recomendação fundamenta-se no seguinte:

- “Desde 2004, a OMS tem desenvolvido a abordagem relativa ao plano de segurança da água, que se baseia na avaliação do risco e nos princípios de gestão do risco estabelecidos nas suas diretrizes para a qualidade da água para consumo humano. Tais diretrizes, juntamente com a norma EN 15975-2, relativa à segurança nos sistemas de abastecimento de água, constituem princípios reconhecidos a nível internacional em que se baseiam a produção, a distribuição, o controlo e a análise dos parâmetros da água para consumo humano”;
- “A fim de controlar os riscos para a saúde humana, os programas de controlo devem assegurar a existência de medidas ao longo de toda a cadeia de abastecimento de água e analisar as informações provenientes de massas de água utilizadas para a captação de água potável. As obrigações gerais aplicáveis aos programas de controlo devem colmatar o fosso existente entre captação e abastecimento de água”.

As tarefas envolvidas na elaboração e implementação de um PSA estão atribuídas às entidades gestoras dos sistemas de abastecimento. No entanto, há componentes do controlo da qualidade da água previstas no PSA, tal como proposto pela OMS, que geralmente estão fora do perímetro das competências e responsabilidades das entidades gestoras. São os casos do controlo de qualidade da água bruta nas bacias de captação (da competência do regulador ambiental) e nas redes prediais (domínio de propriedade privada).

A qualidade da água bruta é um fator-chave para garantir água segura para o seu consumo. Na realidade, o uso da água, o uso do solo e a atividade humana poluidora na área da bacia de captação têm impactos significativos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas e, portanto, no nível e complexidade das estações de tratamento necessárias para garantir que a água produzida nestas infraestruturas seja segura e aceitável para os consumidores. A proteção das fontes de água bruta deve ser vista como a primeira, e muitas vezes a mais importante, barreira para evitar a contaminação microbiana, química e radiológica das fontes de água potável (Vieira et al. 2011, Vieira e Pinho 2011, WHO 2016).

Apesar da água fornecida pela entidade gestora poder ser segura para o consumidor, a qualidade da água pode ser deteriorada nas redes prediais devido a vários fatores como, por exemplo, o reservatório de água não estar devidamente limpo ou o sistema interno de abastecimento de água estar contaminado devido à estagnação de água ou uso de materiais de construção inadequados nas redes internas. Por essa razão, a OMS editou várias publicações, alertando para o facto da má conceção de projeto e deficiente gestão de sistemas de água em edifícios poder causar surtos de doenças (WHO 2011b) e

diversos estudos têm sido desenvolvidos para tratar esta problemática de segurança da água em redes domiciliárias (Völker et al. 2010, Exner and Hartemann 2009, Zietz et al. 2007, Aish 2013).

O presente trabalho de investigação focou-se, especificamente, na avaliação da qualidade da água em reservatórios de serviço prediais e em torneiras de consumidores, através da sua monitorização num número considerável de edifícios da cidade da Póvoa de Varzim, pretendendo-se concluir sobre os riscos da água consumida nesses edifícios. Este estudo é, também, justificado pelas características balneares da cidade, cuja população triplica no Verão, o que lhe confere um grau de sazonalidade que determina a utilização diferenciada dos reservatórios prediais em diferentes épocas do ano.

Desta forma, procura caracterizar-se os possíveis riscos associados ao consumo de água após armazenamento em reservatórios de sistemas prediais para posterior distribuição domiciliária. Assume, assim, a observação da problemática da possível degradação da qualidade da água distribuída para consumo humano, devido a armazenagem imprópria antes da torneira do consumidor, bem como o contributo do tipo de material e da idade das tubagens para a segurança da água na distribuição.

Por outro lado, espera-se que os resultados obtidos possam vir a constituir-se como base para a melhoria dos processos de monitorização da qualidade da água, bem como para a apresentação de propostas de normas municipais que atendam a uma adequada gestão do risco no domínio particular das redes prediais de abastecimento, perspetivando-se a sua aplicabilidade a outros municípios, à escala nacional.

2 Metodologia

2.1 Abordagem de gestão do risco em sistemas de abastecimento

No desenvolvimento do trabalho, desenvolveu-se uma metodologia específica para caracterizar aspetos físico-químicos e microbiológicos associados à água de consumo humano dos sistemas prediais com sistemas de armazenamento de água, através de análises laboratoriais. Pretendeu-se sinalizar os riscos decorrentes do armazenamento de água em reservatórios prediais, onde se presume não existir qualquer controlo, e avaliá-los através de uma metodologia de priorização.

O estudo enquadrou-se nos princípios de identificação e priorização dos riscos plausíveis que podem verificar-se num sistema de abastecimento, desde a origem de água bruta até à torneira do consumidor, como sugerido em Vieira e Morais (2005), focando-se na etapa rede de distribuição (Figura 1).

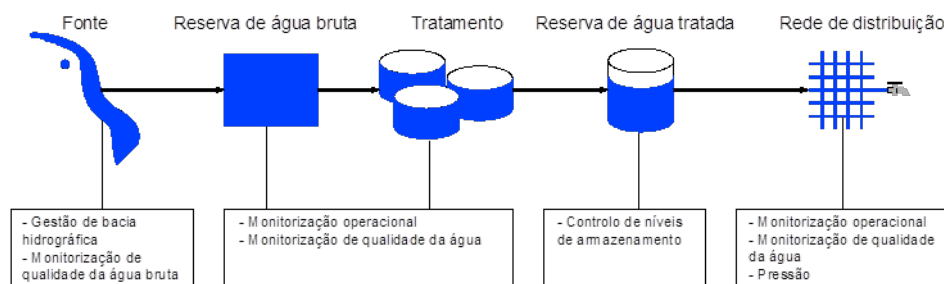


Figura 1. Gestão do risco em sistemas de abastecimento de água (Vieira e Morais 2005)

2.2 Caso de estudo

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo selecionada para a realização deste trabalho foi a cidade da Póvoa de Varzim, localizada na região norte de Portugal, com uma população residente de 28420 habitantes (censos de 2011), que aumenta significativamente no verão, em período balnear.

2.2.2 Amostragem

Dentro do universo de 5510 edifícios (censos de 2011) foi realizada uma averiguação prévia para identificar os que possuem reservatórios de água, a partir da qual foi possível definir a dimensão da amostra de edifícios a contemplar no esforço laboratorial a realizar (Figura 2).

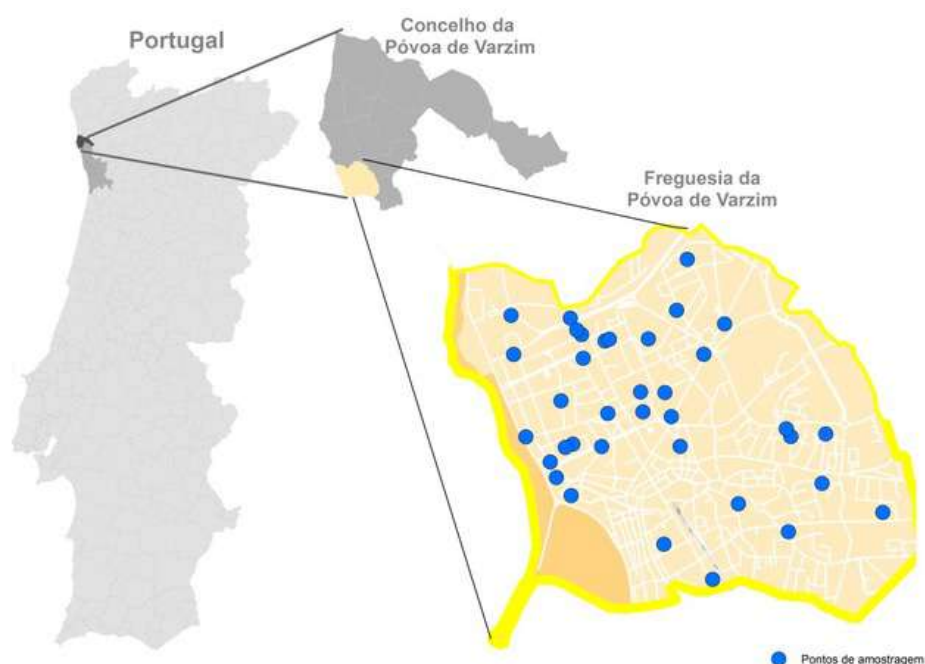


Figura 2. Distribuição dos pontos de amostragem estabelecidos em Póvoa de Varzim

Foi estabelecida uma amostra de 45 edifícios com reservatório, distribuídos por toda a cidade da Póvoa de Varzim, selecionados por forma a obter uma amostra de edifícios novos e antigos, com diferentes números de apartamentos e andares, contemplando grandes consumidores e consumidores domésticos. Considerando a dificuldade em definir a representatividade da amostragem neste tipo de investigação, assumiu-se que o presente estudo tem carácter exploratório. Nos consumidores domésticos (33 edifícios), consideraram-se dois pontos de amostragem (um a jusante do reservatório e outro numa torneira de consumidor) para averiguar da responsabilidade da rede domiciliária numa possível deterioração da qualidade da água consumida. Nos grandes consumidores (12 edifícios), considerou-se apenas um ponto de amostragem no reservatório, assumindo-se que, desta forma, estava garantida a necessária representatividade. A amostra considerada representa cerca de 1% do total de edifícios. Este número de edifícios representa uma percentagem maior se forem considerados apenas o número de alojamentos com reservatório predial.

Foi, ainda, considerada uma amostra comparativa relativamente a edifícios abastecidos diretamente da rede pública, sem reservatório. Neste caso foram analisados os resultados obtidos no PCQA (plano de controlo de qualidade da água) aprovado oficialmente.

2.2.3 Metodologia de amostragem

O método adotado para a realização das amostras foi o seguinte:

- Amostragem e análises realizadas por laboratório acreditado, garantindo a utilização de métodos analíticos e limites de quantificação de acordo com a legislação em vigor;
- Verificação e avaliação da existência e periodicidade de manutenção, desinfecção e higienização dos reservatórios de água em sistemas prediais;
- Verificação e avaliação da existência de PCQA para a água armazenada;
- Verificação dos parâmetros controlados e da periodicidade de amostragem para averiguação da qualidade da água distribuída (caso exista PCQA);
- Verificação da qualidade da água distribuída em redes prediais com reservatórios: controlo analítico dos principais parâmetros físico-químicos e microbiológicos constantes das normas legais e coincidentes com os adotados pelo PCQA:
 - pH, condutividade, turvação, desinfetante residual, ferro, alumínio, cobre, cádmio, cheiro, sabor, dureza, n.º de colónias a 22°C, n.º de colónias a 37°C, bactérias coliformes fecais, bactérias coliformes totais, *Escherichia coli*, *Enterococos* intestinais, *Clostridium perfringens* e *Legionella pneumophila*. Apesar de a percepção sensorial ser uma característica essencial para a avaliação da qualidade da água para consumo humano, é necessário averiguar, em simultâneo, as características físico-químicas e microbiológicas, recorrendo-se, para tal, a um conjunto de parâmetros legislados e analisá-los. De todos os parâmetros que compõem a legislação, e não havendo a necessidade de se realizar uma amostragem completa, foram triados aqueles que se assumiram fundamentais para se perceber se a qualidade da água distribuída se coaduna com os fins a que se destina.
- Periodicidade de amostragem: Foi realizada uma amostragem em cada um dos 45 pontos (edifícios) selecionados. Apesar de ser pertinente a concretização de, pelo menos, duas análises em cada ponto, uma no Inverno e outra no Verão, para se perceberem as dinâmicas de alteração na qualidade da água em conformidade com as condições climáticas, considerou-se inviável esta periodicidade pois, em caso de verificação de incumprimento dos valores paramétricos legais, seria necessário informar a Administração do Condomínio para que procedesse à rápida limpeza e desinfecção do reservatório. Caso houvesse recusa ou relutância, por parte da Administração do Condomínio, à reposição da qualidade da água distribuída pela entidade gestora, à entrada do sistema predial, ter-se-ia de efetuar o reporte à Autoridade de Saúde, o que poderia obrigar a encetar os processos necessários para que se garantir a segurança da água, podendo até, em situações extremas, ser interrompido o fornecimento até regularização da situação. Em conformidade com estas considerações, tornar-se-ia desnecessária uma segunda análise, uma vez que, em situação de inconformidade, seria efetuada uma intervenção imediata que ludibriaria o âmbito do estudo proposto. Por isso, a campanha de amostragem foi realizada nos meses de Março a Maio de 2018, tendo sido medida a temperatura média da água de 20°C;
- Verificação das tubagens dos edifícios em estudo e avaliação do contributo da sua idade e material para a possível degradação da qualidade da água distribuída;
- A recolha de dados engloba a realização de inquéritos aos consumidores, por forma a compreender a sua perceção relativamente à qualidade da água que consomem.
- Aferição da bondade de propostas para o controlo de qualidade da água e periodicidade de limpeza em reservatórios de água de sistemas prediais.

3 Resultados e discussão

Os resultados das análises físico-químicas e microbiológicas relativas aos locais selecionados constam do Quadro 1.

Quadro 1. Resultados obtidos nos locais selecionados e análise comparativa em relação ao PCQA

Parâmetros	Unidades	Resultados nos Reservatórios		Resultados a Jusante dos Reservatórios		Resultados Grandes Consumidores		Resultados PCQA		Valor Paramétrico (VP)	%Cumprimento do VP
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo		
Alumínio	µg/l Al	19	100	15	98	14,9	28,3	<10	35	200	100%
Bactérias coliformes Totais	ufc/100ml amostra	0	0	0	13	0	0	0	0	0	98,48%
Cádmio	µg/l Cd	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	---	---	5,0	100%
Cheiro a 25°	Factor de diluição	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3	100%
Cloro residual livre in situ	mg/l Cl ₂	0,3	0,7	0,1	0,7	0,5	1,6	0,3	0,9	---	100%
<i>Clostridium perfringens</i>	ufc/100ml amostra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
Cobre	mg/l Cu	<0,005	0,04	<0,005	0,0232	0,018	0,01	0,016	0,056	2,0	100%
Bactérias Coliformes fecais	ufc/100ml amostra	0	0	0	0	0	0	---	---	0	100%
Condutividade eléctrica	µS/cm	110	236	111	159	105	126	95	136	2500	100%
Dureza Total	mg/l CaCO ₃	12,4	57	36,2	56	24,8	57	51	60	---	100%
<i>Enterococcus Intestinais</i>	ufc/100ml amostra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
<i>Escherichia coli</i>	ufc/100ml amostra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
Ferro	µg/l Fe	<60	200	<60	110	<60	150	<60	<60	200	100%
Número de colónias a 22°C	ufc/ml amostra	11	47	2	2	0	1	0	198	---	100%
Número de colónias a 37°C	ufc/ml amostra	2	40	3	2	0	0	0	>300	---	100%
<i>Legionella spp.</i>	ufc/L amostra	0	0	0	0	0	0	---	---	---	100%
pH	Escala Sorensen	7,6	8,6	7,6	8	7,3	8,3	7,3	7,8	6,5 - 9,5	100%
Sabor a 25°	Factor de diluição	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3	100%
Turvação	1 NTU	<1	1,1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4	100%

Da análise dos valores constantes do Quadro 1 constata-se que os resultados analíticos estão em conformidade com as normas de qualidade estabelecidas na legislação em vigor para água destinada a consumo humano.

Refere-se que, no ponto 9 da torneira de um consumidor doméstico, foi detetado um incumprimento regulamentar, que se assume estar associado à contaminação da rede predial. Relativamente ao parâmetro “cloro residual livre” não foi integralmente respeitado o valor recomendado pela legislação em vigor, em alguns pontos de amostragem. Há, ainda, a referir dois pontos onde se verificaram valores de Ferro próximos do valor limite legal, que podem ser associados à deterioração da rede de condutas prediais.

Os bons resultados obtidos estão relacionados com políticas municipais de garantia de qualidade da água aos consumidores da cidade da Póvoa de Varzim, nomeadamente:

- Níveis de desinfetante residual elevados, que garantem a qualidade microbiológica - apesar dos fatores de estagnação, materiais de construção inadequados, idade das tubagens e inexistência de um plano de controlo da qualidade da água;
- Campanha de sensibilização forte, no que concerne à problemática da *Legionella pneumophila*, que promoveu a implementação de medidas de minimização de más práticas verificadas anteriormente, com impacto na qualidade da água consumida;
- Água de elevada qualidade distribuída pela entidade gestora, associada a uma prática sistemática de controlo de qualidade das infraestruturas físicas.

O estudo efetuado revelou que o cuidado que se tem atualmente com os reservatórios - no que concerne a manutenção, desinfecção e higienização - tanto da água contida nestes como das áreas técnicas que os albergam, é muito reduzido ou até, por vezes, inexistente.

Relativamente a inquéritos já realizados, refere-se que, na generalidade, os consumidores têm a perceção de uma boa qualidade da água distribuída, referindo-se, apenas o sabor a cloro (desinfetante residual) como possível fator inibitório de consumo.

Deve notar-se que os resultados obtidos correspondem a amostragens realizadas no período de Março a Maio. Considerando expectável que haja uma maior renovação da água reservada no período balnear, a existir alteração da qualidade da água, previsivelmente esta seria mais favorável.

4 Considerações finais

Considerando a falta de informação e de legislação sobre o controlo de qualidade de sistemas de distribuição predial, nomeadamente o seu envelhecimento, e sendo escassas as operações de limpeza e desinfecção destas infraestruturas, entendeu-se realizar um estudo alargado e representativo, no sentido de se averiguar da segurança da água consumida por consumidores domésticos e grandes consumidores da cidade da Póvoa de Varzim.

Apesar dos bons resultados obtidos, foram encontradas diversas práticas inadequadas relacionadas com os sistemas prediais de reserva de água. Torna-se, por isso, necessário regulamentar esta utilização, por forma a garantir a vigilância dos fatores de risco, bem como a informação e o aconselhamento aos consumidores.

Importa referir, no entanto, que, apesar dos bons resultados obtidos, não é tácito que a segurança esteja completamente garantida, configurando-se pertinente a análise a parâmetros como trihalometanos e hidrocarbonetos, bem como a outros que possam demonstrar os efeitos das situações verificadas durante o estudo, nomeadamente dos usos indevidos dos espaços de acomodação dos reservatórios prediais e da sua manutenção. É ainda pertinente proceder à verificação de períodos de estagnação da água nos reservatórios e à verificação da forma em que o desinfetante residual se apresenta.

Com este estudo pretendeu-se, cumulativamente dar um contributo para a elaboração do PSA, bem como para uma proposta de normas municipais que atendam a uma adequada gestão do risco no domínio particular das redes de abastecimento prediais.

A metodologia e os resultados obtidos neste trabalho sugerem a sua generalização a outros municípios portugueses, tendo em conta a heterogeneidade das suas realidades específicas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Câmara Municipal da Póvoa de Varzim o apoio financeiro e logístico que permitiu a realização deste estudo. Sem este apoio seria inviável a execução de um estudo com a abrangência e significância como o que foi desenvolvido.

Referências

- Aisha A.M. (2013). Drinking water quality assessment of the Middle Governorate in the Gaza Strip, Palestine. *Water Resources and Industry* 4, 13-20.
- Legislação Portuguesa (2017). Decreto-Lei nº 152/2017, de 7 de dezembro que transpõe para a ordem jurídica interna: a Diretiva (UE) n.º 2015/1787 da Comissão, de 6 de outubro de 2015 que altera os anexos II e III da Diretiva 98/83/CE do Conselho relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano e a Diretiva n.º 2013/51/EURATOM do Conselho, de 22 de outubro de 2013, que estabelece requisitos para a proteção da saúde do público em geral no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água destinada ao consumo humano.
- Exner M., Hartemann P. (2009). Summary of the second meeting of the International Forum on Water Hygiene in Buildings (IFOWAHB) FROM 01 TO 02.06.2007 in Stockholm. *Int. J. Hyg. Environ. Health*. 212, 449-458.
- UE (2015), Diretiva (UE) 2015/1787, da Comissão, de 6 de Outubro de 2015, que altera os anexos II e III da Diretiva 98/83/CE, do Conselho, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. Bruxelas, 2015.
- Vieira J.M.P., Morais C.M. (2005). *Planos de segurança da água para consumo humano*. Edição IRAR, ISBN: 972-99354-5-9, p.173. Lisboa.
- Vieira J.M.P., Breach B., Hirata R. (2011). *Chapter 4. Developing a catchment water safety plan*. In: *Drinking Water Quality Management from Catchment to Consumer*, Ed. B. Breach. IWA Publishing, London.
- Vieira J.M.P., Pinho J.L.S. (2014). *River water quality modelling in developing a catchment water safety plan*. 11th International Conference on Hydroinformatics, HIC 2014, New York, USA.
- Völker S., Schreiber C., Kistemann T. (2010). Drinking water quality in household supply infrastructure-a survey of the current situation in Germany. *Int. J. Environ. Health Res.* 213, 204-209.
- WHO (2004). *Guidelines for Drinking-water Quality* (3rd Edition). World Health Organization, Geneva.
- WHO (2011a). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4th Edition). World Health Organization, Geneva.
- WHO (2011b). *Water safety in buildings*. Ed. D. Cunliffe, J. Bartram, E. Briand, Y. Chartier, J. Colbourne, D. Drury, J. Lee, B. Schaefer and S. Surman-Lee. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2016). *Protecting surface water for health. Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments*. World Health Organization, Geneva.
- Zietz B.P., Lass J., Suchenwirt R. (2007). Assessment and management of tap water lead contamination in Lower Saxony, Germany. *Int. J. Environ. Health Res.* 17 (6) 407-418.



A Extruplás é uma empresa que recicla, recolhe e recupera os plásticos mistos e a partir dos quais produz mobiliário urbano em plástico 100% reciclado, evitando assim que estes resíduos tenham como destino final o aterro. No seu vasto portfólio destacam-se as mesas e bancos de jardim, passadiços e pavimentos, espreguiçadeiras e chapéus - de sol, pontes e estruturas sobrelevadas.



[Sede e Fábrica Seixal]
Rua dos Serralheiros, 6
Estrada do Marco do Grilo
2840-073 Aldeia de Paio Pires

[Fábrica Maia]
Rua da Serra, 300-302
Folgosa
4425-390 Maia

www.extruplas.com

Influência dos sedimentos em suspensão no transporte e sobrevivência de *E. coli* no estuário do Tejo

Sara Mendes ^{a,b}, Elsa Mesquita ^a, Marta Rodrigues ^{b*}, José Menaia ^a

^a Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Núcleo de Engenharia Sanitária (NES), Unidade de Qualidade e Tratamento de Água (UQTA), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

^b Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras (NEC), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

Resumo

Investigou-se a capacidade de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo para co-transportar *Escherichia coli*, como indicador do comportamento das bactérias entéricas. Esta capacidade foi atestada i) pela correlação entre a concentração de sólidos suspensos totais e de *E. coli* em amostras de água colhidas na praia de Algés, cais de Alcântara e marina do Parque das Nações, à superfície (0,15 m) e próximo do fundo (1 - 9 m), na preia- e baixa-mar, bem como ii) pela co-deposição de *E. coli* e sedimentos em suspensão nas amostras. O co-transporte de *E. coli* foi particularmente significativo para os sedimentos com uma estrutura porosa rica em substâncias poliméricas extracelulares (Alcântara e Parque das Nações), cuja tendência para flocular foi evidenciada em ensaios de sedimentação em coluna. Considerando i) os valores dos coeficientes de atenuação da radiação ultravioleta das águas amostradas, ii) a sua dependência da concentração em sólidos suspensos e iii) os teores a que estes ocorrem no estuário, inferiu-se que neste a radiação UV-B extingue-se para valores próximos do nulo a menos de 1,5 m de profundidade e que, portanto, a influência da radiação solar no decaimento da contaminação bacteriana é apenas relevante em zonas pouco profundas do estuário do Tejo e com baixo teor em sólidos suspensos.

Palavras-Chave: estuário do Tejo, sedimentos em suspensão, *Escherichia coli*, radiação solar.

doi: 10.22181/aer.2019.0504

* Autor para correspondência
E-mail: mfrdrigues@lnec.pt

The influence of suspended sediment on the transport and survival of *E. coli* in the Tagus estuary

Sara Mendes ^{a,b}, Elsa Mesquita ^a, Marta Rodrigues ^{b *}, José Menaia ^a

^a Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Núcleo de Engenharia Sanitária (NES), Unidade de Qualidade e Tratamento de Água (UQTA), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

^b Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras (NEC), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, Portugal

Abstract

The capacity of Tagus estuary suspended sediments to co-transport *Escherichia coli* as surrogate for enteric bacteria was investigated. This capacity was evidenced i) by the correlation between the concentration of total suspended solids and *E. coli* in water samples collected at Algés beach, Alcântara quay and Parque das Nações marina, on the surface (0.15 m) and near the bottom (1 - 9 m), at low and high tide as well as ii) by the apparent co-deposition of *E. coli* and sediment particles in suspension. *E. coli* co-transport was particularly significant for sediments with a porous structure rich in extracellular polymeric substances (Alcântara and Parque das Nações), whose tendency to flocculate was demonstrated in column sedimentation tests. Given i) the values of ultraviolet radiation attenuation coefficients of the sampled waters, ii) these coefficients dependence on the concentration of suspended solids, and iii) the ranging levels of these in the estuary, it is likely that there UV-B radiation becomes extinct at depths of ca. 1.5 m or less and that the influence of solar radiation on the decay of bacterial contamination is therefore only relevant in shallow areas of the Tagus estuary with low levels of suspended solids.

Keywords: Tagus estuary, suspended sediments, *Escherichia coli*, solar radiation.

doi: 10.22181/aer.2019.0504

* Corresponding author
E-mail: mfrdrigues@lnec.pt

1 Introdução

Os estuários são sistemas aquáticos de elevada importância ecológica, lúdica e econômica (Barbier et al. 2011). Contudo, estes sistemas podem estar sujeitos a influências negativas, nomeadamente as resultantes de contaminação microbiológica por efluentes urbanos não tratados ou insuficientemente tratados, que pode comprometer a sua qualidade sanitária. A compreensão dos processos que afetam a distribuição e sobrevivência de bactérias entéricas nestes sistemas é, assim, fundamental para apoiar a gestão da qualidade da água dos estuários, em particular no desenvolvimento e implementação de planos de monitorização mais eficazes e de sistemas de previsão que permitam antecipar eventos de contaminação.

A qualidade microbiológica da água num sistema aquático é normalmente avaliada pela quantificação de bactérias indicadoras de contaminação fecal (FIB - fecal indicator bacteria) (WHO 2003), sendo *Escherichia coli* (*E. coli*) uma das FIB mais utilizadas devido à sua fiabilidade (Leclerc et al. 2001). Em meio aquático a sobrevivência destas bactérias entéricas depende de diversos fatores abióticos e bióticos (Rozen e Belkin 2001, Perkins et al., 2014). Embora a radiação solar seja comumente considerada o principal fator de morte das bactérias entéricas em sistemas aquáticos (Rochelle-Newall et al. 2015), que se deve fundamentalmente à ação bactericida da radiação UV-B (280-320 nm) (Santos et al. 2013), a sua importância pode ser sobrevalorizada se outros mecanismos relevantes não forem considerados. A salinidade, a temperatura da água, a disponibilidade de nutrientes, o pH e a sedimentação são outros fatores abióticos que podem afetar a sobrevivência das bactérias entéricas em meio aquático. Rodrigues et al. (2011) sugeriram a importância dos processos de sedimentação na sobrevivência de *E. coli* numa ribeira costeira. Os sedimentos em suspensão podem afetar os processos de morte e transporte dos microrganismos, por exemplo, ao reduzirem a penetração da radiação ultravioleta (UV) na coluna de água, e ao agregarem e co-transportarem células microbianas aquando da sua sedimentação (Jeng et al. 2005), ressuspensão e transporte (Anderson et al. 2005). Vários estudos mostraram a ocorrência de concentrações mais elevadas de bactérias entéricas nos sedimentos comparativamente com a coluna de água (Rozen and Belkin 2011).

O estuário do Tejo localiza-se na costa ocidental de Portugal e é um dos maiores estuários da Europa, com uma área de cerca de 320 km² (APA, 2016). Trata-se de um ecossistema adjacente à capital do país, com grande produtividade biológica e que tem estatuto de área protegida (ICNF 2017).

Os sedimentos do estuário do Tejo são essencialmente vasosos, embora em alguns canais e zonas marginais predominem areias (Freire 1999). Os sedimentos, em termos genéricos, são essencialmente estruturas porosas, com água nos seus interstícios e com uma composição muito diversa, que inclui partículas inorgânicas, microrganismos e produtos por eles excretados, i.e. substâncias poliméricas extracelulares (EPS). A composição dos sedimentos condiciona a sua hidrodinâmica, a sua tendência para formar flocos e capacidade de sorção (Droppo 2001) e consequentemente para a adesão e co-transporte de bactérias.

Neste trabalho examinaram-se algumas características da morfologia, estrutura, composição e comportamento reológico de sedimentos em suspensão no estuário do Tejo, e investigou-se a relação destas características e da concentração de sedimentos com a capacidade destes para co-transportar *E. coli* e atenuar a penetração de radiação UV. Das características estudadas releva-se a ausência ou presença duma estrutura fractal rica em EPS de origem biogénica. Este tipo de arranjo estrutural é típico dos sedimentos que floculam, e decorre das propriedades das EPS (e.g., coesividade), que têm açúcares e proteínas como componentes principais e são produzidas e libertadas no meio aquático por microrganismos, algas e diatómeas (Droppo 2001).

2 Materiais e métodos

2.1 Monitorização e amostragem

A monitorização e amostragem tiveram em consideração as características do sistema em estudo, em particular a dinâmica da circulação da água no estuário do Tejo. A circulação neste estuário é principalmente controlada pela maré, mas parâmetros como o caudal fluvial, o vento, a pressão atmosférica e as ondas superficiais também apresentam importante influência (Rodrigues e Fortunato 2017). Relativamente à maré, esta apresenta um padrão semi-diurno com amplitude média de 2,6 m, sendo o estuário classificado como mesotidal (Salgado et al. 2007).

A amostragem, realizada a 11 de janeiro de 2017, foi feita em três pontos do estuário, com as seguintes localizações: P1 na praia de Algés, P2 na estação de monitorização do LNEC no cais de Alcântara, junto do local de descarga do efluente tratado da ETAR de Alcântara e P3 na marina do Parque das Nações (Figura 1). Estes pontos foram selecionados com base nos resultados de campanhas exploratórias e visaram incluir zonas do estuário com maior influência marítima e zonas com maior influência fluvial (Mendes 2017). A amostragem foi realizada à superfície e próximo do fundo (a profundidades que variaram entre 1 e 9 m consoante a altura da coluna de água no local de amostragem, Quadro 1), em duas fases de maré (o mais próximo possível da baixa-mar e da preia-mar no local de amostragem).

A qualidade da água foi sumariamente caracterizada *in situ* através da determinação da temperatura, condutividade elétrica, salinidade e pH, utilizando duas sondas portáteis multiparamétricas (YSI Professional Plus com sensores de condutividade e temperatura; YSI 556 MPS com sensor de pH). Foram colhidas amostras de água com uma garrafa de imersão horizontal com capacidade de 2,5 L (General Oceanics), que foram transferidas para recipientes de plástico (1,5 L) e armazenadas numa mala térmica refrigerada e opaca. No laboratório, as amostras foram conservadas em ambiente escuro e refrigerado (câmara frigorífica, 8 °C). Para os ensaios de sedimentação em coluna, colheram-se 60 L de água à superfície na baixa-mar em cada ponto de amostragem.



Figura 1. Estuário do Tejo, localização e coordenadas dos pontos de amostragem (P1, P2 e P3). (Fonte da imagem: ESRI Basemap)

2.2 Caracterização físico-química e microbiológica da água

No laboratório as amostras de água foram analisadas quanto aos parâmetros turvação (turbidímetro WTW TURB 555), sólidos suspensos totais (SST) (Clesceri et al. 1998), *E. coli* (método dos tubos múltiplos) (Clesceri et al. 1998) e absorvências na gama UV-B, a 280 nm, 300 nm e 320 nm (comprimentos de onda mínimo, intermédio e máximo, respetivamente, da gama de radiação com ação bactericida), em amostras não filtradas (células em quartzo, com 1 cm de percurso ótico, espectrofluorímetro Horiba Scientific Aqualog).

2.3 Caracterização dos sedimentos em suspensão

2.3.1 Observação microscópica dos sedimentos

A morfologia, estrutura e dimensão das partículas constituintes dos sedimentos foram avaliadas por observação e microfotografia de amostras brutas e de amostras tratadas com Azul de Alcian para visualização específica de EPS (Passow and Alldredge, 1995). Para o efeito, usou-se um microscópio ótico (Olympus BHS) equipado com uma câmara digital (Olympus, XC 30) e *software* Olympus Cell-A.

2.3.2 Ensaios de sedimentação em coluna

Efetuarão-se ensaios de sedimentação em coluna para determinação da velocidade de queda de sedimentos de diferentes proveniências. Para se dispor de concentrações de sedimento adequadas à realização do ensaio (Portela et al. 2013) foi necessário concentrar (6 x) as amostras, obtendo-se 1,5; 0,2 e 1,0 g/L SST para as amostras provenientes de Algés (P1), Alcântara (P2) e Parque das Nações (P3), respetivamente. Para tal, deixou-se depositar o sedimento presente em 60 L de água, durante 24-72 h a 8 °C, retirou-se 50 L de água sobrenadante e ressuspendeu-se o sedimento no volume de água remanescente.

A coluna de sedimentação, com uma capacidade de cerca de 21 L, é constituída por vidro acrílico e possui 10 electroválvulas posicionadas paralelamente para a colheita em simultâneo das amostras de água a diferentes profundidades (Brito, 2008). Os ensaios realizaram-se com 8 L de amostra à temperatura ambiente (15°C - 18°C) e tiveram uma duração de 5 h. No início de cada ensaio procedeu-se à homogeneização da amostra. Foram recolhidas, através de electroválvulas, subamostras em 10 instantes de tempo (0, 1, 6, 16, 36, 66, 106, 156, 216 e 306 min.), nos níveis 0,05 m, 0,15 m, 0,30 m e 0,55 m relativamente à base, em simultâneo para cada instante. Determinou-se a concentração em SST em cada uma das subamostras.

A velocidade média de queda em cada amostra foi calculada de acordo com Portela et al. (2013):

$$W_s^n = - \left(\frac{C^{n+1} - C^n}{\Delta t^n} \right) \frac{H^n}{C^n} \quad \text{eq. 1}$$

onde W_s^n (m/s) é a velocidade de sedimentação vertical média ao tempo n , C^{n+1} e C^n são o valor médio de SST nas sub-amostras colhidas nos momentos $n+1$ e n , H^n (m) é a altura da água na coluna após a colheita de sub-amostras no instante n e Δt^n (s) é o intervalo de tempo entre $n+1$ e n .

Determinou-se ainda a velocidade de queda mediana, a qual corresponde à velocidade de queda aquando da deposição de 50% da massa total de SST (Portela et al. 2013).

2.4 Avaliação da adesão de *E. coli* aos sedimentos

A avaliação da capacidade dos sedimentos em suspensão para aderir e co-transportar células de *E. coli* foi efetuada segundo um procedimento adaptado de Jeng et al. (2005). Este ensaio foi efetuado em ampolas de decantação de vidro de 1 L, com amostras de água recolhida nos pontos de amostragem P1, P2 e P3, e baseou-se na comparação da concentração de *E. coli* no início do ensaio, nas amostras homogeneizadas, e em alíquotas colhidas na superfície e a 25 cm desta, no fundo das ampolas de decantação, ao fim de 24 h de repouso a 8 °C, para evitar o crescimento celular (Mendes 2017).

2.5 Determinação dos coeficientes de atenuação da radiação solar

A partir dos valores de absorvência a 280 nm, 300 nm e 320 nm, comprimentos de onda mínimo, intermédio e máximo, respetivamente, da gama radiação com ação bactericida (UV-B) calcularam-se os coeficientes de atenuação vertical da radiação UV-B (K_d) (m^{-1}) de cada amostra de água, tendo por base a eq. 2 (Kirk 1994):

$$K_d = 2,303 a/r \tag{eq. 2}$$

onde a é a absorvência medida a determinado comprimento de onda e r é o percurso óptico (m). Para os três comprimentos de onda analisados, estimou-se a atenuação da radiação com a profundidade, com base na eq. 3 (Huovinen et al. 2003):

$$E_d(z) = E_d(0)e^{-K_d z} \tag{eq. 3}$$

onde $E_d(z)$ (W/m^2) é a radiação à profundidade z (m), $E_d(0)$ (W/m^2) a intensidade da radiação logo abaixo da superfície e K_d (m^{-1}) é o coeficiente de atenuação vertical da radiação incidente.

3 Resultados e discussão

3.1 Qualidade da água e co-transporte de *E. coli*

No Quadro 1 apresentam-se os resultados da caracterização da qualidade da água.

Quadro 1. Temperatura (T), condutividade elétrica (CE), salinidade (S), turvação (Turv.) e sólidos suspensos totais (SST) das amostras de água colhidas nas 3 estações, em preia-mar e em baixa-mar, a duas profundidades (Prof.), à superfície (Sup.) e no fundo.

	Maré	Prof. * (m)	T (°C)	CE (mS/cm)	S (ppt)	pH	Turv. (UNT)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	SST (g/L)
Algés	Preia-mar	Sup. (0,15)	15,5	41,8	33,5	8,0	10	$1,7 \times 10^3$	0,019
		Fundo (3,5)	15,5	42,6	34,2	8,0	10	$4,9 \times 10^2$	0,020
	Baixa-mar	Sup. (0,15)	14,6	38,7	31,5	7,9	85	$1,1 \times 10^5$	0,195
		Fundo (1,5)	14,6	35,9	29,1	7,9	100	$1,6 \times 10^5$	0,360
Alcântara	Preia-mar	Sup. (0,15)	15,3	42,1	34,1	8,0	13	$7,9 \times 10^2$	0,022
		Fundo (9,0)	15,4	42,7	34,5	7,6	21	$7,8 \times 10^1$	0,035
	Baixa-mar	Sup. (0,15)	13,7	35,3	29,1	7,6	14	$3,5 \times 10^4$	0,032
		Fundo (6,0)	13,8	36,3	29,9	7,8	9	$5,4 \times 10^3$	0,034
Parque das Nações	Preia-mar	Sup. (0,15)	14,4	37,6	30,6	7,9	23	$7,8 \times 10^1$	0,034
		Fundo (4,5)	14,0	35,4	29,0	7,9	60	$7,9 \times 10^2$	0,088
	Baixa-mar	Sup. (0,15)	13,6	33,7	27,7	7,9	49	$1,4 \times 10^3$	0,076
		Fundo (1,0)	13,5	33,9	28,0	7,9	46	$7,0 \times 10^2$	0,105

*distância à superfície em metros

Dadas as diferenças de profundidade nos três pontos de amostragem (Algés, Alcântara e Parque das Nações), a amostragem de fundo foi efetuada a profundidades distintas.

A amostra de fundo em preia-mar no Parque das Nações foi feita a alguns metros de distância do ponto inicial, na zona mais interior da marina, devido a dificuldades no acesso ao local.

A colheita de amostras de água a diferentes profundidades permitiu avaliar a variação, na coluna de água, dos parâmetros de qualidade. As concentrações em SST foram mais elevadas junto ao fundo, em condições em que a altura da coluna de água é mais baixa, devendo-se provavelmente a uma maior ressuspensão dos sedimentos.

Na gama 0,02-0,2 g/L SST, i.e. excluindo a amostra colhida em Algés, em profundidade e na baixa-mar, com valores de turvação (100 UNT) e de SST (0,36 g/L) muito superiores aos das restantes amostras (Quadro 1), foi encontrada uma dependência diretamente proporcional entre os valores de turvação e a concentração de sólidos suspensos das amostras (Figura 2), independentemente do local, profundidade e regime de maré em que foram colhidas.

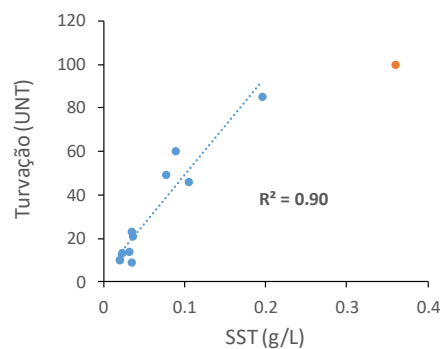


Figura 2. Correlação entre os valores obtidos para a turvação e para a concentração em sólidos suspensos totais nas amostras de água colhidas nas 3 estações, à superfície e no fundo, em preia-mar e em baixa-mar (a vermelho apresenta-se o ponto não considerado na correlação, relativo à amostra colhida em Algés, em profundidade e na baixa-mar).

Assim, como esta correlação atesta, na gama 0,02-0,2 g/L SST e 8-90 UNT, tanto a turvação como a concentração em SST podem servir de medida da concentração de partículas em suspensão nas amostras estudadas, excetuando a acima referida, que se assume tratar-se de um *outlier*.

Foi pesquisada a existência de correlação entre a concentração em SST e *E. coli* nas amostras. A existência de tal correlação é um pressuposto da ocorrência significativa do co-transporte de *E. coli* e de sedimentos em suspensão nas amostras (Piorkowski et al. 2013).

Como a Figura 3 mostra, esta condição foi satisfeita, embora de modo diferente para as amostras com menor (9-14 UNT) e maior (21-85 UNT) concentração de partículas em suspensão.

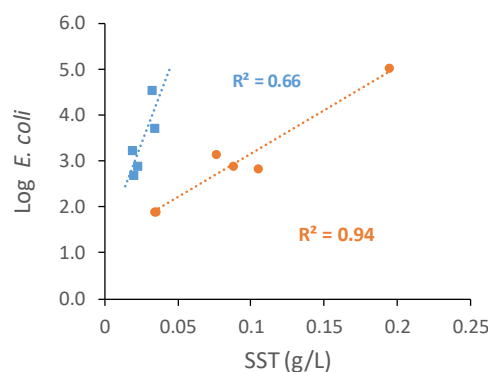


Figura 3. Correlação entre as concentrações em *E. coli* e em sólidos suspensos totais nas amostras com turvação nas gamas 9-14 UNT (■) e 21-85 UNT (●)

As relações observadas entre a distribuição espacial de *E. coli* e de sólidos suspensos, aquando das colheitas das amostras, indiciam que o co-transporte de *E. coli* com partículas em suspensão terá sido a forma predominante de transporte das células da FIB presentes nas amostras, atendendo à disparidade entre a dinâmica do transporte de células bacterianas planctónicas e das que se encontram associadas a sedimentos em suspensão (Garcia-Armisen e Servais 2009, Piorkowski et al. 2013, Rochelle-Newallet et al. 2015). Aparentemente a fração da população de *E. coli* que foi co-transportada em associação com sedimentos aumentou com a concentração destes e de forma mais acentuada nas amostras com menor concentração de partículas em suspensão. Esta tendência está de acordo com o que a este respeito se encontra publicado (Garcia-Armisen e Servais 2009, Piorkowski et al. 2013). O transporte dum maior número de *E. coli* pelas partículas das amostras com menor concentração de SST pode ser explicada pela presumivelmente menor dimensão destas e conseqüente maior área superficial específica disponível para adesão de células da FIB (Piorkowski et al. 2013).

A par da hidrodinâmica, também a temperatura, o pH e a salinidade da água (i.e., força iónica) afetam o co-transporte de *E. coli* no estuário, dado influenciarem a taxa de adesão e a força de ligação de células bacterianas às partículas em suspensão, bem como a distribuição de tamanhos destas, designadamente a sua agregação (floculação) e desagregação (Portela et al. 2013, Piorkowski et al. 2013, Rochelle-Newallet et al. 2015).

3.2 Caracterização dos sedimentos em suspensão

3.2.1 Caracterização microscópica

O aspeto, morfologia e estrutura dos sedimentos apresentados na Figura 4 (microfotografias A1, A2, A3) são representativos dos padrões sistematicamente observados nas amostras colhidas em Algés, Alcântara e Parque das Nações.

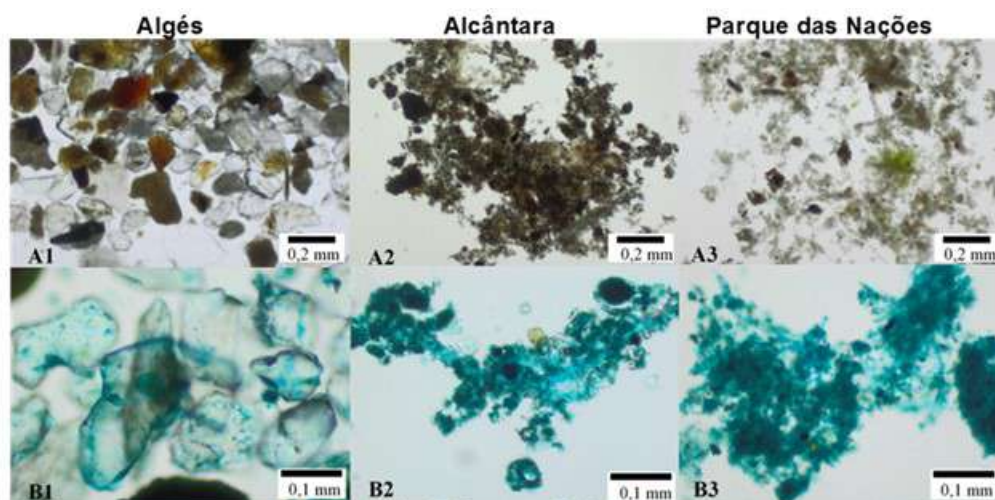


Figura 4. Microfotografias do sedimento de amostras de Algés, Alcântara e Parque das Nações. A1, A2 e A3 – amostras brutas, B1, B2 e B3 - amostras tratadas com Azul de Alcian

Os sedimentos de Algés eram aparente e uniformemente constituídos por partículas individualizadas, com morfologia, superfície e volume geometricamente bem definidos, lembrando partículas de areia com dimensão à escala da décima de milímetro (<http://www.sand-atlas.com/en/category/sand-photomicrography/page/3/>).

Os sedimentos de Alcântara e do Parque das Nações foram irregulares na sua forma e dimensão, e apresentaram estrutura fractal porosa. Estas características são típicas dos

flocos, que são a forma mais comum dos sedimentos em suspensão em rios e estuários (Liss et al. 1996, Droppo 2001). Este tipo de estrutura é congruente com a presença de fibrilhas de EPS como principais componentes estruturais destes sedimentos, revelada pela intensa e ininterrupta coloração das amostras com Azul de Alcian (microfotografias B2, B3).

As propriedades da estrutura fibrilar de EPS (e.g., elevada capacidade de retenção de água, plasticidade), a densidade semelhante à da água, a porosidade e a inconstância de forma e dimensão dos flocos influenciam muito significativamente os valores e perfis da velocidade de queda dos sedimentos, que não obedece à lei de Stokes (Liss et al. 1996, Droppo 2001, Larsen et al. 2009).

Uma outra propriedade importante da estrutura fibrilar de EPS é a de promover a adesão e incorporação de microrganismos patogênicos e *E. coli* nos flocos dos sedimentos em suspensão em rios e estuários (Droppo et al. 2009, Malham et al. 2014).

3.2.2 Velocidade de queda

Na determinação da velocidade de queda em coluna de sedimentação, a concentração inicial de sedimentos influencia os resultados (Portela et al. 2013). Por esta razão não se consideraram os resultados observados para a amostra de Alcântara com uma concentração de sedimentos (SST = 0,2 g/L), inferior em cerca de uma ordem de grandeza relativamente às de Algés (SST = 1,5 g/L) e do Parque das Nações (SST = 1 g/L).

Nos instantes iniciais de ensaio na amostra de Algés observou-se uma redução de cerca de 40% na concentração média de sedimento em suspensão, redução que no mesmo intervalo foi praticamente nula na amostra do Parque das Nações (Figura 5a). Concomitantemente, assistiu-se a um decréscimo abrupto na velocidade média de queda (w_s) dos sedimentos da amostra de Algés (de cerca de 1,5 mm/s no início do ensaio para <0,5 mm/s após os 36 min). Na amostra do Parque das Nações a velocidade de queda média manteve-se inicialmente próxima de 0,0 mm/s e depois, dos 16 min aos 36 min, aumentou até atingir o seu valor máximo (0,45 mm/s) (Figura 5b). Este padrão de evolução da taxa de deposição e da velocidade média de queda dos sedimentos na amostra do Parque das Nações traduz a ocorrência e progresso da agregação de partículas e o conseqüente aumento da dimensão dos flocos resultantes, i.e. da ocorrência de floculação (Manning et al. 2013).

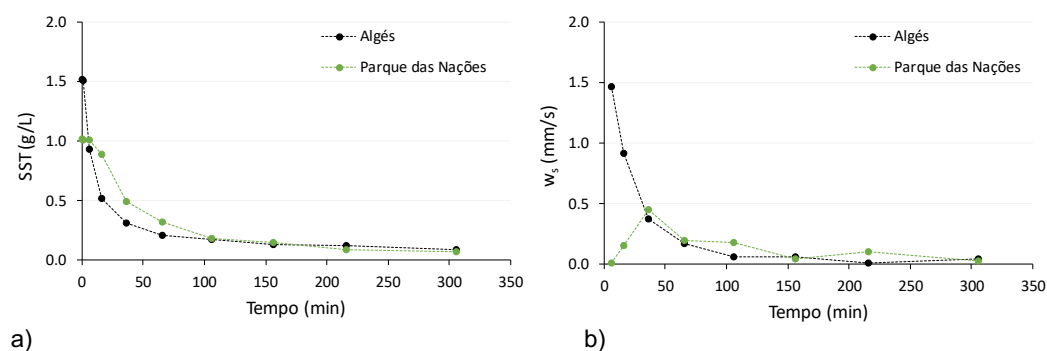


Figura 5. Evolução da concentração média de sedimentos em suspensão (SST) (a) e da velocidade média de queda (w_s) (b) nos ensaios com as amostras de Algés e do Parque das Nações

Também se observaram dissimilaridades significativas entre a velocidade mediana de queda (W_{s50}) observada para os sedimentos de Algés e para os do Parque das Nações. O valor obtido para a amostra do Parque das Nações ($W_{s50} = 0,45$ mm/s) cai na gama dos publicados (W_{s50} de 0.03 a 0.69 mm/s) para amostras flocculantes colhidas na mesma

zona do estuário do Tejo. Os sedimentos de Algés apresentaram uma velocidade de queda mediana ($W_{s50} = 0,91$ mm/s) comparativamente muito superior, o que é previsível para a sedimentação discreta de grãos de areia (Manning et al. 2013).

As diferenças observadas no comportamento reológico dos sedimentos estudados são concordantes com os resultados da sua caracterização microscópica (Figura 4), particularmente no que se refere à estrutura fractal, porosidade e riqueza em EPS, distintas dos sedimentos do Parque das Nações (Manning et al. 2013).

3.3 Avaliação do co-transporte de *E. coli* pelos sedimentos

Às 24 h de decantação foi evidente ter ocorrido clarificação da água e deposição de sedimentos em todas as amostras. Concomitantemente, observaram-se concentrações (NMP/100 mL) em *E. coli* mais elevadas no fundo das ampolas do que à superfície (Figura 6). Contudo, destas diferenças, a verificada na amostra de Algés (0,3 log) foi muito menos expressiva do que as observadas nas amostras de Alcântara (~ 1 log) e do Parque das Nações (~ 2 log).

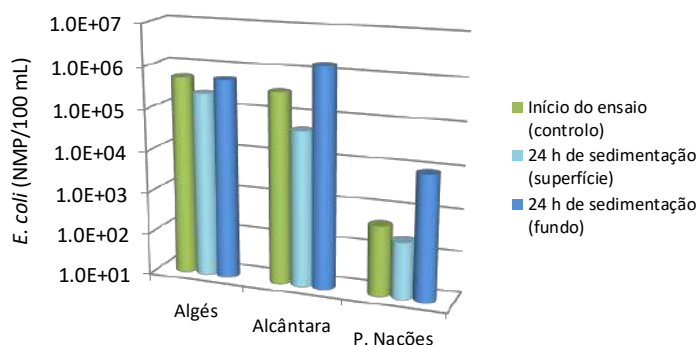


Figura 6. Avaliação do co-transporte de *E. coli* por sedimentos em suspensão, através da comparação das concentrações em *E. coli* na superfície e no fundo das ampolas

Estes resultados indicam ter ocorrido co-transporte de células de *E. coli* pelos sedimentos depositados, e mais significativamente por sedimentos que são ricos em EPS (Figura 4) e floculam (Figura 5), o que está de acordo com o que a respeito se encontra publicado (Malham et al. 2014, Piorkowski et al. 2013, Rochelle-Newall et al. 2015). Atenda-se, contudo, a que os resultados apresentados na Figura 6 não são representativos do que ocorre no estuário, onde, por força das condições hidrodinâmicas, são maiores as frequências de colisão de células bacterianas com sedimentos e, conseqüentemente, o co-transporte é mais ativo (Malham et al. 2014).

3.4 Extinção da radiação UV-B na coluna de água

Como medida do decaimento vertical da ação germicida da radiação solar (UV-B) no seio da coluna de água devido à presença de sólidos em suspensão calcularam-se os valores de K_d (eq. 2) e, recorrendo à eq. 3, os valores obtidos foram usados para estimar as profundidades (Z_{max}) a que a intensidade da radiação UV-B decai para valores próximos do nulo (99%) em águas com características idênticas à das amostras (Figura 7).

Em concordância com outros autores (Conde et al. 2000), em regra e para cada local de amostragem, os valores estimados para a penetração vertical máxima da radiação UV-B (Z_{max}) diminuíram significativamente com o aumento de SST das amostras e, como esperado (Tedetti e Sempéré 2006), com a diminuição do comprimento de onda da radiação, independentemente dum possível efeito sinérgico da absorvência molecular por compostos (e.g. ácidos húmicos) em solução.

Embora tratando-se de resultados relativos a amostras pontuais e homogêneas nas suas características físico-químicas, nestas as concentrações de SST eram da gama das que ocorrem no estuário do Tejo (Caetano et al. 2016), onde as profundidades média e máxima rondam os 11 m e os 50 m, respetivamente (Freire et al. 2006). É, portanto, razoável extrapolar para o estuário os resultados apresentados na Figura 7. Nesta base, pode-se inferir que nas condições preponderantes no estuário do Tejo, i.e. para 0,02-0,36 g/L SST, a radiação UV-B extingue-se para valores próximos do nulo a profundidades da ordem dos 1,5 m ou menos. Para concentrações em SST superiores a 0,1 g/L, a extinção da radiação UV a 280 nm e a 300 nm foi praticamente total (99%) a profundidades na ordem dos 10 cm. Portanto, a influência da radiação solar no decaimento da contaminação bacteriana é apenas relevante em zonas muito pouco profundas do estuário do Tejo.

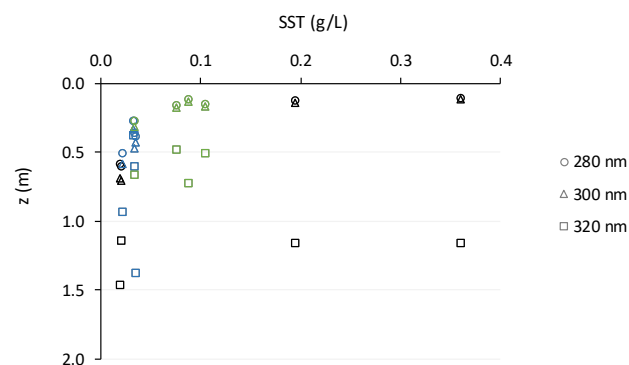


Figura 7. Influência da concentração em SST na profundidade máxima de penetração da radiação UV-B. As cores dos símbolos correspondem aos locais de amostragem: preto – Algés; azul – Alcântara; verde – Parque das Nações

4 Conclusões

No presente estudo analisou-se a influência dos sedimentos em suspensão na dinâmica da contaminação fecal no estuário do Tejo. Os resultados atestam a ocorrência de co-transporte de bactérias pelos sedimentos, com uma variabilidade espacial associada a características físico-químicas destes, designadamente terem ou não uma estrutura fractal porosa e rica em EPS. Além de potenciar o co-transporte de bactérias, este tipo de estrutura determina a propensão dos sedimentos para flocular e, conseqüentemente, influencia a sua velocidade de queda. Tendo em conta, por um lado, os valores dos coeficientes de atenuação da radiação UV-B das amostras e a dependência destes da concentração de sólidos suspensos e, por outro, os teores a que estes ocorrem no estuário infere-se que a importância da ação bactericida dos raios solares e, portanto, da sua influência no decaimento da contaminação bacteriana, se restringe a zonas pouco profundas do estuário e com baixas concentrações em sólidos suspensos.

Ao demonstrarem e ilustrarem a influência dos sedimentos em suspensão no transporte e na sobrevivência de *E. coli* no estuário do Tejo, os resultados deste estudo podem contribuir para melhorar a elaboração e implementação de planos e sistemas de monitorização e previsão que permitam antecipar, prevenir e gerir mais eficazmente eventos de contaminação microbiana em sistemas estuarinos.

Como trabalho futuro seria útil a realização deste tipo de estudos com maior abrangência no que se refere ao número de amostras e locais de colheita, de modo a complementar, aprofundar e validar os resultados obtidos. Duma caracterização mais extensiva e representativa de parâmetros ambientais da água do estuário, da composição e estrutura, bem como da relação entre estes parâmetros e a dinâmica da sedimentação,

agregação e transporte de células bacterianas poderão resultar dados e conhecimentos úteis para descrever e prever a dinâmica das plumas microbianas em estuários.

Agradecimentos

Este estudo foi parcialmente financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia através do projeto UBEST – Understanding the biogeochemical buffering capacity of estuaries relative to climate change and anthropogenic inputs (PTDC/AAGMAA/6899/2014).

Referências

- Anderson K.L., Whitlock J.E., Harwood V.J. (2005). Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 71 (6) 3041-3048. doi:10.1128/AEM.71.6.3041-3048.2005
- APA (2016). *Plano de Gestão de Região Hidrográfica, Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5)*. Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico. Agência Portuguesa do Ambiente
- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C., Silliman B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81 (2) 169-193. doi:10.1890/10-1510.1
- Brito F. (2008). *Coluna de Sedimentação, Manual de Utilização*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras
- Caetano M., Raimundo J., Nogueira M., Santos M., Mil-Homens M., Prego R., Vale C. (2016). Defining benchmark values for nutrients under the Water Framework Directive: Application in twelve Portuguese estuaries. *Marine Chemistry* 185, 27-37. doi:10.1016/j.marchem.2016.05.002
- Clesceri L., Greenberg A., Eaton A. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed., American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), USA. ISBN: 0-87553-235-7
- Conde D., Aubriot L., Sommaruga R. (2000). Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 207, 19-31. doi:10.3354/meps207019
- Droppo I.G. (2001). Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrol. Processes* 15 (9) 1551–1564. doi:10.1002/hyp.228
- Droppo I.G., Liss S.N., Williams D., Nelson T., Jaskot C., Trapp B. (2009). Dynamic existence of waterborne pathogens within river sediment compartments. Implications for water quality regulatory affairs. *Environ. Sci. Technol.* 43 (6) 1737-1743. doi:10.1021/es802321w
- Freire P.M.S (1999). *Evolução morfo-sedimentar de margens estuarinas (estuário do Tejo, Portugal)*. Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa
- Freire P., Taborda R., Andrade C. (2006). Caracterização das praias estuarinas do Tejo. *Atas do 8º Congresso da Água*, APRH – Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, Lisboa, Portugal, 12 pp.
http://www-ext.lnec.pt/LNEC/bibliografia/DHA/freire-et-al_06.pdf
- Garcia-Armisen T., Servais P. (2009). Partitioning and fate of particle-associated *E. coli* in river waters. *Water Environ. Res.* 81 (1) 21-28. doi:10.2175/106143008X304613

- Huovinen P.S., Penttilä H., Soimasuo M.R. (2003). Spectral attenuation of solar ultraviolet radiation in humic lakes in Central Finland. *Chemosphere* 51, 205-214. doi:10.1016/S0045-6535(02)00634-3
- ICNF (2017). *Áreas Protegidas*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. www.icfn.pt, acessado a 15 de junho de 2017
- Jeng H.A.C., Englande A.J., Bakeerc R.M., Bradford H.B. (2005). Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63 (4) 513-526. doi:10.1016/j.ecss.2004.11.024
- Kirk J.T.O. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- Larsen L.G., Harvey, J.W., Crimaldi J.P. (2009). Morphologic and transport properties of natural organic floc. *Water Resour. Res.* 45, W01410. doi:10.1029/2008WR006990
- Leclerc H., Mossel D.A.A., Edberg S.C., Struijk C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Ann. Rev. Microbiol.* 55, 201-234. doi:10.1146/annurev.micro.55.1.201
- Liss S.N., Droppo I.G., Flannigan D.T., Leppard G.G. (1996). Floc architecture in wastewater and natural riverine systems. *Environ. Sci. Technol.* 30, 680-686. doi:10.1021/es950426r
- Malham S.K., Rajko-Nenow P., Howlett E., Tuson K. E., Perkins T.L., Pallett D.W., Wang H., Jago C.F., Jones, D.L., McDonald, J.E. (2014). The interaction of human microbial pathogens, particulate material and nutrients in estuarine environments and their impacts on recreational and shellfish waters. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 16, 2145-2155. doi:10.1039/C4EM00031E
- Manning A.J., Spearman J.R., Whitehouse R.J.S., Pidduck E.L., Baugh J.V., Spencer K.L. (2013). Laboratory assessments of the flocculation dynamics of mixed mud: sand suspensions. In: *Manning, A.J. (Ed.), Sediment Transport Processes and their Modelling Applications*. Intech, Rijeka, Croatia. ISBN: 978-953-51-1039-2, pp. 119-164
- Mendes S. (2017). *Influência da sedimentação de sólidos em suspensão na dinâmica da contaminação fecal no estuário do Tejo*. Tese de Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
- Passow U., Alldredge A.L. (1995). A dye-binding assay for the spectrophotometric measurement of transparent exopolymer particles (TEP). *Limnol. Oceanogr.* 40 (7) 1326-1335. doi:10.4319/lo.1995.40.7.1326
- Perkins T.L., Clements K., Baas J.H., Jago C.F., Jones D.L., Malham S.K., McDonald J.E. (2014). Sediment composition influences spatial variation in the abundance of human pathogen indicator bacteria within an estuarine environment. *PLOS ONE* 9 (11) 1-9. doi:10.1371/journal.pone.0112951
- Piorkowski G.S., Jamieson R.C., Bezanson G.S., Truelstrup Hansen L., Yost C.K. (2013). Evaluation of statistical models for predicting *E. coli* particle attachment in fluvial systems. *Water Res.* 47 (17) 6701-6711. doi:10.1016/j.watres.2013.09.003
- Portela L.I., Ramos S., Teixeira A.T. (2013). Effect of salinity on the settling velocity of fine sediments of a harbor basin. *Journal of Coastal Research* 65, 1188-1193. doi:10.2112/S165-201.1
- Rochelle-Newall E., Nguyen T. M. H., Le T. P. Q., Sengtaheuanghoung O., Ribolzi O., 2015. A short review of faecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems knowledge gaps and future directions. *Frontiers in Microbiology* 6 (308) 1-15. doi:10.3389/fmicb.2015.00308.

- Rodrigues M., Oliveira A., Guerreiro M., Fortunato A.B., Menaia J., David L.M., Cravo A. (2011). Modeling fecal contamination in the Aljezur coastal stream (Portugal). *Ocean Dynamics* 61(6) 841-856. doi: 10.1007/s10236-011-0392-9
- Rodrigues M., Fortunato A.B. (2017). Assessment of a three-dimensional baroclinic circulation model of the Tagus estuary (Portugal), *AIMS Environmental Science* 4/6, 763-787. doi:10.3934/environsci.2017.6.763
- Rozen Y., Belkin S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews* 25, 513-529. doi:10.1111/j.1574-6976.2001.tb00589.x
- Salgado J.P., Cabral H.N., Costa M.J. (2007). Spatial and temporal distribution patterns of the macrozoobenthos assemblage in the salt marshes of Tejo estuary (Portugal). *Springer* 587, 225-239. doi:10.1007/s10750-007-0685-7
- Santos A.L., Oliveira V., Baptista I., Henriques I., Gomes N.C.M., Almeida A., Correia A., Cunha A. (2013). Wavelength dependence of biological damage induced by UV radiation on bacteria. *Arch. Microbiol.* 195, 63-74. doi:10.1007/s00203-012-0847-5
- Tedetti M., Sempéré R. (2006). Penetration of ultraviolet radiation in the marine environment. A Review. *Photochemistry and Photobiology* 82, 389-397. doi:10.1562/2005-11-09-IR-733
- WHO (2003). *Guidelines for safe recreational water environments*. Volume 1, Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva. ISBN 9241545801



ecodeal 

GESTÃO INTEGRAL DE RESÍDUOS
INDUSTRIAIS PERIGOSOS

**SINERGIAS
SUSTENTÁVEIS**

SERVIÇOS

- ▶ Gestão Integrada de resíduos perigosos e não perigosos;
- ▶ Recolha e transporte de resíduos;
- ▶ Intervenção em situações de emergência ambiental. Limpezas Industriais;
- ▶ Descontaminação de solos (in-situ e ex-situ);
- ▶ Serviços técnicos de gestão de resíduos especializados;
- ▶ Gestão de passivos ambientais;
- ▶ Acondicionamento e armazenagem de resíduos.


www.ecodeal.pt



Instruções para a submissão de trabalhos

A revista Águas & Resíduos publica trabalhos com arbitragem científica em todas as áreas de engenharia sanitária e ambiental, designadamente, projetos de engenharia, trabalhos de ciência e tecnologia, política, gestão, economia, saúde, direito, sociologia e comunicação. Trabalhos sobre teses de doutoramento e mestrado, projetos de I&D&I (investigação, desenvolvimento e inovação) e projetos de implementação à escala real são particularmente encorajados.

As instruções para os autores e o template para a formatação estão disponíveis em http://publicacoes.apesb.org/biblioteca/submissao_trabalhos.html, onde deverá também fazer a submissão do trabalho. Na submissão deve incluir um texto com até 300 caracteres para inclusão no índice para, em complemento ao título, atrair o interesse dos leitores.

Outras informações e esclarecimentos adicionais podem ser solicitados a:

APESB

Av. Brasil 101 (LNEC/DHA/NES)
1700-066 Lisboa - PORTUGAL
E-mail: aguaseresiduos@apesb.org
Tel: +351 21 844 38 49



Instructions for submissions

The submissions to “Águas & Resíduos” are classified as “Papers” or “Technical Notes” (in principle, up to 8 pages or 4 pages, respectively). The decision about the submission will be taken by the Editors based on the evaluation of, at least, two reviewers.

The instructions for authors and the template for formatting the manuscripts may be downloaded from http://publicacoes.apesb.org/biblioteca/submissao_trabalhos.html, where the manuscript should also be submitted. With the submission, the author(s) should supply a text with up to 300 characters for insertion in the contents, after the title, to attract the readers interest.

For more information, please contact:

APESB

Av. Brasil 101 (LNEC/DHA/NES)
1700-066 Lisboa - PORTUGAL
E-mail: aguaseresiduos@apesb.org
Tel: +351 21 844 38 49

**Torne-se membro
da APESB aqui**

APESB

Av. Brasil 101 (LNEC/DHA/NES)

1700-066 Lisboa - PORTUGAL

E-mail: aguaseresiduos@apesb.org

Tel: +351 21 844 38 49



ÁGUAS&RESÍDUOS

Série IV n.º 5