






Adsorção de cromo hexavalente por carvão ativado obtido do bagaço de cana-de-açúcar: estudo por processos em batelada e leito fixo

Igor de Oliveira SANTOS *^{1,2}, Stefânia Lima Oliveira METZKER ²,
Alan Rodrigues Teixeira MACHADO ²

¹ Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Minas Gerais, Frutal, MG, Brasil.
*E-mail: igordeoliveirasantos@hotmail.com

Submetido: 11/04/2025; Aceito: 09/12/2025; Publicado: 29/12/2025.

RESUMO: O presente trabalho avaliou a remoção de cromo hexavalente (Cr(VI)) utilizando carvão ativado produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar (CABC) e comparou seu desempenho com o de carvão ativado comercial (CAC). O CABC foi produzido por meio da carbonização em forno mufla a 300 °C, seguida de ativação com cloreto de zinco na proporção de 1:3 de carvão:cloreto, conforme descrito na primeira parte do trabalho. A coluna foi confeccionada com tubos de policloreto de vinila, com 20 cm de altura e 0,02 cm de diâmetro. A capacidade adsorptiva foi inicialmente investigada em batelada, permitindo a otimização do processo nas condições de pH 3, massa de 0,01 g e tempo de equilíbrio de 90 min. Nessas condições, o CABC apresentou capacidade máxima de adsorção de 124,4 mg g⁻¹, superior à do CAC (98,3 mg g⁻¹), com eficiências de remoção variando entre 60 e 71% para o CABC e entre 18 e 35% para o CAC nas diferentes concentrações avaliadas. Em coluna de leito fixo, o CABC tratou maior volume até a saturação, apresentou maior capacidade adsorptiva da coluna (17,28 mg g⁻¹) e suportou três ciclos de regeneração, enquanto o CAC suportou apenas dois ciclos. Os resultados demonstram o potencial do CABC como alternativa viável e eficiente para o tratamento de efluentes contaminados por Cr(VI), agregando valor a um resíduo agroindustrial abundante.

Palavras-chave: Cr(VI); isoterma; resíduo agroindustrial; regeneração.

Hexavalent chromium adsorption by activated carbon obtained from sugarcane bagasse: a study of batch and fixed-bed processes

ABSTRACT: This study evaluated the removal of hexavalent chromium, Cr(VI), using an activated carbon mechanism produced from sugarcane bagasse (CABC) and compared its performance with commercial activated carbon (CAC). The CABC was produced by carbonization in a muffle furnace at 300 °C and activation with zinc chloride in a 1:3 carbon: chloride ratio, as described in the first part of the study. The column was constructed using polyvinyl chloride tubes, 20 cm high and 0.02 cm in diameter. The adsorptive capacity was initially investigated in batch mode, allowing for process optimization under conditions of pH 3, a mass of 0.01 g, and an equilibrium time of 90 min. Under these conditions, CABC exhibited a maximum adsorption capacity of 124.4 mg g⁻¹, superior to CAC (98.3 mg g⁻¹), with removal efficiencies ranging from 60–71% for CABC and 18–35% for CAC at the different concentrations evaluated. In a fixed-bed column, CABC treated a larger volume to saturation, showed a higher column adsorptive capacity (17.28 mg g⁻¹), and withstood three regeneration cycles, while the CAC only supported two cycles. The results demonstrate the potential of CABC as a viable and efficient alternative for the treatment of effluents contaminated with Cr(VI), adding value to an abundant agro-industrial residue.

Keywords: Cr(VI); isotherm; agro-industrial residue; regeneration.

1. INTRODUÇÃO

A nomenclatura de metais tóxicos (MT), também conhecidos como metais pesados, refere-se a um conjunto de elementos químicos que não desempenham funções biológicas benéficas nem são essenciais aos seres vivos. Sendo assim, são prejudiciais ao bom funcionamento do organismo, mesmo em pequenas quantidades (SALIM; RAZA, 2020). Dessa forma, o contato contínuo de MT no ambiente representa uma possível ameaça aos ecossistemas naturais, pois exerce ação direta sobre os organismos, podendo surgir diferentes anomalias em quem tenha contato,

como anomalias reprodutivas, desenvolvimento celular desordenado e efeitos teratogênicos, comprometendo as gerações subsequentes (SEVIM et al., 2020; ANJITHA et al., 2021). Além do mais, esses metais apresentam grande toxicidade, são suscetíveis à bioacumulação, por exposição direta ou por meio da cadeia trófica, e podem causar danos ao material genético, tornando a contaminação ambiental por esses compostos altamente preocupante (RAJ; MAITTI, 2020).

Um desses metais é o cromo, muito usado na fabricação de pigmentos e corantes, curtumes, na preparação de

antissépticos, na limpeza de vidraria de laboratório e como titulante redox (ISLAM et al., 2019). Ele é encontrado em dois estados de oxidação, o primeiro é o cromo trivalente, Cr(III), sendo essa a sua forma menos tóxica e, predominantemente, nas condições ácidas e redutoras e, o segundo é o cromo hexavalente, Cr(VI), que predomina sob condições alcalinas e oxidantes, sendo a forma mais tóxica e móvel do cromo, sendo altamente solúvel, biologicamente reativo, altamente tóxico e genotóxico, podendo ser letal (CHEBEIR et al., 2016; XU et al., 2021).

Diante desse cenário, torna-se essencial o tratamento adequado de efluentes contendo metais tóxicos (MT). Entre as tecnologias empregadas para a remoção desses contaminantes destacam-se a precipitação química, os processos eletroquímicos, a filtração por membranas, a troca iônica e a adsorção. Entre esses métodos, a adsorção se sobressai para aplicações em meio aquoso, especialmente porque as demais técnicas frequentemente não conseguem reduzir as concentrações residuais de metais a níveis compatíveis com os limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente (SALEH et al., 2022).

A adsorção é caracterizada como um processo de transferência de massa, que estuda a capacidade de sólidos (adsorvente) de concentrar em sua superfície substâncias (adsorvato) que ocorrem em gases ou líquidos, possibilitando sua separação (VIDAL et al., 2020). A mobilidade do Cr está associada a processos de adsorção e dessorção em diversos substratos (ISLAM et al., 2019).

A adsorção pode ser aplicada em batelada ou em leito fixo. O processo em batelada é a unidade adsorvedora mais simples, fornecendo informações úteis para a adsorção de contaminantes específicos, nessa configuração, o adsorvente fica em contato e agitação constante com a solução contendo o adsorvato até que seja atingido o equilíbrio e, quando alcançado, ocorre a separação entre o adsorvente e adsorvato para disposição final, tratamento posterior ou recuperação do adsorvente. Porém, esse é um processo geralmente aplicado em escala laboratorial, o que implica a desvantagem de tratar pequenos volumes por vez (PATEL, 2021).

Já no processo em leito fixo, a unidade operacional é constituída por uma coluna recheada de adsorvente, por onde é bombeada, de forma contínua, uma corrente de líquido ou de gás a ser tratado, podendo o fluxo ser ascendente ou descendente. Esse processo ocorre até atingir a saturação do leito ou a concentração desejada, sendo que, comumente, são usadas duas colunas: uma em operação e a outra em manutenção ou na recuperação do adsorvente (PATEL, 2021; ARAÚJO et al., 2022). Segundo Raulino et al. (2020), essa configuração permite o uso mais eficiente do adsorvente, sendo uma das mais eficazes para o tratamento de grandes volumes de efluentes e para ciclos de adsorção-dessorção.

Diante da relevância ambiental associada à presença de Cr(VI) em recursos hídricos e da necessidade de alternativas eficientes para sua remoção, este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um carvão ativado a partir do bagaço de cana-de-açúcar (CABC) na adsorção de Cr(VI). Para isso, o material foi produzido, caracterizado e aplicado em ensaios de adsorção em batelada e em coluna de leito fixo, e seus resultados foram comparados aos de um carvão ativado comercial (CAC). O estudo busca avaliar a eficiência de remoção, a capacidade adsorptiva e o potencial de regeneração do leito, destacando a viabilidade do CABC como adsorvente alternativo para o tratamento de efluentes contaminados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Obtenção e caracterização da fase adsorvente (CA)

A obtenção do CABC foi feita seguindo a metodologia proposta por Santos et al. (2023), resumidamente o bagaço foi calcinado em mufla por 2 horas, a temperatura de 300 °C, posteriormente o material calcinado foi triturado e submetido a ativação química, ficando submerso por 1 hora em uma solução de cloreto de zinco (ZnCl₂) com concentração de 4,4 mol.L⁻¹, respeitando a proporção de massa carvão: ZnCl₂ de 1:3 (m\m), após esse tempo o carvão foi seco em estufa a 110°C por 18 horas e 1 hora em mufla a 500 °C, após a secagem o material foi lavado com água destilada por 20 minutos e novamente seco em estufa por 1 hora a 110°C. A caracterização completa foi descrita no mesmo trabalho.

A morfologia da superfície do CABC foi avaliada por meio de um microscópio eletrônico de varredura (MEV), de baixo vácuo, da marca Hitachi, modelo TM 3000, com detectores de elétrons retroespehados (BSE) e aceleração variável (5 kV e 15 kV).

A composição elementar do carvão foi investigada por meio de espectroscopia de dispersão de energia dispersiva, que identificou todos os elementos químicos presentes no carvão.

2.2. Adsorção do Cr(VI) pelo CA: a otimização dos parâmetros pelo método Batelada

2.2.1. Preparo do efluente sintético Cr (VI)

A solução de estoque foi preparada dissolvendo 141,4 mg de K₂Cr₂O₇ em 100 mL de água destilada, resultando em uma solução com 500 mg de Cr L⁻¹. Todas as soluções utilizadas foram obtidas por meio de diluições da solução de estoque.

2.2.2. Efeito da concentração inicial de íons Cr(VI) na adsorção

Inicialmente, isotermas de adsorção foram construídas utilizando-se o tempo de contato de 24 h, a rotação de 140 rpm e 0,1 g de CABC ou de CAC como adsorvente. As concentrações iniciais das soluções contendo íons Cr(VI) foram de 40, 80, 120, 160, 200, 240, 280, 320, 360 e 400 mg L⁻¹, seguindo a metodologia descrita pela American Public Health Association (APHA, 2005) para o preparo das soluções. Após 24 h de contato entre a solução contendo o adsorvato e o adsorvente, as soluções foram filtradas com auxílio de suporte e de funil de vidro com papel-filtro qualitativo 15, e a concentração residual de cromo no filtrado foi medida, seguindo o método da difenilcarbazida (APHA, 2005). A capacidade adsorptiva (mg g⁻¹) e a eficiência de adsorção (%) foram obtidas pelas equações 1 (q_e) e 2 (R), respectivamente.

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \cdot V}{m} \quad (01)$$

$$R = \frac{(C_o - C_e) \cdot 100}{C_o} \quad (02)$$

em que: q_e: capacidade adsorptiva no equilíbrio (mg g⁻¹); R (%): eficiência de adsorção (%); C_o: concentração inicial da solução de Cr(VI) (mg L⁻¹); C_e: concentração final após a adsorção de Cr(VI) (mg L⁻¹); V: volume da solução contendo o adsorvato utilizada no ensaio (mL); m: massa do adsorvente utilizada no teste (g).

2.2.3. Efeito do tempo de contato

Os testes cinéticos foram realizados com 0,1 g de CABC ou CAC em 25 mL de efluente sintético, com concentração de 35,35 mg L⁻¹ de Cr(VI). O adsorvente e a solução

contendo o adsorvato ficaram em contato e, sob constante agitação, em uma mesa agitadora, pelos períodos de 120, 90, 60, 30, 15, 5 e 1 min, a uma velocidade de 140 rpm.

Nesta etapa do estudo, foi analisada a influência do tempo de contato, bem como a determinação do tempo de equilíbrio entre as fases aquosa e adsorvente. Esse tempo de equilíbrio foi utilizado posteriormente para a construção das isothermas de adsorção em condições otimizadas, considerando o efeito do pH e a massa do adsorvente. Foram construídas curvas do tempo versus a quantidade de adsorvato adsorvido por unidade de massa de adsorvente no tempo t (q_t), medida em mg g^{-1} , por meio da equação 1 (q_e). Ademais, curvas de R em função da massa também foram construídas.

2.2.4. Efeito do pH da solução de Cr (VI)

Foram realizados experimentos com base nas mesmas condições propostas no subitem anterior, ou seja, a mesma quantidade de adsorvente, o mesmo volume e a mesma concentração da solução de Cr(VI) e o tempo de equilíbrio determinado pelos testes cinéticos. Porém, foram utilizadas soluções com pH predeterminado entre 2 e 8 para determinar o pH em que se promova a maior quantidade de íons Cr(VI) adsorvida por unidade de massa de adsorvente, a fim de valer-se do teste das isothermas de adsorção. A correção do pH foi realizada com soluções $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ de hidróxido de sódio (NaOH) e de ácido clorídrico (HCl). A capacidade adsorvativa e a eficiência de adsorção foram determinadas pelas equações 1 e 2, respectivamente.

2.2.5. Influência da massa do adsorvente na adsorção

Foram colocados 25 mL da solução de trabalho, contendo $35,35 \text{ mg L}^{-1}$ de Cr (VI), com pH ajustado para o que apresentou melhor resultado, de acordo com o subitem supracitado. As massas de CABAC ou CAC utilizadas foram 0,01, 0,03, 0,05 e 0,08 g, e a agitação constante de 140 rpm foi mantida até atingir o tempo de equilíbrio (determinado no teste cinético). Foram elaborados gráficos de q_e versus massa e de R versus massa para identificar a melhor dosagem dos adsorventes.

2.2.6. Modelagem matemática do processo de adsorção em batelada

Uma nova batelada de experimentos foi realizada, conforme os procedimentos descritos anteriormente, mas com os valores otimizados do tempo de equilíbrio, do pH da solução e da massa de adsorventes. Com a disponibilidade dos dados experimentais, foi construída a curva de concentração de equilíbrio versus q_e , e em seguida, realizou-se um estudo do equilíbrio de adsorção, ajustando-se os dados aos modelos matemáticos de Langmuir e de Freundlich, respectivamente.

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (03)$$

em que: q_e : capacidade adsorvativa no equilíbrio (mg g^{-1}); q_m : capacidade adsorvativa máxima no equilíbrio (mg g^{-1}); K_L : constante de equilíbrio de Langmuir (L mg^{-1}); C_e : concentração de equilíbrio do metal (mg L^{-1}).

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (04)$$

em que: q_e : capacidade adsorvativa no equilíbrio (mg g^{-1}); K_F : constante de equilíbrio de Freundlich ($\text{mg g}^{-1} * (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$); C_e : concentração de equilíbrio do metal (mg L^{-1}); n : parâmetro associado à heterogeneidade da equação de Freundlich.

Por meio dos ajustes matemáticos apresentados pelas Equações 5 (ajuste da equação 3) e 6 (ajuste da equação 4), foi possível plotar gráficos para determinar os parâmetros q_m e K_L (da equação de Langmuir) e K_F e n (da equação de Freundlich). Ao conhecer esses parâmetros, foram traçadas as isothermas dos dois modelos propostos.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{1}{q_m} C_e \quad (05)$$

$$\ln q_e = \ln K_F + \ln C_e \quad (06)$$

em que: q_e : capacidade adsorvativa no equilíbrio (mg g^{-1}); q_m : capacidade adsorvativa máxima no equilíbrio (mg g^{-1}); K_L : constante de equilíbrio de Langmuir (L mg^{-1}); C_e : concentração de equilíbrio do metal (mg L^{-1}); K_F : constante de equilíbrio de Freundlich ($\text{mg g}^{-1} * (\text{L mg}^{-1})^{1/n}$). Esses ajustes matemáticos constam de Wang et al. Ma (2009).

2.2.7. Adsorção do Cr (VI) pelo CA: coluna de leito fixo

Nessa etapa, foi confeccionada a coluna de filtração a ser utilizada, conforme o modelo apresentado na Figura 1.

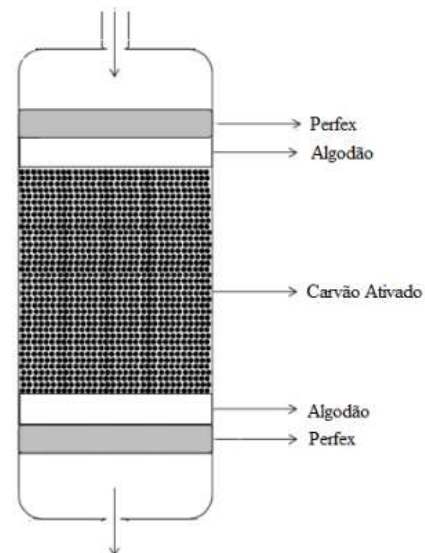


Figura 1. Modelo de coluna de adsorção em leito fixo.
Figure 1. Fixed-bed adsorption column model.

Para analisar a adsorção em leito fixo, foi utilizado um tubo de PVC de 2 cm de diâmetro e 20 cm de altura e, nas pontas, foi colado o Perflex para empacotar a coluna, posicionando-o para fora, a fim de evitar contato entre a cola e a solução sintética. Foram utilizados aproximadamente 0,5 g de algodão para evitar a perda do adsorvente, e o interior da coluna foi preenchido com 6 g de CABAC ou CAC.

2.2.8. Teste de adsorção na coluna de leito fixo

Foi preparada uma solução de trabalho com 25 mg L^{-1} de Cr(VI), cujo pH apresentou a maior capacidade adsorvativa. Essa solução foi bombeada pela coluna de leito fixo, simulando uma filtração constante, com vazão de 80 mL s^{-1} . O monitoramento da concentração de saída da solução foi a cada 5 min até o ponto de 1 h; a partir desse ponto, o monitoramento passou a ser a cada 15 min.

Para facilitar o encaixe na bomba, foi adicionado um tecido 50% poliéster 50% viscose (marca Perflex®), com uma adaptação de rosca de 20 mm. O perflex tem a função de empacotar a coluna de leito fixo e, para isso, precisa ser inerte

à adsorção e permitir a passagem de líquido. Isso foi colado na parte externa da coluna, garantindo que a cola não entrasse em contato com as soluções nem interferisse no processo de tratamento (Figura 2).

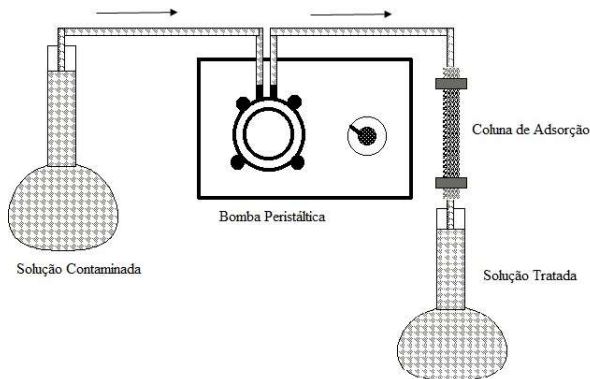


Figura 2. Sistema de filtração em leito fixo.
Figure 2. Fixed bed filtration system.

O algodão foi utilizado para fixar o CA na coluna; é também essencial que seja inerte, para não interferir no processo. O algodão também se mostrou um regulador de vazão do sistema. Quando utilizado em quantidade superior a 0,5 g, tanto na parte superior quanto na inferior, ou usado sem antes descamá-lo, o mesmo foi capaz de impedir completamente a passagem da solução. Foram usados também 6 g de CA, o que foi suficiente para preencher a coluna, deixando apenas o espaço do algodão.

A bomba usada foi da marca Inova Bombas, modelo GP-120PPA, com vazão de 80 mL s⁻¹. No entanto, a partir do momento em que foi adicionada a coluna, a mesma apresentou resistência à passagem da solução, o que ocasionou redução na vazão; porém, essa redução variou ao longo de todo o processo, com valor médio de 0,315 mL s⁻¹, variando em ± 0,299 mL s⁻¹.

O processo de eluição foi realizado até que a concentração da solução de saída fosse igual à da solução de entrada, ou seja, 25 mg L⁻¹, garantindo a saturação total da coluna para posterior regeneração. A fim de padronizar o processo, optou-se por manter o mesmo tempo em todos os ciclos. O primeiro ciclo de saturação durou 90 min e, assim, todos os demais foram monitorados por esse tempo, mesmo que saturassem em intervalos menores.

Durante o monitoramento, foram coletadas amostras para aferição da concentração, seguindo o mesmo método descrito nos experimentos em batelada. A partir dos valores de concentração, foram gerados gráficos de “C/C₀” versus V_{tratado}, como mostra a Figura 3, permitindo obter os valores de V_{ruptura} e V_{saturação} (MFOUMOU et al., 2024).

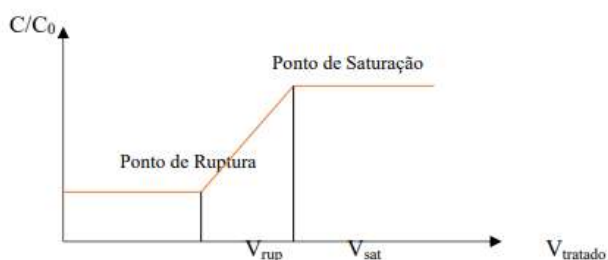


Figura 3. Curva de ruptura com os pontos V_{rup} e V_{sat}.
Figure 3. Breakdown curve with V_{rup} and V_{sat} Points.

O primeiro parâmetro calculado foi a velocidade superficial, obtida pela relação entre a vazão da bomba e a área transversal da coluna de leito fixo, conforme a equação 7 (Araújo, 2018).

$$\mu_0 = \frac{Q}{A} \quad (07)$$

em que: μ_0 = velocidade superficial (mL s⁻¹); Q = vazão da bomba (mL s⁻¹); A = área da seção transversal da coluna (cm²).

A “LUB” representa a porcentagem do leito que não foi utilizada; consequentemente, o quanto de carvão não foi utilizado no processo é determinado pela equação 8 (ARAÚJO, 2018; NAJMI et al., 2020).

$$LUB = \left(\frac{V_{sat} - V_{rup}}{V_{sat}} \right) * 100\% \quad (08)$$

em que: LUB = porcentagem do leito que não foi utilizada (%); V_{sat} = volume total de efluente tratado até a completa saturação da coluna (L), C₀ = C; V_{rup} = volume em que o efluente sai com a concentração máxima do poluente (mL), no nosso estudo foi adotado o volume em que a C/C₀ = 0,002 ou seja C ≥ 0,1 mg L⁻¹.

O t_{res}, também chamado de tempo de contato ou tempo de residência, representa o tempo durante o qual uma unidade volumétrica permanece em contato com o leito durante o escoamento e é descrito pela equação 9 (KUMARI et al., 2021).

$$t_{res} = \frac{V_{leito}}{Q} \quad (09)$$

em que: t_{res} = tempo durante o qual uma unidade volumétrica permanece em contato com o leito (min); V_{leito} = volume da coluna de leito fixo (cm³); Q = vazão volumétrica (mL s⁻¹).

A capacidade adsorptiva da coluna foi obtida por meio do V_{sat}, utilizando a equação 11 (MFOUMOU et al., 2024).

$$q_{col} = \frac{C_0 V_{sat}}{m} \quad (10)$$

em que: q_{col} = capacidade adsorptiva da coluna (mg g⁻¹); C₀ = concentração da solução tratada (mg L⁻¹); V_{sat} = volume total de efluente tratado até a saturação completa da coluna (L); C₀ = C; m = massa de CA na coluna (g).

A eficiência do leito é descrita como o tempo necessário para a máxima adsorção, sem a presença de Cr(VI) na saída, e é calculada pela equação 11 (NEVES et al., 2019; MÓDENES et al., 2021).

$$n = \left(\frac{t_{rup}}{t_{sat}} \right) * 100 \quad (11)$$

em que: n = eficiência do leito (%); t_{rup} = tempo necessário para atingir o ponto de ruptura (min); t_{sat} = tempo necessário para atingir o ponto de saturação (min).

2.2.9. Regeneração da fase adsorvente

Após a coluna de leito fixo atingir seu ponto de saturação, foram realizados estudos de desorção para a regeneração do filtro. Para tal, foi preparada uma solução de ácido clorídrico (HCl) na concentração de 1,0 mol L⁻¹. A solução foi eluída e monitorada da mesma forma que a contendo Cr(VI). No primeiro ciclo, foram necessários 35 min para sua regeneração, sendo então adotado esse intervalo para as demais regenerações.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização CABC

A Figura 4 apresenta as imagens obtidas por MEV para caracterizar a superfície e a morfologia do CABC, e a Figura 5 apresenta o gráfico representativo obtido por espectroscopia de dispersão de energia.

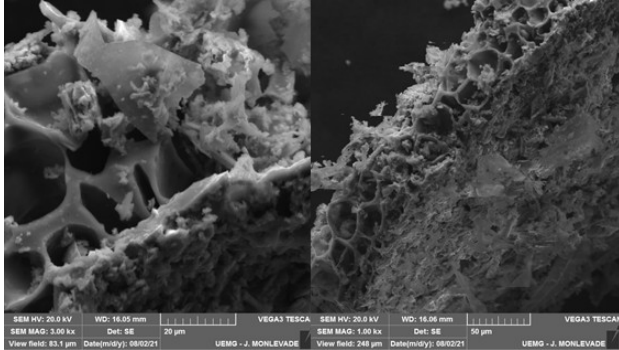


Figura 4. Micrografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura retroespalhada com ampliação de 2000x.

Figure 4. Micrographs obtained by backscattered scanning electron microscopy at 2000x magnification.

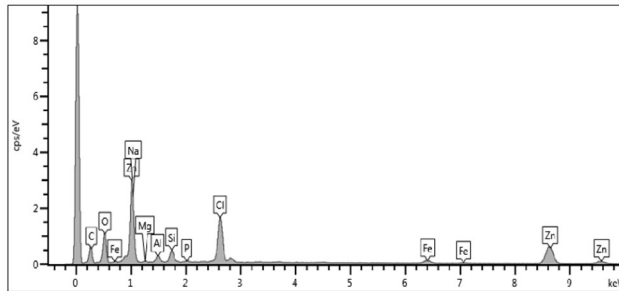


Figura 5. Espectro representativo de espectroscopia de dispersão de energia.

Figure 5. Representative spectrum of energy dispersive spectroscopy.

3.2. Efeito da concentração inicial da solução de Cr(VI)

A Figura 6 apresenta os dados experimentais sobre o efeito da variação da concentração inicial de Cr(VI) sobre a capacidade adsorptiva, e a eficiência de adsorção dos adsorventes CABC e CAC é apresentada na Figura 7. Os parâmetros dos modelos matemáticos de adsorção estão descritos na Tabela 1.

3.3. Efeito do tempo de contato e do pH inicial da solução

Como observado na Figura 8, em ambos os carvões (CABC e CAC) foi observado um comportamento semelhante no tempo de contato, atingindo o equilíbrio de adsorção aos 90 min. Enquanto a figura 9 apresenta a variação da eficiência de adsorção em função do pH.

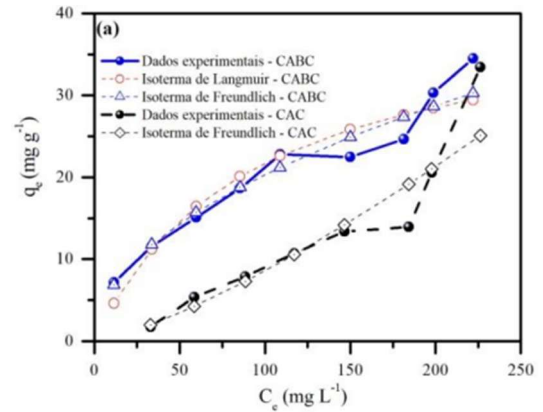


Figura 6. Isotermas de adsorção do CABC e do CAC.

Figure 6. Adsorption isotherms CABC and CAC.

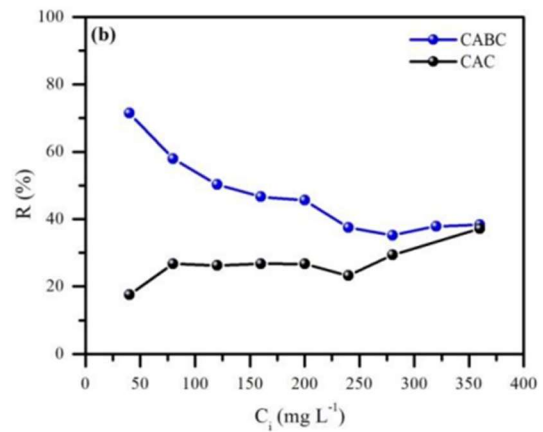


Figura 7. Eficiência de remoção de Cr(VI) por CABC e CAC.

Figure 7. Removal efficiency of Cr(VI) over CABC and CAC.

3.4. Efeito da massa do adsorvente

Outro parâmetro importante para a otimização do processo de adsorção é a quantidade de adsorvente utilizada. Ao analisar a Figura 10, observa-se que a eficiência de adsorção (R , %) é proporcional à massa de adsorvente utilizada.

3.5. Equilíbrio de adsorção nas condições otimizadas

Após o estudo de algumas variáveis do processo de adsorção em batelada, realizou-se um novo ensaio para investigar o efeito da concentração inicial de Cr(VI), considerando as condições ótimas, isto é, tempo de equilíbrio de 90 min, pH inicial da solução de 3 e massa de adsorvente de 0,01 g (Figura 11), resultando em novos parâmetros de isotermas (Tabela 2).

Tabela 1. Parâmetros de Langmuir e Freundlich para a remoção do Cr(VI) utilizando CA de bagaço de cana-de-açúcar (CABC) e CA comercial (CAC).

Adsorventes	Isoterma de Langmuir			Isoterma de Freundlich		
	K_L ($L \cdot mg^{-1}$)	q_m ($mg \cdot g^{-1}$)	R^2	K_F ($mg \cdot g^{-1}$)*($L \cdot mg^{-1}$) ^{1/n}	1/n	R^2
CABC	0,011	41,511	0,875	2,033	0,500	0,974
CAC	*	*	0,475	0,020	1,31635	0,953

* Os valores < 0, assim, sem sentido físico.

Adsorção de cromo hexavalente por carvão ativado obtido do bagaço de cana-de-açúcar ...

Tabela 2. Parâmetros de Langmuir e Freundlich para a remoção do Cr(VI) utilizando CA de bagaço de cana-de-açúcar (CABC) e CA comercial (CAC), nas condições otimizadas de tempo de equilíbrio (90 min), pH inicial da solução (pH 3) e massa do adsorvente (0,01 g).
Table 2. Langmuir and Freundlich parameters for the removal of Cr(VI) using sugarcane bagasse CA (CABC) and commercial CA (CAC), and the optimized conditions of equilibrium time (90 min), initial pH of the solution (pH 3) and mass of the adsorbent (0,01 g).

Adsorventes	Isoterma de Langmuir			Isoterma de Freundlich		
	KL (L mg ⁻¹)	q _{máx} (mg g ⁻¹)	R ²	KF (mg g ⁻¹)*(L mg ⁻¹) ^{1/n}	1/n	R ²
CABC	0,008	124,378	0,326	3,122	0,616	0,873
CAC	0,011	98,328	0,413	4,340	0,519	0,848

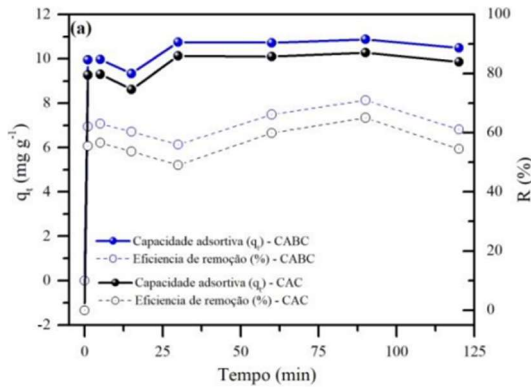


Figura 8. Efeito do tempo na adsorção de Cr(VI) sobre CABC e CAC.
Figure 8. Effect of time on Cr(VI) adsorption onto CABC and CAC.

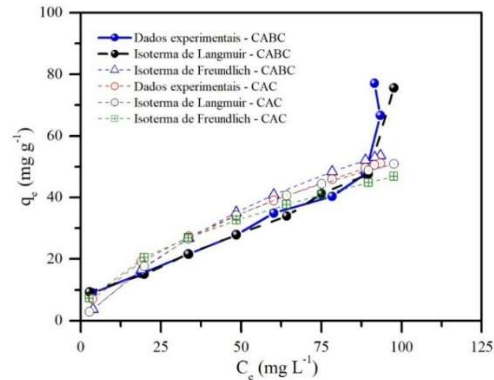


Figura 11. Isotermas de adsorção de Cr(VI) sobre CABC e CAC.
Figure 11. Cr(VI) adsorption isotherms on CABC and CAC.

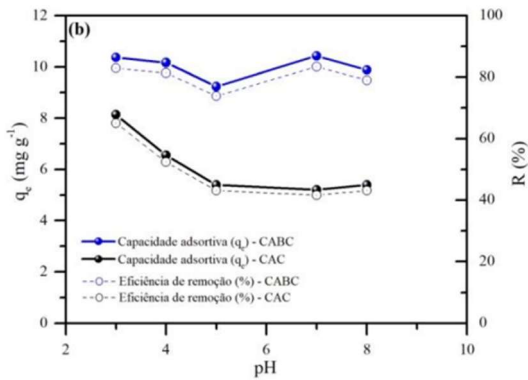


Figura 9. Efeito do pH inicial da solução na adsorção de Cr(VI) sobre CABC e CAC.
Figure 9. Effect of the initial pH of the solution on the adsorption of Cr(VI) on CABC and CAC.

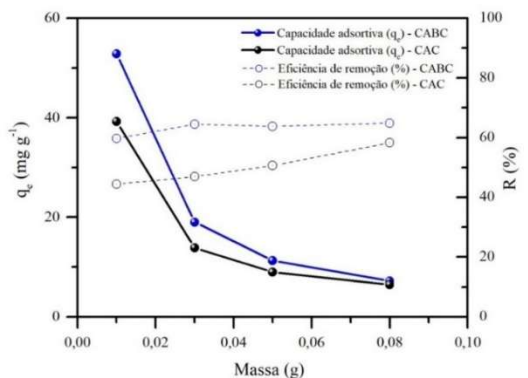


Figura 10. Influência da massa do adsorvente na adsorção de Cr(VI).
Figure 10. Influence of adsorbent mass on Cr(VI) adsorption.

3.6. Adsorção do Cr(VI) pelas fases adsorventes em colunas de leito fixo

A Figura 12 apresenta as curvas de ruptura obtidas durante o monitoramento das colunas de leito fixo. Nas curvas foram obtidos os V_{rut} e V_{sat} , sendo o V_{rut} o ponto em que a concentração da solução de saída foi superior a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, limite máximo estabelecido pela legislação (CONAMA, 2011), enquanto o V_{sat} é o ponto em que a concentração de saída é igual à concentração de entrada. Os parâmetros de operação da coluna foram organizados na Tabela 3, visando à melhor comparação dos resultados obtidos.

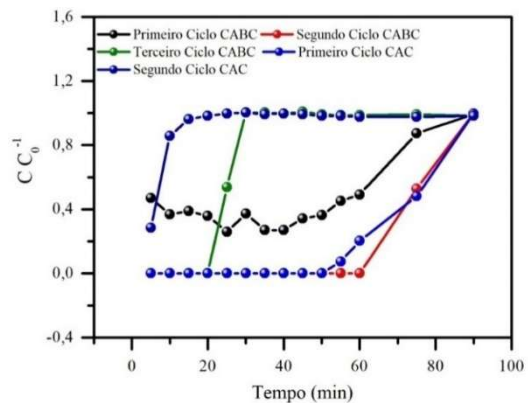


Figura 12. Curvas de Ruptura do CABC e CAC obtidas para 90 min de monitoramento eluindo solução de 25 mg L^{-1} de Cr(VI).
Figure 12. CABC and CAC breakthrough curves obtained for 90 min of monitoring, eluting a 25 mg L^{-1} Cr(VI) solution.

4. DISCUSSÃO

4.1. Efeito da concentração inicial da solução de Cr(VI)

O perfil isotérmico do CABC e do CAC evidencia a formação de camadas durante a adsorção. Esse formato de curva experimental já havia sido demonstrado por Sánchez

(2017). Também vale mencionar que esse formato se aproxima da isoterma Tipo IV do modelo de Brunauer, proposto em 1938, sendo esse perfil típico de sólidos macroporosos (BRUNAUER et al., 1938; BUTTERSACK, 2021). Se analisarmos o modelo proposto por Giles (1960),

pode-se dizer que se enquadraria no tipo S4; isotermas desse tipo são côncavas, apresentam forma semelhante a um “S” e, muitas vezes, apresentam um ponto de inflexão (AL-GHOUTI; DAANA, 2020).

Tabela 3. Parâmetros para a remoção do Cr(VI) utilizando CA de bagaço de cana-de-açúcar (CABC) e CA comercial (CAC) em coluna de leito fixo preenchida com 6 gramas de carvão.

Table 3. Parameters for the removal of Cr(VI) using sugarcane bagasse CA (CABC) and commercial CA (CAC) in a fixed-bed column filled with 6 grams of carbon.

Variável	CABC	CAC	CABC	CAC	CABC	CAC
	Primeiro ciclo		Segundo ciclo		Terceiro ciclo	
$V_{rup}(L)$	0,154	0,760	1,147	0,130	0,355	*
$V_{sat}(L)$	2,921	1,100	1,257	0,170	0,388	*
$T_{sat}(\text{min})$	5	55	75	5	25	*
$T_t(\text{min})$	90	75	90	10	30	*
$q_{col}(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	17,282	6,508	7,437	1,005	2,295	*
LUB(%)	94,727	30,909	8,750	23,529	8,505	*
Eficiência do Leito (%)	5,555	73,333	83,333	90	83,333	*

*Não foi realizado o ciclo, pois a coluna não apresentou capacidade de regeneração no ciclo anterior.

Os valores de eficiência de remoção (%) mostraram que o CABC foi capaz de remover maior quantidade de Cr(VI) em comparação ao CAC, em todas as concentrações analisadas, com eficiência de remoção variando entre 31 e 71 % no CABC, contra 10 a 35 % no CAC.

Os valores de determinação (R^2) obtidos foram superiores para o modelo de isoterma de Freundlich, ou seja, os dados experimentais se ajustam melhor a esse modelo matemático. Observa-se, ainda, que o CABC apresenta maior afinidade pelo Cr(VI) do que o CAC, pois o valor do parâmetro n é superior, assim como o do K_F . Também vale mencionar que o $q_{m\acute{a}x}$ obtido para o CABC, com o modelo de isoterma de Langmuir, foi de 41,411 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Já para o CAC, não foi possível realizar o cálculo, pois o coeficiente de determinação (R^2) indicou baixa correlação. Entretanto, o valor experimental do CAC foi de 33,43 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Estes dados, em conjunto, indicam boa capacidade adsorvente comparável nas menores concentrações do CABC, quando comparadas a outros estudos (Wang et al., 2020) e a estudos de revisão que relataram materiais capazes de remover altas quantidades de Cr(VI) ($\geq 80\%$).

4.2. Efeito do tempo de contato e do pH inicial da solução

O tempo de 90 minutos já foi adotado anteriormente por Souza et al. (2009), ao estudarem a adsorção de Cr (VI) em CA granular comercial (CAG). Para o CABC, os intervalos de tempo entre 30 e 120 min apresentam valores bem próximos entre si. No entanto, observa-se um leve aumento até 90 min; após esse tempo, atinge-se um platô. No CAC, após 90 min, o valor da capacidade adsorvente apresentou uma ligeira redução. Dessa forma, pode-se concluir que, para a adsorção do Cr(VI), o tempo necessário para atingir o equilíbrio é de 90 min, o que está de acordo com os dados da literatura (SOUZA et al., 2009).

Conforme apresentado, a capacidade adsorvente (q_e , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e a eficiência de remoção (R, %) do CABC apresentaram apenas uma ligeira variação em função do pH inicial da solução, enquanto esses parâmetros foram mais afetados quando o adsorvente avaliado foi o CAC. Observa-se também que ambos os adsorventes apresentaram melhor desempenho quando o pH inicial da solução foi 3. Esses valores diferem da literatura, na qual se constatou que o pH

ideal para a remoção de Cr(VI) utilizando CA granular seria 6, por apresentar maior q_e (Souza et al., 2009), já para biomassa de *Leucaena leucocephala* Lam. (leucena), com valores ótimos entre 5 e 7 (YUSSUF, 2019).

O pH exerce um papel fundamental no processo de adsorção, uma vez que este é sensível a esse parâmetro. Deste modo, ressaltamos a importância do pH para a remoção do Cr(VI), uma vez que ele induz a formação de cargas superficiais favoráveis à remoção do analito estudado, bem como determina sua forma iônica em solução. Em meios ácidos, o meio aquoso apresenta mais cargas superficiais positivas, o que facilita a atração eletrostática com as espécies de Cr presentes na solução, sendo as espécies HCrO_4^- , CrO_4^{2-} e $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ as mais abundantes. Também vale mencionar o estudo de Gomes (2019), que ressalta a massa como agente influenciador da forma iônica observada em solução e cita que, para concentrações de cromo inferiores a 1,0 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e pH entre 1,0 e 6,5, a forma dominante é o íon hidrogênio cromato (HCrO_4^-) (KABDAŞLİD; TÜNEY, 2023).

4.3. Efeito da massa do adsorvente

O resultado encontrado já é esperado e é explicado por Fidelis et al. (2018) e por Rosa et al. (2019), sendo que, quanto maior a massa, maior a área superficial necessária para que ocorra a adsorção. No entanto, quanto maior a R, menor foi a capacidade adsorvente (q_e , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) observada para ambos os carvões (CABC e CAC), visto que, apesar de haver mais sítios livres para a ocupação por Cr(VI), a concentração inicial da solução permaneceu a mesma (GOMES, 2019).

Sendo assim, é possível concluir que, com a massa de 0,08 g, a eficiência de remoção (R, %) foi maior, mas apresentou a menor capacidade adsorvente (q_e , $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$), enquanto a massa de 0,01 g apresentou comportamento oposto: menor eficiência de remoção (R, %) e maior capacidade adsorvente (q_e).

4.4. Estudo do equilíbrio de adsorção nas condições otimizadas

Comparando as duas isotermas, observa-se que os perfis registrados nas curvas das isotermas experimentais não foram alterados, o que indica que o processo ocorreu da mesma forma descrita no subitem. Já as curvas obtidas com o CAC apresentaram uma leve alteração no formato. Novamente, os

dados experimentais ajustaram-se melhor ao modelo de Freundlich. Deve-se ainda destacar que os ajustes com o modelo de isoterma de Langmuir apresentaram valores baixos dos coeficientes de determinação.

4.5. Adsorção do Cr (VI) pelas fases adsorventes em colunas de leito fixo

Considerando a vazão volumétrica da bomba, a solução operou a uma velocidade superficial de $6,366 \text{ mL s}^{-1}$; assim, cada unidade volumétrica da solução permaneceu em contato com a coluna por aproximadamente 3 min. Inicialmente, é possível apontar o CABC como um potencial adsorvente, pois também demonstrou capacidade de regeneração 2 vezes, ou seja, pode ser aplicado em 3 ciclos completos. Já o CAC apresentou apenas 1 regeneração, com 2 ciclos completos, o que indica menor vida útil do que o CABC.

Nos 3 ciclos realizados com o CABC, o primeiro apresentou menor V_{rup} , mas obteve os maiores valores de V_{sat} e o maior q_{col} . No entanto, apresentou os piores resultados em LUB e na eficiência de leito. É importante ressaltar que o q_{col} dependeu do V_{sat} , pois quanto maior o V_{sat} , maior o q_{col} . Porém, à medida que o valor reduziu, houve uma tendência a aumentar a eficiência do leito e diminuir a da LUB, fator importante para evitar desperdício de adsorvente.

A mesma tendência foi observada no CAC, com sua capacidade de regeneração quase nula, o que explica a queda no valor de q_{col} ser mais acentuada do que a observada no CABC, bem como o fato do CAC poder ser regenerado apenas 1 vez.

Quando comparados os ciclos entre os diferentes adsorventes, o CABC demonstrou maior capacidade de tratamento, porém isso não implica maior eficiência. Um padrão observado, já esperado, é que, ao longo dos ciclos, houve redução do V_{sat} e do q_{col} , uma vez que o processo de regeneração não é capaz de remover 100% do Cr(VI) adsorvido pela coluna.

É importante lembrar que, como mencionado na metodologia, a coluna de leito fixo preenchida ofereceu resistência à passagem da solução; assim, não foi possível controlar a vazão, o que ocasionou variações notáveis no volume coletado durante o monitoramento, podendo ter sido o motivo da falta de padrão nos T_{sat} e T_{rup} .

Não fizemos nenhum estudo concreto sobre esse fato, por não ser o foco do trabalho, mas, se analisarmos os experimentos realizados no laboratório, podemos citar dois possíveis motivos. O primeiro foi a quantidade de algodão: valores superiores a 0,5 g (em cada extremidade da coluna) impediram completamente a passagem da solução, enquanto inferiores permitiram a lixiviação do carvão. O segundo foi a espessura da coluna utilizada, de 20 mm de diâmetro (a menor disponível à venda). No entanto, foram realizados experimentos com 25 e 32 mm e, em ambos os casos, houve menor interferência na vazão; porém, houve lixiviação independentemente da quantidade de algodão.

5. CONCLUSÕES

O carvão ativado de bagaço de cana-de-açúcar (CABC) demonstra ser uma alternativa viável para tratar o efluente contaminado com Cr(VI), por apresentar maior capacidade de adsorção, em comparação ao carvão ativado comercial (CAC), tanto em batelada quanto em leito fixo.

Durante os ensaios em batelada, o modelo matemático mais adequado para avaliar a adsorção do Cr(VI) pela fase

adsorvente foi o de Freundlich. Outro ponto importante foi a constatação de condições ótimas para a realização dos ensaios, a saber: pH 3, tempo de equilíbrio entre as fases de 90 min e massa de carvão ativado de 0,01 g, o que aumentou o $q_{máx}$ de ambos os adsorventes estudados.

Nos ensaios em colunas de leito fixo, o CABC apresentou os melhores resultados quando comparado ao CAC, sendo capaz de remover maior quantidade de Cr(VI), tratar maior volume e possuir maior capacidade de regeneração do leito.

Com base nesses resultados, o trabalho comprova a viabilidade técnica do uso do bagaço de cana-de-açúcar como matéria-prima para a produção de carvão ativado e sua aplicação no tratamento de efluentes contendo Cr(VI).

Apesar dos resultados promissores, é importante destacar que o estudo utilizou um efluente sintético contendo apenas o íon Cr(VI). Dessa forma, não é possível prever com segurança o comportamento do adsorvente diante da competição por sítios ativos em matrizes reais, que normalmente apresentam diversos contaminantes simultâneos, o que pode servir de ponto de partida para estudos futuros.

Outro ponto de atenção diz respeito à vazão, que apresentou variação durante o estudo devido à resistência da coluna. Essa resistência é principalmente devida à presença do algodão; porém, sem ele, todo o conteúdo da coluna seria lixiviado. Portanto, optou-se por seu uso, mesmo que isso afete a vazão. Por isso, é importante avaliar outra forma de empacotar a coluna em trabalhos futuros.

Outra sugestão é investigar a influência de padrões operacionais, como a velocidade de escoamento, a altura e o diâmetro da coluna, e como cada um deles interfere na eficiência de remoção.

6. REFERÊNCIAS

- AL-GHOUTI, M. A.; DA'ANA, D. A. Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: a review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 393, e122383, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- ANJITHA, K. S.; SAMEENA, P. P.; PUTHUR, Jos T. Functional aspects of plant secondary metabolites in metal stress tolerance and their importance in pharmacology. *Plant Stress*, v. 2, e100038, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.stress.2021.100038>
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 541p.
- ARAÚJO, L. S.; COUTINHO, A. dos R.; ALVAREZ-MENDEZ, M. O.; MORUZZI, R. B.; CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. Caracterização e avaliação de fatores que determinam a remoção de microcistina-LR em carvão ativado granular produzido a partir de diferentes matérias-primas. *Engenharia Ambiental e Sanitária*, v. 23, n. 6, p. 1131-1142, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018177756>
- ARAÚJO, C. M. B. de; GHISLANDI, M. G.; RIOS, A. G.; COSTA, G. R. B. da; NASCIMENTO, B. F. do; FERREIRA, A. F. P.; MOTTA SOBRINHO, M. A. da; RODRIGUES, A. E. Wastewater treatment using recyclable agar-graphene oxide biocomposite hydrogel in batch and fixed-bed adsorption column: bench experiments and modeling for the selective removal of organics. *Colloids And Surfaces A: Physicochemical*

- and **Engineering Aspects**, v. 639, e128357, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.128357>
- BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of gases in multimolecular layers. **Journal of the American Chemical Society**, v. 60, n. 2, p. 309-319, 1938.
- BUTTERSACK, C. General cluster sorption isotherm. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 316, p. e110909, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.micromeso.2021.110909>
- CHEBEIR, M.; CHEN, G.; LIU, H. Emerging investigators series: frontier review: occurrence and speciation of chromium in drinking water distribution systems. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 2, n. 6, p. 906-914, 2016.
- CONAMA_Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011** - "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA"; publicada no Diário Oficial da União em 16/05/2011; Brasília, DF.
- FIDELIS, M. Z.; FÁVARO, Y. B.; DE GEUS, R. A.; FRANÇA, M. F. C.; LENZI, G. G. Aplicação de bentonita no processo de adsorção para remoção de chumbo. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: UFTPR, p. 1-8.
- GILES, C. H.; MACEWAN, T. H.; NAKHWA, S. N. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. **Journal of the Chemical Society**, p. 3973-3993, 1960.
- GOMES, L. M. F. **Obtenção e caracterização de bioadsorventes a partir de algas marinhas para remoção de cromo hexavalente em solução aquosa**. 133f. Tese [Doutorado em Ciências dos Materiais] – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2019.
- ISLAM, A.; ANGOVE, M. J.; MORTON, D. W. Recent innovative research on chromium (VI) adsorption mechanism. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 12, e100267, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100267>
- KABDAŞLİ, I.; TUNAY, O. Hexavalent chromium removal from water and wastewaters by electrochemical processes: review. **Molecules**, v. 28, n. 5, e2411, 2023. <http://dx.doi.org/10.3390/molecules28052411>
- KUMARI, U.; MISHRA, A.; SIDDIQI, H.; MEIKAP, B. C. Effective defluoridation of industrial wastewater by using acid modified alumina in fixed-bed adsorption column: experimental and breakthrough curves analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123645, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123645>
- LIVEIRA, L. R. **Remoção de Alumínio em Sistema Contínuo em Coluna de Leito Fixo com Carvão Ativado**. 122f. Dissertação [Mestrado em Engenharia Química] - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.
- MFOUMOU, C. M.; TONDA-MIKIÉIA, P.; NGOYE, F.; MOUGNALA, S. B.; MBOUITI, B. L.; TCHOUYA, G. R. F. Removal and adsorption kinetics of copper(II) ions from aqueous media on activated carbon in dynamic adsorption on a fixed-bed column. **Comptes Rendus Chimie**, v. 27, n. 1, p. 141-151, 2024. <http://dx.doi.org/10.5802/crchim.285>
- MÓDENES, A. N.; BAZARIN, G.; BORBA, C. E.; LOCATELLI, P. P. P.; BORSATO, F. P.; PAGNO, V.; PEDRINI, R.; TRIGUEROS, D. E. G.; ESPINOZA-QUINONES, F. R.; SCHEUFELE, F. B. Tetracycline adsorption by tilapia fish bone-based biochar: mass transfer assessment and fixed-bed data prediction by hybrid statistical-phenomenological modeling. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, e123775, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123775>
- NAJMI, S.; HATAMPOUR, M. S.; SADEH, P.; NAJAFIPOUR, I.; MEHRANFAR, F. Activated carbon produced from Glycyrrhiza glabra residue for the adsorption of nitrate and phosphate: batch and fixed-bed column studies. **Sn Applied Sciences**, v. 2, n. 4, e773, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s42452-020-2585-7>
- NEVES, C. V.; STAUDT, J.; SANTOS, G. L. dos; SCHNEIDER, L. T.; MÓDENES, A. N. Otimização da eficiência de uma coluna de leito fixo para adsorção do corante reativo Azul 5G pela escama de peixe. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, II, 2019. Anais [...]. Foz do Iguaçu: IBEAS, p. 1-5. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2019/V-032.pdf>. Acessado em 12. dez. 2025.
- PATEL, H. Comparison of batch and fixed bed column adsorption: a critical review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 19, p. 10409-10426, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-021-03492-y>
- RAJ, D.; MAITI, S. K. Sources, bioaccumulation, health risks and remediation of potentially toxic metal(loid)s (As, Cd, Cr, Pb and Hg): an epitomised review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, e108, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-019-8060-5>
- ROSA, I. A.; RODRIGUES, M. C. de M.; FÁTIMA, S. P. de. Remoção de azul de metileno em biocarvões de casca de arroz e de bagaço de cana-de-açúcar. **Sustentare**, v. 3, n. 1, p. 64-74, 2019. <http://dx.doi.org/10.5892/st.v3i1.5742>
- SALEH, T. A.; MUSTAQEEM, M.; KHALED, M. Water treatment technologies in removing heavy metal ions from wastewater: a review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 17, e100617, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100617>
- SALIM, N.; RAZA, A. Nutrient use efficiency (NUE) for sustainable wheat production: a review. **Journal of Plant Nutrition**, v. 43, p. 297-315, 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/01904167.2019.1676907>
- SÁNCES, B. J. C. **Síntesis de materiales organocerámicos funcionalizados para la captación de cromo hexavalente en agua**. 74f. Tesis [Maestro en Ciencias en Química] - Universidad de Guadalajara, Guadalajara, 2017.
- SANTOS, I. de O.; METZKER, S. L. O.; MACHADO, A. R. T. Produção e caracterização de adsorvente para remoção de corante orgânico em meio aquoso. **Nativa**, v. 11, n. 3, p. 431-437, 2023. <http://dx.doi.org/10.31413/nat.v11i3.16144>
- SEVIM, Ç.; DOĞAN, E.; COMAKLI, S. Cardiovascular disease and toxic metals. **Current Opinion In**

- Toxicology**, v. 19, p. 88-92, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cotox.2020.01.004>
- SOUZA, R. S.; CARVALHO, S. M. L.; GARCOA JÚNIOR, M. R. L.; SENA, R. S. F. Adsorção de cromo (VI) por carvão ativado granular de soluções diluídas utilizando um sistema de batelada sob pH controlado. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 661-668, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300022>
- VIDAL, C. B. Princípios Básicos. In: NASCIMENTO, R. F. do; LIMA, A. C. A. de; VIDAL, C. B.; MELO, D. de Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária UFC, 2020. Cap. 1. p. 13-303.
- WANG, F. Y.; WANG, H.; MA, J. W. Adsorption of cadmium (II) ions from aqueous solution by a new low-cost adsorbent - Bamboo charcoal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, n. 1-3, p. 300-306, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.032>
- WANG, Y.; PENG, C.; PADILLA-ORTEGA, E.; ROBLEDO-CABRERA, A.; LÓPEZ-VALDIVIESO, A. Cr(VI) adsorption on activated carbon: mechanisms, modeling and limitations in water treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, e104031, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2020.104031>
- XU, T.; JIANG, X.; TANG, Y.; ZENG, Y.; ZHANG, W.; SHI, B. Oxidation of trivalent chromium induced by unsaturated oils: a pathway for hexavalent chromium formation in soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, e124699, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124699>
- YUSSUF, A. S. Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by *Leucaena leucocephala* seed pod activated carbon: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. **Arab Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 26, n. 1, p. 89-102, 2019. <http://dx.doi.org/10.1080/25765299.2019.1567656>

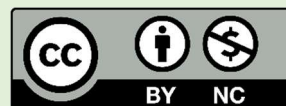
Agradecimentos: Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCIAMB/UEMG).

Contribuições dos autores: I.O.S. – conceituação, coleta e análise de dados, redação de texto (esboço original, revisão e edição); S.L.O. M. - orientação, conceituação, metodologia, coleta e análise de dados, revisão de texto; A.R.T.M. - co-orientação, revisão e edição de texto, análise de dados. Todos os autores leram e concordaram com a versão publicada do manuscrito.

Financiamentos: Não se aplica

Disponibilidade de dados: Os dados desta pesquisa poderão ser obtidos por e-mail, mediante solicitação ao autor correspondente.

Conflito de interesses: Os autores declaram não haver conflitos de interesses.



Copyright: © 2025 by the authors. This article is an Open-Access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons **Attribution-NonCommercial (CC BY-NC)** license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).