



**CAPTAR**  
ciência e ambiente para todos

volume X • número X • p XX-XX

## **Avaliação toxicológica de lixiviados de aterro sanitário tratados usando o crustáceo de água doce *Daphnia magna***

Os resíduos sólidos urbanos, gerados em grande escala pela sociedade moderna, precisam de ser corretamente descartados por forma a mitigar o seu impacto ambiental e na saúde pública. Estes resíduos são normalmente depositados em aterros sanitários, e, conseqüentemente, são gerados lixiviados altamente tóxicos que precisam de ser tratados. Este trabalho tem como objetivo avaliar a eficácia de diferentes tratamentos eletroquímicos na redução da toxicidade de um concentrado de lixiviado de aterro sanitário. O concentrado de lixiviado, resultante da aplicação de um processo de osmose inversa, foi tratado por processos eletroquímicos combinados, eletrocoagulação (EC) seguida de eletro-Fenton (EF) com diferentes intensidades de corrente e com diferentes concentrações iniciais de ferro. A eficácia do tratamento na diminuição da toxicidade foi avaliada através de ensaios de toxicidade aguda com o organismo modelo *Daphnia magna*. Os resultados obtidos mostraram que os ensaios de EF realizados à densidade de corrente mais alta ( $200 \text{ A m}^{-2}$ ) e com uma concentração de Fe inferior ( $60 \text{ mg L}^{-1}$ ) permitiram uma diminuição da toxicidade inicial de 61,305 unidades tóxicas (UTs) para 33,195 UTs, correspondente a uma redução da toxicidade de cerca de 46%.

### **Palavras-chave**

lixiviados  
eletrocoagulação  
eletro-fenton  
toxicidade  
*Daphnia magna*

Susana R. Coelho<sup>1,2</sup>

Ana Catarina A. Sousa<sup>3\*</sup>

M. Ramiro Pastorinho<sup>2,4</sup>

Maria José Pacheco<sup>5</sup>

Lurdes Ciríaco<sup>5</sup>

Ana Lopes<sup>5</sup>

Annabel Fernandes<sup>5\*</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigação em Ciências da Saúde (CICS), Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.

<sup>2</sup> Núcleo de Estudos em Saúde Ambiental (NuESA), Faculdade de Ciências da Saúde, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.

<sup>3</sup> CICECO – Instituto de Materiais de Aveiro, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

<sup>4</sup> Departamento de Biologia e *Comprehensive Health Research Center* (CHRC), Universidade de Évora, Évora, Portugal.

<sup>5</sup> FibEnTech-UBI, Departamento de Química, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.

\*anasousa@ua.pt; annabelf@ubi.pt

**ISSN 1647-323X**

## INTRODUÇÃO

A sociedade moderna produz uma elevada quantidade de resíduos urbanos que precisam de ser tratados por forma a mitigar o seu impacto ambiental e na saúde pública. De acordo com a atual legislação (Regime Geral de Gestão de Resíduos (RGGR), consubstanciado no Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho) considera-se como resíduo urbano “quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou obrigação de se desfazer” (Eurostat, 2016). Em Portugal, em 2018, cada habitante gerou em média 507 Kg de resíduos (INE, 2018). Os resíduos podem ter vários destinos, como por exemplo os aterros sanitários, a valorização energética, reciclagem, compostagem ou digestão anaeróbia (Figura 1). No entanto, os aterros sanitários constituem o destino preferencial, sendo que, de 5281 milhões de toneladas de resíduos produzidos no ano de 2019, 57,8% destes resíduos tiveram como destino final aterros sanitários.

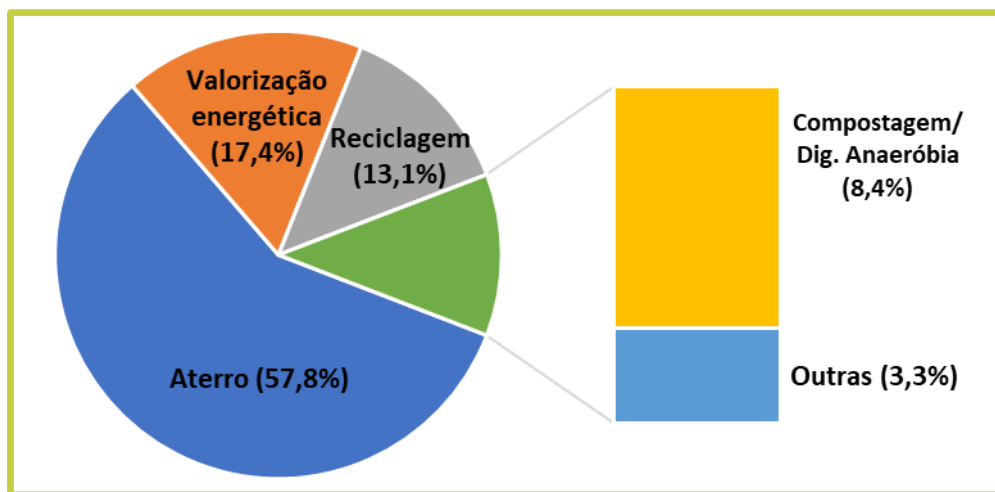


FIGURA 1: Destinos finais dos resíduos gerados em Portugal no ano de 2019 de acordo com a APA (Agência Portuguesa do Ambiente).

Segundo o Decreto – Lei 183/ 2009 de 10 de agosto, um aterro é uma “instalação de eliminação de resíduos através da sua deposição acima ou abaixo da superfície natural, incluindo: i) As instalações de eliminação internas, considerando-se como tal os aterros onde o produtor de resíduos efetua a sua própria eliminação de resíduos no local de produção; ii) Uma instalação permanente, considerando-se como tal a que tiver uma vida útil superior a um ano, usada para armazenagem temporária.” (Diário da República n.º 153/2009, 2009).

Uma vez depositados em aterro, os resíduos passam por várias fases e a formação de lixiviados, resultantes da percolação da água da chuva, humidade do solo e água resultante das reações de decomposição dos resíduos, é uma consequência inevitável (Dogaris et al., 2020). A primeira fase da decomposição dos resíduos é a fase aeróbica, na qual ocorre o consumo total do oxigénio que é transformado em dióxido de carbono e calor. Depois de se esgotar o oxigénio existente, a fase seguinte é a fase ácida onde há uma diminuição drástica do pH devido à fermentação de compostos orgânicos em compostos ácidos orgânicos (como ácido acético). A última fase é a metanogénica, onde existe a conversão dos ácidos orgânicos em metano e dióxido de carbono pelas bactérias existentes (Dogaris et al., 2020). A composição dos lixiviados varia consoante as características do solo e dos resíduos depositados, a idade do aterro e também a estação do ano. Os lixiviados têm uma carga tóxica elevada e, conseqüentemente,

precisam de ser tratados antes da sua descarga no meio hídrico, para cumprirem os requisitos regulamentares (Fernandes et al., 2014; Guvenc et al., 2019). Na maioria dos aterros, esses requisitos são definidos pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA). No entanto, na sua ausência regem-se pelo Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de agosto, onde se encontram definidos os valores limite de emissão (VLE) dos diferentes parâmetros, a obedecer na descarga de águas residuais. Existem vários tipos de tratamentos possíveis, incluindo tratamentos biológicos, físico-químicos e eletroquímicos. Um dos principais problemas no tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários é a existência de poluentes recalcitrantes e não biodegradáveis, que permanecem praticamente inalterados quando submetidos a processos de tratamento biológico convencionais (Di Iaconi et al., 2011; Fernandes et al., 2014).

Os tratamentos biológicos são, de uma forma geral, eficazes na remoção de compostos orgânicos e nitrogenados. Estes tratamentos podem ser aeróbios e anaeróbios, sendo que nos primeiros são usados compostos orgânicos para a produção de dióxido de carbono e nos segundos ocorre a produção de biogás (Miao et al., 2019). No entanto, devido à sua incapacidade para eliminação de compostos recalcitrantes, estes tratamentos frequentemente não atingem os limites de Carência Química de Oxigénio (CQO) para que o lixiviado possa ser descarregado no meio hídrico (Kurniawan et al., 2006).

Os tratamentos físico-químicos são comumente usados para a remoção de compostos não biodegradáveis. No entanto, estes tratamentos geralmente requerem a adição de produtos químicos, apresentam custos elevados e conduzem à produção de contaminantes secundários (Miao et al., 2019). Estes tratamentos, incluem, por exemplo, a coagulação-floculação, a precipitação química, e a oxidação química (Renou et al., 2008).

Os processos eletroquímicos, como a eletrocoagulação (EC), eletro-Fenton (EF) e oxidação anódica (AO) têm sido, nos últimos anos, aplicados no tratamento de lixiviados de aterro sanitário, com resultados bastante promissores no que se refere à eliminação de poluentes recalcitrantes (Fernandes et al., 2015). Nestes processos, a remoção da matéria orgânica e inorgânica ocorre através da transferência de eletrões entre eléctrodos, por meio de uma solução eletrolítica (Fernandes et al., 2014; Luo et al., 2020). Devido à sua versatilidade, estes tratamentos podem ser aplicados individualmente ou de forma combinada, para uma melhor remoção dos contaminantes (Luo et al., 2020).

Habitualmente, a eficiência dos tratamentos é avaliada através de determinações físico-químicas, tais como a CQO, carência bioquímica de oxigénio (CBO), carbono orgânico total (COT), azoto, pH, entre outras (Baettker et al., 2020). No entanto, para avaliar a eficiência da redução da toxicidade, é necessário realizar ensaios de toxicidade. Estes ensaios, ao contrário das determinações físico-químicas, permitem de uma forma integrada avaliar a toxicidade do lixiviado como um todo.

As agências reguladoras recomendam o uso do crustáceo planctónico *Daphnia magna* (Fig. 2) para avaliar a toxicidade dos efluentes (OECD/OCDE, 2004, 2012; ASTM, 2012; ISO, 2012). A *D. magna* é um organismo invertebrado com aproximadamente 5 mm de comprimento (na fase adulta), vernaculamente chamado “pulga de água”, que habita ambientes de água doce, como lagos e lagoas (Ebert, 2005; Bownik, 2017). Está na base da cadeia alimentar, alimentando-se principalmente de fito e zooplâncton (e.g., algas, protozoários e bactérias) (Ebert, 2005). Em condições ideais de alimentação, meio, temperatura, pH e fotoperíodo, como as reproduzíveis em laboratório, a reprodução é assexuada (partenogénese). No entanto,

por norma, em habitats naturais, a reprodução é sexuada. Este invertebrado tem um ciclo de vida curto, e, em condições laboratoriais, com temperatura constante (20°C), a 1ª ninhada é originada entre o 7º e o 10º dia após o nascimento. Como de 3 em 3 dias volta a produzir ninhadas, é possível obter um elevado número de neonatos em pouco tempo (Siciliano et al., 2015; Jeremias et al., 2018).

Este estudo pretende avaliar a redução da toxicidade dos lixiviados tratados com dois métodos eletroquímicos combinados, eletrocoagulação e eletro-Fenton, e avaliar quais os melhores parâmetros, ao nível da intensidade de corrente aplicada e concentração do ião ferro, no tratamento por eletro-Fenton. Assim, foram realizados ensaios de toxicidade aguda, utilizando o organismo modelo *D. magna*, tendo sido avaliada a imobilização dos organismos após 24 e 48 h de exposição aos lixiviados. Estes tratamentos já foram usados com sucesso para remoção de compostos recalcitrantes altamente tóxicos (Nunes et al., 2019).



FIGURA 2: Fotografia de uma fêmea de *Daphnia magna* com 18 dias. Observação à lupa (câmara Nikon SMZ 745T Modelo C-LEDS) com ampliação de 30 vezes.

## METODOLOGIA

### Tratamento eletroquímico

Para a realização deste estudo, foi utilizada uma amostra de concentrado de lixiviado proveniente de um aterro sanitário intermunicipal, com uma área de cerca de 12 hectares, que, desde 1998 atende uma população de mais de 368.000 habitantes em 19 municípios. Os resíduos depositados no aterro são os resíduos sólidos urbanos resultantes da recolha indiferenciada, resíduos não perigosos de grandes produtores (RIB) e rejeitados de recolhas especiais como ecocentros e circuito de monstros. Nestas instalações, o tratamento dos lixiviados é realizado numa estação de tratamento de águas lixivantes (ETAL) que compreende dois sistemas de osmose inversa, seguidos de uma coluna de stripping, com capacidade de tratamento diária de 340 m<sup>3</sup> de lixiviado. A amostra de concentrado de lixiviado foi recolhida em dezembro de 2018, período de inverno, diretamente do reservatório de concentrado de osmose reversa. A amostra recolhida apresentava as seguintes características físico-químicas: CQO = 10 g L<sup>-1</sup>, [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>] = 3,8 g L<sup>-1</sup>, pH = 8,3. Este concentrado foi submetido a um tratamento eletroquímico combinado, constituído por um processo de eletrocoagulação seguido de um processo de eletro-Fenton. No tratamento por EC foram utilizados elétrodos de ferro e o pH da amostra foi ajustado para 7 que, de acordo com a literatura, é o pH ideal para o processo EC (Fernandes et al., 2015). Os ensaios foram realizados utilizando 500 mL de amostra e tiveram a duração de 2 h, com uma intensidade de corrente aplicada (I) de 2 A. As amostras resultantes do tratamento por EC foram centrifugadas e posteriormente submetidas a um processo de EF. No tratamento por EF, foi utilizado um ânodo de diamante dopado com boro (BDD) e um cátodo de feltro de carbono. Os ensaios foram realizados utilizando 200 mL da amostra centrifugada, pré-tratada por EC, e tiveram 8 h de duração. Foram estudadas duas densidades de corrente aplicada (j), 100 e 200 A m<sup>-2</sup>, e duas concentrações iniciais de ião ferro dissolvido, 60 e 80 mg L<sup>-1</sup>. Uma vez que a concentração de ião ferro dissolvido na amostra pré-tratada por EC (3,7 mg L<sup>-1</sup>) era inferior à necessária ao processo EF (Fernandes

et al., 2015), a quantidade de íões ferro desejada foi adicionada às amostras através de dissolução anódica de elétrodos de ferro. O pH inicial foi ajustado para 3 que, de acordo com a literatura, é o pH ideal para o processo EF (Fernandes et al., 2015).

## **Avaliação da Toxicidade**

### **Manutenção das culturas de *Daphnia magna***

Os organismos foram mantidos em meio ASTM, em câmaras climatizadas (20 °C ± 2 °C), com um fotoperíodo de 16 h de luz e 8 h de escuro. Cada cultura com 20 organismos em 800 mL de meio ASTM, foi alimentada diariamente com a alga unicelular *Raphidocellis subcapitata* a uma concentração de 3,05×10<sup>5</sup> células/mL/daphnia e suplementada com extrato de alga filtrado (MARINURE®, Glenside Group, UK). As culturas foram iniciadas a partir de neonatos da terceira à sexta ninhada da cultura stock.

### **Testes de toxicidade aguda**

A avaliação da toxicidade aguda foi realizada de acordo com a norma 202 da OCDE (OECD/OCDE, 2004). Os ensaios foram realizados em placas multipoços com 6 poços. Foram realizadas 5 réplicas por ensaio e para cada réplica foram testadas um mínimo de 5 concentrações mais o grupo de controlo (meio ASTM). Em cada poço com 10 mL de solução teste, foram colocados 5 neonatos, perfazendo 2 mL de solução teste por *Daphnia* tal como recomendado pela OCDE. Os ensaios foram realizados a uma temperatura constante de (20 ± 2) °C, com um fotoperíodo de 16 h de luz e 8 h de escuro e sem fornecimento de qualquer alimentação durante a realização do teste (48h). Após 24 e 48 h foi registada a imobilização dos organismos. A imobilização é caracterizada pela ausência de mobilidade durante pelo menos 15 segundos após estimulação suave.

Uma vez que a carga tóxica de cada lixiviado é muito diferente, foram realizados testes preliminares para ajustar a gama de concentrações a testar.

### **Tratamento estatístico**

A imobilização às 24 e 48 h foi registada e os valores de EC<sub>50</sub> (concentração responsável pela imobilização de 50% dos organismos) foram calculados usando o software GraphPad Prism 8 (regressão não linear – declive variável 4 parâmetros). O EC<sub>50</sub> obtido foi convertido em unidades tóxicas (UT) de acordo com a seguinte formula (Pablos et al., 2011):

$$UT = \left[ \frac{1}{EC_{50}} \right] \times 100$$

Valores de UT < 1 correspondem a lixiviados não tóxicos, entre 1 e 10 correspondem a lixiviados tóxicos, entre 10 e 100 a lixiviados muito tóxicos e superiores a 100 correspondem a lixiviados altamente tóxicos.

## RESULTADOS

A toxicidade das amostras, antes e depois do tratamento eletroquímico combinado, utilizando diferentes condições experimentais no processo EF, é apresentada na Tabela 1 e Figura 3. O concentrado de lixiviado não tratado (amostra inicial) apresenta uma toxicidade elevada, com um  $EC_{50}$  de 2,5% e 1,6% às 24 h e 48 h respectivamente, que corresponde a 40,2 UTs às 24 h e 61,3 UTs às 48 h.

O tratamento eletroquímico menos eficaz na redução da toxicidade foi aquele em que o processo EF foi realizado à densidade de corrente mais baixa ( $100 \text{ A m}^{-2}$ ) e com maior concentração inicial de ferro ( $80 \text{ mg L}^{-1}$ ). Contrariamente, os ensaios de EF realizados à densidade de corrente mais alta ( $200 \text{ A m}^{-2}$ ) e com uma concentração de Fe inferior ( $60 \text{ mg L}^{-1}$ ) conduziram a maiores reduções na toxicidade do lixiviado tratado pelo processo combinado. De uma forma geral, a eficiência na remoção da toxicidade segue a seguinte ordem  $C (EC + EF-200 \text{ A m}^{-2}, 60 \text{ mg L}^{-1}) > A (EC + EF-100 \text{ A m}^{-2}, 60 \text{ mg L}^{-1}) > D (EC + EF-200 \text{ A m}^{-2}, 80 \text{ mg L}^{-1}) > B (EC + EF-100 \text{ A m}^{-2}, 80 \text{ mg L}^{-1})$ . Observa-se que as amostras que apresentam maior redução de toxicidade são aquelas em que foi adicionada menor quantidade de ferro e, de entre estas, a que resulta da aplicação da maior densidade de corrente no processo EF, é a que tem menor toxicidade. Também nos ensaios realizados com maior concentração de Fe no processo EF se verifica uma maior redução na toxicidade quando  $j$  é mais elevado.

TABELA 1: Valores de  $EC_{50}$  (%), após 24 e 48 h, e respectivos valores de UT, da amostra inicial e após tratamento combinado: EC (2 h, pH 7,  $I = 2 \text{ A}$ ) + EF (8 h, pH 3,  $j = 100$  e  $200 \text{ A m}^{-2}$ ,  $[\text{Fe}] = 60$  e  $80 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Amostra	Condições experimentais do processo de EF		$EC_{50}$ (24h)	$EC_{50}$ (48h)	UT 24h	UT 48h
	$j$ ( $\text{A m}^{-2}$ )	$[\text{Fe}]$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )				
Inicial	-	-	2,488	1,631	40,186	61,305
A	100	60	3,755	2,763	26,633	36,199
B	100	80	2,509	1,972	39,864	50,720
C	200	60	3,013	3,013	33,195	33,195
D	200	80	2,580	2,566	38,754	38,979

A tendência de redução da toxicidade é bastante notória quando os resultados são analisados em termos de unidades tóxicas (UTs):  $C (33,195) < A (36,199) < D (38,979) < B (50,720) < \text{inicial} (61,305)$ , tal como sumariado na Tabela 1. No entanto, apesar da diminuição efetiva da toxicidade em 46%, registada para o tratamento C, não foi possível alterar a categoria do lixiviado que se manteve como muito tóxico ( $10 < UT < 100$ ).

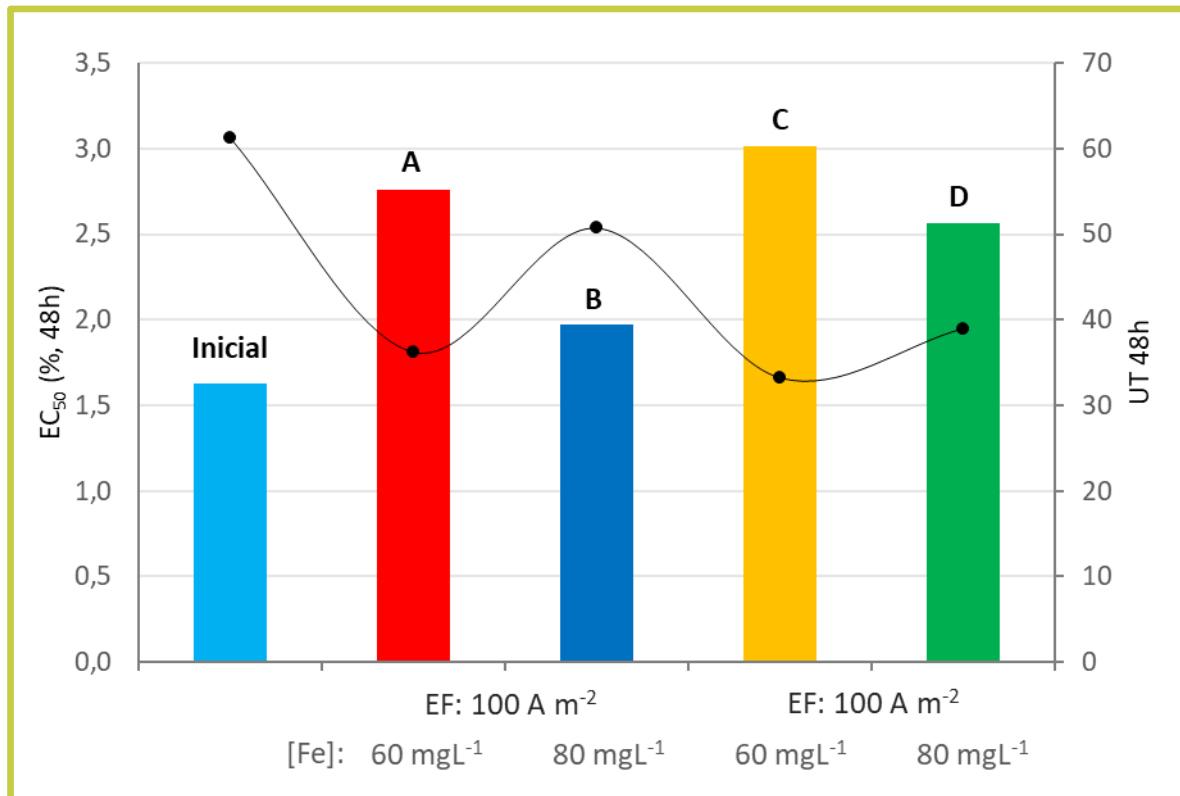


FIGURA 3: Variação dos valores de EC<sub>50</sub> (%) após 48 h de exposição (colunas) e dos respectivos valores de UT às 48 h (linha) para todas as amostras analisadas. Inicial: Concentrado de lixiviado não tratado, A: Concentrado de lixiviado tratado por EC seguida de EF (100 A m<sup>-2</sup>, 60 mg L<sup>-1</sup> de Fe), B: Concentrado de lixiviado tratado por EC seguida de EF (100 A m<sup>-2</sup> e 80 mg L<sup>-1</sup> de Fe), C: Concentrado de lixiviado tratado por EC seguida de EF (200 A m<sup>-2</sup> e 60 mg L<sup>-1</sup> de Fe), D: Concentrado de lixiviado tratado por EC seguida de EF (200 A m<sup>-2</sup> e 80 mg L<sup>-1</sup> de Fe).

## DISCUSSÃO

Atualmente, os aterros sanitários são a alternativa mais utilizada para o descarte de resíduos sólidos urbanos. No entanto, o processo de aterro gera lixiviados altamente tóxicos, que precisam de tratamento antes de poderem ser descarregados nos meios recetores. Apesar de existirem várias alternativas tecnológicas para o tratamento de lixiviados, a maioria é ineficaz na eliminação de poluentes recalcitrantes e consequentemente na redução da toxicidade (Nunes et al., 2019). No sentido de aumentar a eficiência dos tratamentos atualmente existentes tem sido proposta uma abordagem integrada com várias tecnologias (Nunes et al., 2019). Neste estudo, foram combinados dois processos eletroquímicos, eletrocoagulação e eletro-Fenton, e a sua eficiência na remoção da toxicidade foi estudada utilizando o organismo *D. magna*. Os resultados obtidos mostraram que o processo eletroquímico combinado EC+EF conduz a uma redução da toxicidade do concentrado de lixiviado de aterro sanitário. Para as melhores condições experimentais estudadas, EC + EF-200 A m<sup>-2</sup>, [Fe] 60 mg L<sup>-1</sup>, observou-se uma redução na toxicidade de cerca de 46% (Figura 3, lixiviado C). No entanto, apesar desta diminuição da toxicidade, os tratamentos realizados não foram efetivos, uma vez que as unidades tóxicas de todos os lixiviados após o tratamento se encontram entre 10 e 100, sendo assim classificados de muito tóxicos (Pablos et al., 2011).

A elevada toxicidade de lixiviados de aterro sanitário tratados para *D. magna* foi já reportada. Fernandes et al. (2019) trataram lixiviados de um aterro sanitário em Portugal ( $UT_{48h}=98,6$ ) pelo processo de oxidação anódica e avaliaram a redução da toxicidade ao longo de várias horas de tratamento, tendo verificado flutuações na toxicidade ao longo do tempo, com o maior aumento às 28h ( $UT_{48h}=189,2$ ) e a maior redução às 36h ( $UT_{48h}=40,3$ ). No entanto, esta diminuição na toxicidade não foi suficiente para uma mudança na categorização das UTs (muito tóxico), uma vez que as UTs se mantiveram entre 10 e 100 (Fernandes et al., 2019).

Martinen et al. (2002) avaliaram uma bateria de diferentes tratamentos físico-químicos (*air stripping*, nano-filtração e ozonização) na diminuição da toxicidade (para *D. magna*) de 2 lixiviados de aterros sanitários diferentes. Os resultados obtidos demonstraram que os métodos puramente físico-químicos não foram totalmente eficientes na remoção da toxicidade, tendo os melhores resultados sido obtidos combinando a nano-filtração com o tratamento biológico nitrificação-desnitrificação, obtendo um lixiviado não tóxico para a *D. magna* (Martinen et al., 2002).

Olfaghari et al. (2016) utilizaram uma combinação de bioreator de membrana e processos de eletro-oxidação com o intuito de perceber qual a melhor opção para eliminação da toxicidade e redução de custos. Os resultados demonstraram que a oxidação eletrolítica precedida de bioreator de membranas aumentou a toxicidade do lixiviado em estudo. No entanto, a utilização do bioreator com membranas isolado permitiu uma redução da toxicidade em 92%. Apesar da redução de toxicidade superior associada a este método, os autores consideraram que a combinação de oxidação eletrolítica seguida de bioreator de membranas (que obteve uma redução da toxicidade de 84%) é mais vantajosa devido à diminuição no gasto de energia (Zolfaghari et al., 2016).

Outro estudo, que realizou o tratamento de um lixiviado de aterro sanitário municipal com Fenton e UV-Fenton, demonstrou uma flutuação nos resultados de toxicidade para *D. magna* ao longo do tempo. Para os primeiros 30 min a toxicidade aumentou usando apenas Fenton e diminuiu usando UV-Fenton. No entanto, aos 120 min o lixiviado tratado (por Fenton e por UV-Fenton) não apresentou toxicidade para *D. magna*, demonstrando que o tempo de tratamento é um fator importante na redução da toxicidade (Wang et al., 2016). Assim, é altamente recomendável que parâmetros como a intensidade de corrente aplicada e o tempo de reação sejam otimizados por forma a reduzir a toxicidade dos lixiviados. Vários estudos demonstraram que a presença de substâncias tóxicas e recalcitrantes, como por exemplo metais, compostos orgânicos persistentes e compostos inorgânicos, têm impactos negativos em vários organismos aquáticos, incluindo crustáceos, anfíbios e peixes, afetando assim todo o ecossistema (Pablos et al., 2011).

## CONCLUSÃO

O presente trabalho demonstrou que a combinação dos processos de eletrocoagulação e eletro-Fenton para tratar concentrados de lixiviado de aterro sanitário permite reduzir a sua toxicidade, mas que essa redução não é suficiente para que o lixiviado deixe de apresentar toxicidade aguda. Considerando que trabalhos anteriores demonstraram que a redução da toxicidade varia com o tempo de tratamento, propomos aumentar a duração do tratamento para avaliar a duração ideal para que seja possível obter um lixiviado



não tóxico ( $UT < 1$ ). Também, atendendo aos resultados obtidos neste estudo, nomeadamente da influência da densidade de corrente aplicada e concentração de ferro utilizadas no processo EF, propomos alargar o estudo para concentrações de ferro inferiores a  $60 \text{ mg L}^{-1}$  e densidades de corrente aplicada superiores a  $200 \text{ A m}^{-2}$ .

Por outro lado, pretende-se com este trabalho apresentar, de uma forma simples, o impacto que os lixiviados de aterro sanitário têm em organismos de água doce, e consequentemente alertar para esta problemática. A experiência aqui descrita para a avaliação da toxicidade de um concentrado de lixiviado de aterro sanitário pode facilmente ser realizada em ambiente de aula, recorrendo a testes simples de toxicidade aguda com *D. magna*.

---

**agradecimentos** • Este trabalho foi suportado financeiramente pelo projeto UIDB/00195/2020 da Unidade de Investigação FibEnTech-UBI Materiais Fibrosos e Tecnologias Ambientais, financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia, FCT, por fundos do Centro de Investigação em Ciências da Saúde (CICS-UBI) por meio de Fundos Nacionais da FCT (UID/Multi/00709/2019) e desenvolvido no âmbito do Projeto CICECO-Instituto de Materiais de Aveiro, Ref<sup>a</sup>. FCT UID/CTM/50011/2019, financiado por fundos nacionais através da FCT/MCTES. Ana C.A. Sousa agradece o financiamento da Universidade de Aveiro, no âmbito do contrato previsto nos números 4, 5 e 6 do artigo 23 do DL N<sup>o</sup> 57/2016, alterado pela Lei N<sup>o</sup> 57/2017 de 19 de julho. Annabel Fernandes agradece à Fundação para a Ciência e a Tecnologia, FCT, pelo financiamento do seu contrato de trabalho no âmbito do DL N<sup>o</sup> 57/2016, alterado pela Lei N<sup>o</sup> 57/2017 de 19 de julho.

---

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASTM (2012). Standard guide for conducting *Daphnia magna* life-cycle toxicity tests. American Society for Testing and Materials E1193-97.
- Baettker E, Kozak C, Knapik HG, Aisse MM (2020). Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere* 126414.
- Bownik A (2017). *Daphnia* swimming behaviour as a biomarker in toxicity assessment: A review. *Sci Total Environ* 601-602: 194-205.
- Di Iaconi C, Rossetti S, Lopez A, Ried A (2011). Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates. *Chemical Engineering Journal* 168: 1085-1092.
- Diário da República n.º 153/2009 (2009). Decreto-Lei n.º 183/2009.
- Dogaris I, Ammar E, Philippidis GP (2020). Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 36: 1-25.
- Ebert D (2005). Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in *Daphnia*. Bethesda (MD): National Center for Biotechnology Information (US).
- EN ISO 6341 (2012). Water Quality - Determination of the Inhibition of the Mobility of *Daphnia Magna* Straus (Cladocera, Crustacea) - Acute Toxicity Test. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Eurostat (2016). Estatísticas sobre resíduos - Produção de resíduos 2016. E statistics.
- Fernandes A, Spranger P, Fonseca A, Pacheco M, Ciríaco L, Lopes A (2014). Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. *Applied Catalysis B: Environmental* 144: 514-520.
- Fernandes A, Pacheco M, Ciríaco L, Lopes A (2015). Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future. *Applied Catalysis B: Environmental* 176: 183-200.

- Fernandes A, Pastorinho M, Sousa A, Silva W, Silva R, Nunes M, Rodrigues A, Pacheco M, Ciriaco L, Lopes A (2019). Ecotoxicological evaluation of electrochemical oxidation for the treatment of sanitary landfill leachates. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 24-33.
- Guvenc SY, Dincer K, Varank G (2019). Performance of electrocoagulation and electro-Fenton processes for treatment of nanofiltration concentrate of biologically stabilized landfill leachate. *Journal of Water Process Engineering* 31: 100863.
- INE (2018). Resíduos urbanos recolhidos por habitante (kg/ hab.) por Localização geográfica Instituto Nacional de Estatística, INd Estatística.
- Jeremias G, Barbosa J, Marques SM, De Schampheleere KA, Van Nieuwerburgh F, Deforce D, Gonçalves FJ, Pereira JL, Asselman J (2018). Transgenerational inheritance of DNA hypomethylation in *Daphnia magna* in response to salinity stress. *Environmental science & technology* 52: 10114-10123.
- Kurniawan TA, Lo W-h, Chan GY (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* 129: 80-100.
- Luo H, Zeng Y, Cheng Y, He D, Pan X (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total Environment* 703: 135468.
- Marttinen S, Kettunen R, Sormunen K, Soimasuo R, Rintala J (2002). Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere* 46: 851-858.
- Miao L, Yang G, Tao T, Peng Y (2019). Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments—A review. *Journal of Environmental Management* 235: 178-185.
- Nunes MJ, Sousa AC, Fernandes A, Pastorinho MR, Pacheco MJ, Ciriaco L, Lopes A (2019). Understanding the efficiency of electrochemical oxidation in toxicity removal. In Taylor JC (ed) *Advances in Chemistry Research* 58, Nova Science Publishers, New York, USA, 1-66 pp.
- OECD/OCDE (2004). OECD GUIDELINE FOR TESTING OF CHEMICALS - *Daphnia sp.*, Acute Immobilisation test.
- OECD/OCDE (2012). OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS - *Daphnia magna* Reproduction Test.
- Pablos M, Martini F, Fernandez C, Babin M, Herraiz I, Miranda J, Martínez J, Carbonell G, San-Segundo L, García-Hortigüela P (2011). Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management* 31: 1841-1847.
- Renou S, Givaudan J, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin P (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150: 468-493.
- Siciliano A, Gesuele R, Pagano G, Guida M (2015). How *Daphnia* (Cladocera) Assays may be used as Bioindicators of Health Effects? *Journal of Biodiversity & Endangered Species* 2015:
- Wang G, Lu G, Zhao J, Yin P, Zhao L (2016). Evaluation of toxicity and estrogenicity of the landfill-concentrated leachate during advanced oxidation treatment: chemical analyses and bioanalytical tools. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 16015-16024.
- Zolfaghari M, Jardak K, Drogui P, Brar SK, Buelna G, Dubé R (2016). Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *Journal of Environmental Management* 184, Part 2: 318-326.