

Cascas de Frutos Secos Como Bioissorventes: Uma Revisão Bibliográfica

>

Mariana Dias*
Bruno Henriques
Paula Figueira
João Pinto
Carlos Vale
Eduarda Pereira

A review on nutshells as biosorbents. Nutshells are a natural, cheap and abundant source of biosorbent for the removal of potentially toxic elements from wastewaters. These materials contain diverse functional groups available for biosorption of positively charged ions. This work presents a review of some of the most recent and relevant studies on the application of nutshells as biosorbents, including details on the experimental parameters. Parameters with enhanced influence on biosorption are: matrix of the contaminated water, pH of the solution, initial concentration of potentially toxic elements, temperature at which the biosorption process occurs, amount of biosorbent, previous treatment of the biosorbents, and size of the particles used as biosorbents.

As cascas de frutos secos são uma fonte natural, barata e abundante de bioissorventes para a remoção de elementos potencialmente tóxicos em águas residuais contaminadas. Estes materiais contêm diversos grupos funcionais disponíveis para a bioissorção de iões de carga positiva. Este trabalho apresenta uma revisão bibliográfica de alguns estudos relevantes mais recentes sobre a aplicação de cascas de frutos secos como bioissorventes, incluindo detalhes sobre os parâmetros experimentais. Os parâmetros com maior influência na bioissorção são: a matriz da água contaminada, o pH da solução, a concentração inicial dos elementos potencialmente tóxicos, a temperatura a que ocorre o processo de bioissorção, a quantidade de bioissorvente, o seu tratamento prévio, e o tamanho das partículas dos materiais usados na bioissorção.

Na vasta gama de biomassa com potencialidade para ser utilizada como bioissorvente, os resíduos agrícolas resultantes do processamento ou do consumo de frutos ou vegetais constituem uma fonte natural, barata e abundante [1]. São exemplos as cascas e caroços, que possuem uma estrutura porosa, facilitando assim a incorporação de contaminantes presentes em águas residuais. A sua utilização como bioissorventes proporciona a utilização destes, alcançando-se o efeito denominado por “tratamento de resíduos com resíduos” [2,3]. As cascas de frutos secos, especificamente, apresentam vantagens em relação às demais, uma vez que estas cascas, ao contrário das provenientes de outros frutos, não são perecíveis (Figura 1) [4].

Estas cascas pertencem à biomassa lenhinoce-lulósica que é composta maioritariamente por três



Figura 1 - Resíduos de cascas de frutos secos.

componentes: celulose, hemicelulose e lenhina. A lenhina é uma macromolécula tridimensional aromática e sem estrutura fixa, cuja quantidade diminui sistematicamente da camada externa para a camada interna da casca. Este composto confere rigidez à casca através de ligações químicas com hemicelulose e microfibrilas de celulose [5,6]. A lenhina apresenta uma elevada área superficial e proporciona resistência à deterioração microbiológica, à absorção de UV e confere impermeabilidade [7], sendo a sua estrutura composta por grupos carbonilo, hidroxilo e metilo. A celulose e hemicelulose contêm grupos funcionais com oxigénio, como grupos carbonilo, hidroxilo e grupos éter [3]. Estes três grupos formam complexos com os iões metálicos em solução através da partilha de eletrões.

Tabela 1 - Composição típica das cascas de amendoim e avelã referida em Saura-Calixto *et al.* [8] e das cascas de amêndoa, noz e pistáchio mencionada em Li *et al.* [6].

Biomassa	Hemicelulose (%)	Celulose (%)	Lenhina (%)
Casca de amendoim	16	39	28
Casca de amêndoa	29	38	30
Casca de avelã	25	37	30
Casca de noz	28	36	44
Casca de pistáchio	25	43	16

Na Tabela 1 é apresentada a composição química típica das cascas de frutos secos.

Vários estudos procederam à análise de cascas de frutos secos através da técnica de espectroscopia de infravermelho (*Fourier transform infrared* - FTIR). Pehlivan *et al.* [9] registaram a presença de grupos hidroxilo associados a macromoléculas, como sejam a celulose e pectina, grupos C-H e grupos carboxilo livres e esterificados em cascas de amêndoa e avelã. Foram observados resultados semelhantes em cascas de avelã por Maaloul *et al.* [2]. Segovia-Sandoval *et al.* [10] mostraram a presença, em cascas de noz, de grupos hidroxilo, grupos C-H (presentes na celulose, hemicelulose e lenhina), grupos C=O, assim como grupos C-O, característicos de álcoois, ésteres e grupos carboxílicos. Moussavi & Barikbin [11] obtiveram resultados semelhantes em cascas de pistáchio. Estes estudos evidenciam a existência de diversos grupos funcionais disponíveis para biossorção de iões de carga positiva nas superfícies das cascas destes frutos secos.

Foi realizada uma pesquisa bibliográfica na principal base de dados da *Web of Science* utilizando as seguintes palavras-chave: *nutshells*, *biosorption* e *heavy metals*. Foram considerados artigos publicados a partir de 2000, ano do trabalho mais antigo encontrado na literatura na temática da presente revisão, que se tornou objeto de estudo mais frequente no período de 2008 a 2019. A Tabela 2 reporta as publicações mais relevantes selecionadas, assim como os principais dados experimentais reportados.

Tabela 2 - Detalhes experimentais de estudos de biossorção de metais potencialmente tóxicos em cascas de frutos secos.

Referência	Biossorvente	Elemento	Dopagem	Tipo de água	pH	Concentração inicial (g/L)	(kg m ⁻³)	Tempo de contacto (min)	T (°C)	Capacidade de sorção (mol kg ⁻¹) /remoção (%)	Tamanho da partícula (m)	Tratamento prévio
Vaggetti <i>et al.</i> [12]	Casca de nozes pecã	Cu Mn Pb	Individual	Destilada	5-6	[Cu]: 0,15-16 [Mn]: 0,18-18 [Pb]: 0,048-4,8	1-15	5-360	-	Cu: 1,35 Mn: 1,78 Pb: 0,946	0,45x10 ⁻³	Lavagem com água a temperatura ambiente + lavagem com água quente (2 h) + segunda lavagem com água a temperatura ambiente + secagem (70 °C, 2 h) + trituração e peneiração.
Pehlivan & Altun [13]	Casca de noz, avelã e amêndoa	Cr	Individual	Milli-Q	2-3,5	1x10 ⁻³	25	100	25	Noz: 85,3 Avelã: 88,5 Amêndoa: 55,0	<100x10 ⁻⁶	Lavagem com água desionizada + secagem (100 °C, 24 h)
Altun & Pehlivan [14]	Casca de noz	Cr	Individual	Destilada	2-9	0,1x10 ⁻³ -1,0x10 ⁻³	5	5-240	25, 35, 50, 65	Sem tratamento: 0,154 Com tratamento com ácido cítrico (CA): 0,596	<100x10 ⁻⁶	Lavagem com água desionizada + secagem (100 °C, 24 h) Tratamento com CA (0,1-0,2 g/mL; 60 °C, 24 h) + mistura com água pura (120 °C, 4 h) + filtração e lavagem + secagem: (45 °C, 16 h)

Tabela 2 – Detalhes experimentais de estudos de bio sorção de metais potencialmente tóxicos em cascas de frutos secos (cont.).

Referência	Biossorvente	Elemento	Dopagem	Tipo de água	pH	Concentração inicial (g/L)	(kg m ⁻³)	Tempo de contacto (min)	T (°C)	Capacidade de sorção (mol kg ⁻¹) /remoção (%)	Tamanho da partícula (m)	Tratamento prévio
Wang et al. [15]	Casca de noz	Cr	Individual	Desionizada	1-7	1,92	5	420	30	97,3	<0,15x10 ⁻³ (100 mesh)	Lavagem com água destilada + secagem a temperatura ambiente + trituração
Witek-krowiak et al. [16]	Casca de amendoim	Cu Cr	Individual	Destilada	2-5	[Cu]: 0,16-16 [Cr]: 0,19-19	0,01-20	90	20-60	Cu: 0,400 Cr: 0,536	<30 x10 ⁻⁶	Lavagem: água da torneira (1-2 h) + água destilada + secagem (50 °C, 24 h)
Feizi & Jalali [17]	Casca de noz	Fe Mn Zn Ni Cu Cd	Individual e mistura	Destilada	4-8	[Fe]: 1,8 [Mn]: 1,8 [Zn]: 1,5 [Ni]: 1,7 [Cu]: 1,6 [Cd]: 0,89	2	20-600	Ambiente	Individual: Cd: 0,68x10 ⁻³ ; Cu: 0,61x10 ⁻³ Ni: 0,50x10 ⁻³ Zn: 0,51x10 ⁻³ Mn: 0,52 x10 ⁻³ Fe: 1,12x10 ⁻³ Mistura: Cd: 0,074 x10 ⁻³ Cu: 0,11 x10 ⁻³ Ni: 0,077 x10 ⁻³ Zn: 0,13 x10 ⁻³ Fe: 0,15 x10 ⁻³ Mn: 0,17x10 ⁻³	<1 x10 ⁻³	Lavagem com água destilada + secagem (80 °C, 24 h)
Abdelfattah et al. [18]	Casca de amendoim	Pb Mn Cd Ni Co Fe Cr Cu Zn	Mistura	Água recolhida de indústria de metal	3-8	[Pb]: 1,3x10 ⁻³ [Fe]: 0,038 [Cr]: 0,86 [Cu]: 0,18 [Zn]: 0,18 [Cd]: 0,41 [Mn]: 0,95 [Co]: 0,71 [Ni]: 0,52	5	60	25	Pb: 100 Fe: 95 Cr: 56 Cu: 45 Zn: 41 Cd: 38 Mn: 38 Co: 30 Ni: 24	-	Lavagem com água da torneira e água desionizada + secagem: (80 °C, 12 h). Segunda lavagem com água desionizada, HCl diluído, NaOH diluído e água desionizada + secagem (80 °C, 24 h)
Rozumová et al. [4]	Casca de amendoim	Cd Pb	Individual e mistura	Desionizada	-	[Cd]: 8,9x10 ⁻³ - 6,2 [Pb]: 4,8x10 ⁻³ - 3,4	4	60	Ambiente	I: Pb: 0,14; Cd: 0,068 M: Pb: 0,10; Cd: 0,057	<0,50 x10 ⁻³	Trituração + suspensão das cascas em metanol e óxido de ferro (25,2 mg/mL) + agitação durante 1 h + lavagem com metanol + secagem (temperatura ambiente)
Pehlivan et al. [9]	Casca de avelã e amêndoa	Pb	Individual	Destilada	2-9	1x10 ⁻³	6,3	240	-	Avelã: 0,136 Amêndoa: 0,0389	<75x10 ⁻³	Lavagem com água desionizada + secagem (100 °C, 24 h)
Segovia-Sandoval et al. [10]	Casca de noz	Zn	Individual	Desionizada	3; 5; 6; 7	0,91-9,2	1,2; 3	1700	25	Sem tratamento: 0,263	0,45x10 ⁻³	Lavagem com água destilada + secagem (75 °C, 24 h) + trituração e peneiração.
										Com tratamento com ácido cítrico (CA) (2 M): 0,426		Adição de CA (2 mol/L; 2 h, 60 °C) + arrefecimento (3 h) + secagem (80 °C, 24 h) + aumento da T (110 °C, 3 h) + lavagem + secagem (80 °C, 24 h).
Maaloul et al. [2]	Casca de amêndoa	Cu	Individual	Desionizada	1-6	3,1	4	5-180	30-60	Branqueamento (BAS): 0,294	<0,25x10 ⁻³	BAS: adição etanol e clorofórmio (temperatura ambiente) + adição de NaOH (80-90 °C) + adição de NaClO (70 °C)
										BAS liofilizadas (L-BAS): 0,445		L-BAS: BAS liofilizada a 70 °C a 0,1 mbar.
Moussavi & Barikbin [11]	Casca de pistáchio	Cr	Individual	Águas residuais de galvanização de Cr	2	0,48	1; 1,5; 2	3-60	25	100% para 2 g/L	0,074x10 ⁻³ (200 mesh)	Secagem ao ar por 3 dias.

Tabela 2 – Detalhes experimentais de estudos de bio sorção de metais potencialmente tóxicos em cascas de frutos secos (cont.).

Referência	Biossorbente	Elemento	Dopagem	Tipo de água	pH	Concentração inicial (g/L)	(kg m ⁻³)	Tempo de contacto (min)	T (°C)	Capacidade de sorção (mol kg ⁻¹) /remoção (%)	Tamanho da partícula (m)	Tratamento prévio
Cimino <i>et al.</i> [19]	Casca de avelã	Cd Cr Zn	Individual (I) e mistura (M)	Destilada	1-7	I Sem tratamento (ST): [Cd] _i :0,129 x10 ⁻³ [Cd] _f :0,830 x10 ⁻³ [Cd] _s :2,562 x10 ⁻³ [Cr] _i :0,135 x10 ⁻³ [Cr] _f :0,894 x10 ⁻³ [Cr] _s :2,562 x10 ⁻³ [Zn] _i :0,130 x10 ⁻³ [Zn] _f :0,830 x10 ⁻³ [Zn] _s :2,562 x10 ⁻³	4	300	20	I ST: Cd _s : 92,4 Cd _f : 27,5 Cd _i : 14,7 Cr _f : 94,6 Cr _i : 28,3 Cr _s : 16,1 Zn _f : 87,9 Zn _i : 21,0 Zn _s : 12,7	0,3-0,8 x10 ⁻³	Secagem (24 h, 60 °C) + trituração e peneiração
						M ST: [Cd] _i :0,053 x10 ⁻³ [Cd] _f :0,129 x10 ⁻³ [Cd] _s :0,830 x10 ⁻³ [Cr] _i :0,054 x10 ⁻³ [Cr] _f :0,135 x10 ⁻³ [Cr] _s :0,894 x10 ⁻³ [Zn] _i :0,054 x10 ⁻³ [Zn] _f :0,130 x10 ⁻³ [Zn] _s :0,838 x10 ⁻³				M ST: Cd _s : 95,0 Cd _f : 76,8 Cd _i : 2,86 Cr _f : 95,9 Cr _i : 98,5 Cr _s : 28,3 Zn _f : 93,4 Zn _i : 69,1 Zn _s : 1,39		Tratamento: Adição de ácido sulfúrico (1 mL por 1 g de sorvente) + secagem (2 h, 40 °C) + lavagem com água destilada + suspensão numa solução de NaHCO ₃ 1% (um dia) + lavagem com água destilada + secagem (6 h, 60 °C)
						M com tratamento (CT): [Cd] _i :0,830 x10 ⁻³ [Cr] _i :0,894 x10 ⁻³ [Zn] _i :0,840 x10 ⁻³				M CT: Cd: 45,2 Cr: 94,2 Zn: 43,1		

Na generalidade, os estudos foram efetuados com soluções contaminadas em água destilada ou desionizada, com a exceção de dois estudos que usaram águas residuais [11,18]. Em Abdelfattah *et al.* [18] foram utilizados 5 g de cascas de amendoim por litro de água residual industrial a pH 6 durante 1 hora. Não é referida a granulometria das cascas, no entanto, a solução foi filtrada após a experiência. Foram obtidas remoções de 100% (Pb), 95% (Fe), 56% (Cr), 45% (Cu), 41% (Zn), 38% (Cd), 38% (Mn), 30% (Co) e 24% (Ni). É necessário notar que a concentração molar de Pb na solução era a mais baixa ($1,25 \times 10^{-3}$ mM) quando comparada com a dos restantes elementos. O Mn foi o elemento com maior concentração molar em solução ($0,95 \text{ mol dm}^{-3}$) e apresentou uma baixa percentagem de remoção (38%). Moussavi & Barikbin [11] aplicaram cascas de pistácio com o tamanho de 0,074 mm, sem qualquer tratamento ou modificação química, para remover 25 mg/L de

cromo da água residual proveniente da galvanização de cromo a pH 2,1. A remoção decorreu durante 1 hora, com razões de massa de sorvente/volume de solução de 1, 1,5 e 2 kg m⁻³. A eficiência de bio sorção foi respetivamente de 88, 99 e 100%.

A literatura refere granulometrias extremamente baixas para os bio sorventes, geralmente inferiores a 1 mm, e em dois casos granulometrias inferiores a 100 µm [13,14]. Pehlivan & Altun [13], utilizando 25 g/L de cascas de noz, avelã e amêndoa, obtiveram remoções respetivamente de 85, 88 e 55%. A razão entre a massa de sorvente e o volume de solução na maioria dos estudos oscilou entre 0,01 e 25 kg m⁻³, sendo 3 kg m⁻³ a proporção mais frequentemente reportada. É de notar que, de um modo geral, quanto mais elevada for a massa de bio sorvente, maior é o número de sítios ativos disponíveis para o mecanismo de bio sorção e, portanto, esta torna-se mais eficiente.

Contudo, os fatores a ter em conta na escolha da massa a utilizar não deve ser apenas a sua eficiência, mas também a obtenção da menor quantidade de resíduos. Witek-krowiak *et al.* [16] testaram massas entre 0,1 a 18 kg m⁻³ de casca de amendoim e verificaram uma relação linear entre a percentagem de remoção e a massa de biossorbente, até à concentração máxima de 10 kg m⁻³. Acima deste valor o aumento na eficiência tornou-se mais moderado.

Os valores de pH dos estudos publicados variaram entre 1 e 9, sendo o intervalo de 2 a 7 o mais estudado. Diversos estudos testaram o efeito do pH na eficiência de remoção, como é o caso de Altun & Pehlivan [14] que apontaram um pH inferior a 3 como pH ótimo para remoção de Cr com cascas de noz, enquanto Segovia-Sandoval *et al.* [10] com o mesmo biossorbente, apontaram um pH ótimo de 6 para remoção de Zn. Esta diferença evidencia a necessidade de otimizar o pH da solução para a remoção de cada elemento. Abdelfattah *et al.* [18] e Witek-Krowiak *et al.* [16] compararam a remoção de Cu e Cr através de cascas de amendoim, apresentando um pH ótimo de aproximadamente 6 e 5, respetivamente. É sabido que o pH afeta a protonação dos grupos funcionais da biomassa e, assim, pode influenciar a captação dos elementos por ela. Por exemplo, quando o pH é demasiado baixo, a concentração de prótons em solução aumenta e, consequentemente, a competição com cátions pelos sítios ativos na superfície dos biossorbentes será favorecida. Por outro lado, para valores de pH demasiado elevados, os cátions metálicos tendem a precipitar, dada a elevada concentração de aniões hidróxido em solução. De acordo com os estudos citados, a remoção dos elementos tende a ser maior a pH inferiores a 7. No entanto, é de notar que o efeito do pH na eficiência de remoção está dependente do contaminante a sorver e dos grupos funcionais dos materiais sorventes, em particular do seu ponto de carga zero (PCZ). O valor de pH para o qual a superfície do sorvente tem carga zero, isto é, a superfície tem igual número de cargas positivas e cargas negativas é chamado de PCZ. Para valores de pH superiores ao PCZ, a carga da superfície do sorvente será negativa, favorecendo interações eletrostáticas com cátions em solução.

Relativamente ao pré-tratamento dos biossorbentes, a bibliografia indica que na maioria dos casos se usam modificações físicas, principalmente trituração, lavagem e secagem em estufa. Apenas em um estudo, os biossorbentes foram liofilizados [2], verificando-se uma capacidade de sorção de 0,445 mol kg⁻¹ para as cascas liofilizadas e 0,294 mol kg⁻¹ para cascas não liofilizadas. Em relação a modificações químicas, este estudo de Maaloul *et al.* [2] refere que os biossorbentes sofreram um tratamento com etanol e clorofórmio, seguido de alcalinização com NaOH e tratamento com NaClO. Altun & Pehlivan [14] e Segovia-Sandoval *et*

al. [10] indicam que as cascas de noz foram tratadas com ácido cítrico. Em ambos os estudos, foram obtidos melhores resultados para os biossorbentes que sofreram tratamento, uma vez que este teve como objetivo a adição de grupos carboxilo. Segovia-Sandoval *et al.* [10] mostraram que a capacidade de sorção duplica com pré-tratamento (0,426 mol kg⁻¹) em relação às cascas sem tratamento (0,263 mol kg⁻¹). Em Altun & Pehlivan [14] esta diferença foi mais ampliada, entre 0,596 mol kg⁻¹ e 0,154 mol kg⁻¹. Abdelfattah *et al.* [18] indicam que os biossorbentes, para além de lavados com água destilada, foram tratados com HCl diluído, assim como com NaOH diluído. Rozumová *et al.* [4] submetem os biossorbentes a uma modificação magnética com metanol e óxido de ferro, de modo a facilitar a sua separação da fração líquida.

Nos trabalhos publicados, a concentração inicial da solução variou entre os 0,1 mg/L e os 19 g/L, mas a maior parte das soluções apresentaram concentrações entre 4 e 5 g/L. É importante referir que estas soluções foram contaminadas com um elemento, e apenas em três estudos foram utilizadas misturas de elementos em solução. Na generalidade dos estudos, as experiências decorreram à temperatura ambiente. Três estudos testaram o processo de biossorção a temperaturas acima de 25 °C, como por exemplo Altun & Pehlivan [14] com temperaturas de 35, 50 e 60 °C, Witek-Krowiak *et al.* [16] de 20-60 °C e Maaloul *et al.* [2] de 30-60 °C. Nestes estudos é descrito um ligeiro aumento na capacidade de biossorção com o aumento da temperatura, embora a capacidade de biossorção tenha diminuído para temperaturas demasiado elevadas, sugerindo a danificação dos sítios ativos de ligação na biomassa.

Em resumo, esta pesquisa bibliográfica mostrou o estudo dos parâmetros mais relevantes para a eficiência destes materiais como biossorbentes. Contudo, a maioria dos estudos usa condições simplistas, como seja a matriz das águas contaminadas. Os testes realizados em água destilada ou desionizada não leva em consideração o possível efeito da matéria orgânica dissolvida na complexação dos metais em solução e, consequentemente, a competição com os processos de sorção. Na generalidade, os ensaios são realizados em sistemas individuais, não tendo em conta a possível competição entre elementos presentes em sistemas multielementares. Apesar da disponibilidade das cascas de frutos secos, a quantidade de biossorbente a utilizar deve ser a menor possível para minorar o problema dos resíduos finais. O estudo da dose de biossorbente, razão massa/volume é também um ponto que deverá ser otimizado. Dada a acessibilidade destes materiais seria interessante propor, no futuro, os melhores procedimentos experimentais (tempo, tipo de biossorbente, dose de biossorbente) para diversas tipologias de águas residuais, tendo em consideração os elementos a remover, o pH das águas e a carga de matéria orgânica.

Agradecimentos

Bruno Henriques beneficiou de um contrato de investigador financiado por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., no âmbito da celebração do contrato-programa previsto nos números 4, 5 e 6 do art. 23.º do D.L. n.º 57/2016, de 29 de agosto, alterado pela Lei n.º 57/2017, de 19

de julho. Paula Figueira beneficiou de uma bolsa de doutoramento (SFRH/BD/139077/2018) financiada por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P. São devidos agradecimentos à FCT/MCTES pelo apoio financeiro ao CESAM (UID/AMB/50017/2019) através de fundos nacionais.

Referências

- [1] F.A. Pavan *et al.*, *J. Hazard. Mater.* **137** (2006) 527-533.
- [2] N. Maaloul *et al.*, *J. Environ. Chem. Eng.* **5** (2017) 2944-2954.
- [3] Y. Dai *et al.*, *Chemosphere* **211** (2018) 235-253.
- [4] L. Rozumová *et al.*, *J. Environ. Chem. Eng.* **4** (2016) 549-555.
- [5] A. Demirbas, *J. Hazard. Mater.* **157** (2008) 220-229.
- [6] X. Li *et al.*, *Materials (Basel)* **11** (2018) 1782.
- [7] P. Azadi *et al.*, *Renew. Sustain. Energy Rev.* **21** (2013) 506-523.
- [8] F. Saura-Calixto *et al.*, *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* **177** (1983) 200-202.
- [9] E. Pehlivan *et al.*, *J. Hazard. Mater.* **167** (2009) 1203-1208.
- [10] S.J. Segovia-Sandoval *et al.*, *J. Water Process Eng.* **25** (2018) 45-53.
- [11] G. Moussavi & B. Barikbin, *Chem. Eng. J.* **162** (2010) 893-900.
- [12] J.C.P. Vagheti *et al.*, *J. Hazard. Mater.* **162** (2009) 270-280.
- [13] E. Pehlivan & T. Altun, *J. Hazard. Mater.* **155** (2008) 378-384.
- [14] T. Altun & E. Pehlivan, *Food Chem.* **132** (2012) 693-700.
- [15] X.S. Wang *et al.*, *J. Environ. Manage.* **90** (2009) 721-729.
- [16] A. Witek-krowiak *et al.*, *Desalination.* **265** (2011) 126-134.
- [17] M. Feizi & M. Jalali, *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* **54** (2015) 125-136.
- [18] I. Abdelfattah *et al.*, *Environ. Nanotechnology, Monit. Manag.* **6** (2016) 176-183.
- [19] G. Cimino *et al.*, *Water Res.* **34** (2000) 2955-2962.

>

Bruno Henriques

PhD, é investigador no departamento de Química da Universidade de Aveiro. A sua área de atividade científica engloba Química Analítica Ambiental e Biotecnologia Ambiental, sendo a sua investigação focada na remediação de águas contaminadas, particularmente na remoção de contaminantes através de tecnologias inovadoras, como biosorventes e nanomateriais.
brunogalinho@ua.pt
ORCID.org/0000-0002-6472-5479.

>

Carlos Vale

Possui habilitação/agregação em oceanografia química, ex-diretor de departamento, diretor do conselho científico e vice-diretor do IPMA e vice-presidente do CIEM. A sua especialização inclui o comportamento de contaminantes nos

ecossistemas marinhos, as interações com os organismos e os impactos dos contaminantes nos sistemas ambientais em evolução.
carlos.vale@ciimar.up.pt
ORCID.org/0000-0003-0162-1960.

>

Eduarda Pereira

É professora associada no Departamento de Química da Universidade de Aveiro e coordenadora do Laboratório Central de Análises da Universidade de Aveiro. Possui experiência científica na avaliação da qualidade ambiental e poluição de zonas estuarinas e costeiras, incluindo bioacumulação e bio-amplificação de elementos potencialmente tóxicos ao longo de cadeias tróficas estuarinas. eduper@ua.pt
ORCID.org/0000-0002-6046-5243.

>

João Pinto

É mestre em Ciências do Mar e da Atmosfera pelo Departamento de Física da Universidade de Aveiro e bolseiro de investigação no Laboratório Central de Análises da Universidade de Aveiro. A sua investigação baseia-se na avaliação de toxicidade de contaminantes emergentes e na sua recuperação através de processos de bioacumulação por parte de macroalgas marinhas.
joao.pedro.pinto@ua.pt
ORCID.org/0000-0002-6175-2906.

>

*Mariana Dias

É mestre em Biotecnologia Molecular e licenciada em Bioquímica pelo Departamento de Química da Universidade de Aveiro. A sua investigação foca-se no tratamento de águas contaminadas através da remoção de contaminantes

clássicos e emergentes utilizando sorventes biológicos, com especial destaque a resíduos provenientes da indústria alimentar.
marianadias@ua.pt
ORCID.org/0000-0002-9739-8865.

>

Paula Figueira

É mestre em Química Analítica e Controlo de Qualidade e doutoranda no Departamento de Química da Universidade de Aveiro. Na sua investigação destaca-se a remoção de elementos potencialmente tóxicos de águas naturais com base em processos magnéticos e de bio-sorção e a utilização de bio-resíduos para remediação de águas com fim à sua reutilização.
paulafigueira@ua.pt
ORCID.org/0000-0001-5728-9675.