

UTILIZAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO E DA CINZA DA CASCA DE ARROZ COMO ADSORVENTES NA REMOÇÃO DE PARACETAMOL

Mariana Piazza (SATC), E-mail: marianapiazza104@outlook.com
Carolina Resmini Melo Marques (SATC), E-mail: carolina.melo@satc.edu.br
Débora De Pellegrin Campos (SATC), E-mail: debora.campos@satc.edu.br
Aline Resmini Melo (SATC), E-mail: aline.melo@satc.edu.br

Resumo: O aumento do consumo de fármacos aliado ao descarte inadequado de efluentes e a falta de qualidade no tratamento de esgoto vem ocasionando preocupações com a contaminação de corpos hídricos, que por consequência prejudicam ecossistemas ambientais e a saúde humana. Nesse sentido, o paracetamol vem atuando como um contaminante emergente, justamente por ter uma usabilidade elevada e ser um medicamento analgésico-antipirético, podendo ser consumido sem prescrição médica. Por conta dos atuais estudos apontando a adsorção como um possível método de remoção do paracetamol de águas residuais de indústrias e esgotos, o objetivo deste trabalho foi analisar e comparar a utilização da CCA (cinza da casca do arroz) e o CA (carvão ativado) como adsorventes. Realizou-se a análise da área superficial pelo processo BET, utilizando o pH natural da solução de paracetamol em ambos os adsorventes, além da análise da cinética de adsorção. Simulou-se o processo de adsorção em batelada utilizando o CCA e CA em banho termostático. Foi comprovado que o modelo de pseudo-segunda ordem foi o que melhor se aquedou para os adsorventes, sendo que o tempo de equilíbrio de adsorção para CCA e CA foi de 100 minutos. A partir dos resultados encontrados, conclui-se que o processo de adsorção com CCA e CA é eficiente na remoção de paracetamol de soluções aquosas, do qual o CA demonstrou maior eficácia, pois teve uma maior quantidade adsorvida nas condições apresentadas.

Palavras-chave: Indústria farmacêutica. Efluentes. Contaminação hídrica. Adsorção.

USE OF ACTIVATED CHARCOAL AND RICE HUSK ASH AS ADSORBENTS IN PARACETAMOL REMOVAL

Abstract: The increase in the consumption of drugs, together with the inadequate disposal of effluents and the lack of quality in the treatment of sewage, has caused concerns about the contamination of water bodies, which consequently harm environmental ecosystems and human health. In this sense, paracetamol has been acting as an emerging contaminant, precisely because it has high usability and is an analgesic-antipyretic drug, and can be consumed without a medical prescription. Due to current studies pointing to adsorption as a possible method of removing paracetamol from wastewater from industries and sewage, the objective of this work was to analyze and compare the use of RHA (rice husk ash) and CA (activated carbon) as adsorbents. The analysis of the surface area was carried out by the BET process, using the natural pH of the paracetamol solution in both adsorbents, in addition to the analysis of the adsorption kinetics. The batch adsorption process was simulated using CCA and CA in a thermostatic bath. It was proved that the pseudo-second order model was the best fit for the adsorbents, and the adsorption equilibrium time for CCA and CA was 100 minutes. From the results found, it is concluded that the adsorption process with CCA and CA is efficient in the removal of paracetamol from aqueous solutions, of which the CA demonstrated greater effectiveness, as it had a greater amount adsorbed under the presented conditions.

Keywords: Pharmaceutical industry. Effluents. Water contamination. Adsorption.

1. Introdução

Os fármacos fazem parte do cotidiano das pessoas, com uma intensificação ocasionada pela pandemia do COVID-19. De acordo a Federação Brasileira das Redes Associativas e Independentes de Farmácias – FEBRAFAR, dados do mercado mostram que nos últimos doze meses findados em setembro o varejo farmacêutico cresceu 12% como um todo (FEBRAFAR, 2021). E assim também cresceu a preocupação com a contaminação de rios e mares pelo descarte indevido dos fármacos. A principal via dessa

contaminação no meio ambiente é por meio do lançamento de esgotos *in natura* nos diversos corpos hídricos (PASCHOA; PINHEIRO, 2017).

Dentre os contaminantes encontrados em recursos hídricos o paracetamol merece atenção. Apresenta eficiência terapêutica, é utilizado no combate à dor e à febre, não reage com a maioria dos medicamentos e não é controlado, ou seja, não necessita de prescrição médica na maioria dos países (BEHRENDTS; FÉRIS; NUNES, 2019).

Nesse cenário, a adsorção apresenta-se como uma técnica alternativa aos processos convencionais. À vista disso, através de experimentos de adsorção em batelada, foi verificada a validação ou não da utilização do carvão ativado (CA) e da cinza da casca de arroz (CCA), como forma de fazer um comparativo com ambos os adsorventes estudados, visando a remoção do fármaco em efluentes. Sendo assim, o objetivo do trabalho foi analisar e comparar a utilização da CCA e o CA, como adsorventes, para a remoção de paracetamol. Por meio de experimentos em batelada investigando efeitos da concentração de adsorvente, com modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem para descrever a cinética de adsorção. Verificando características estruturais dos adsorventes através da área superficial (BET), além de definir parâmetros de interferência como a concentração dos adsorventes.

No entanto, vale destacar que atualmente a legislação brasileira tal como a Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), não contempla a obrigatoriedade de um tratamento em nível mais elevado no caso do tratamento de esgoto sanitário/doméstico, não dispondo valores limites para as concentrações de nutrientes no esgoto. Entretanto, segundo Liu e Wong (2013 apud FRANCO, 2018), regulamentações para a presença de fármacos em efluentes já são estabelecidas em alguns países, como nos Estados Unidos, Suíça, Austrália, China e entre os membros da União Europeia.

O estudo da cinética de adsorção é útil para determinar a taxa de remoção do adsorvato na fase fluida em relação ao tempo necessário para que o equilíbrio do processo seja atingido. Os aspectos que podem influenciar na capacidade de adsorção, segundo Behrends, Férís e Nunes (2019), são as características do adsorvente como área superficial, estrutura do poro, grupo funcional e a natureza do adsorvato (massa molar, solubilidade, polaridade e grupos funcionais).

A cinética de adsorção envolve a transferência de massa de componentes da fase fluida para a superfície externa da partícula adsorvente através do filme líquido, difusão de moléculas do fluido para o interior dos poros e a difusão das moléculas totalmente adsorvidas ao longo da superfície do poro. Na primeira etapa, a adsorção pode ser afetada pela concentração do adsorvato e pela agitação. A segunda etapa é geralmente considerada a etapa determinante, especialmente no caso de adsorventes microporosos (NASCIMENTO et al., 2020).

Para NASCIMENTO et al. (2020), quando o equilíbrio de adsorção é atingido tem-se a concentração final do soluto na solução em equilíbrio (C_e) com a capacidade de adsorção do adsorvente (q). Já para obter valores de q (Eq. 1), é preciso fazer um balanço de massa em que a quantidade de adsorvato adsorvido no adsorvente deve ser igual à quantidade de adsorvato removido da solução, ou, em termos matemáticos.

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

Onde: q : capacidade de adsorção (mg. g^{-1}); C_0 : concentração inicial do adsorvato (mg. L^{-1}); C_e : concentração do adsorvato no equilíbrio (mg. L^{-1}); V : volume da solução (L); m : massa do adsorvente (g).

Diversos modelos podem ser empregados na cinética, contudo, os utilizados com maior frequência são os de pseudo-primeira ordem e de pseudo-segunda ordem, por terem maior facilidade de se ajustar aos dados experimentais (CAVALCANTE et al., 2018).

O modelo de pseudo-primeira ordem (Eq. 2), pode ser representado pela equação de Lagergren, geralmente aplicável em tempos acima de 20 a 30 minutos iniciais do processo de adsorção e não se aplica a períodos amplos de adsorção (CAVALCANTE, et al. 2018).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t$$

(2)

Onde: q_t = quantidade de íons adsorvidos (mg. g^{-1}) em tempos diferentes; q_e = quantidade de íons adsorvidos em equilíbrio (mg. g^{-1}); k_1 = constante do modelo de pseudo-primeira ordem (min^{-1}); t = tempo de equilíbrio (min).

Através da plotagem do gráfico, dos dados obtidos com a cinética de pseudo-primeira ordem, de $\ln(q_e - q_t)$ versus t , obtêm-se o valor de q_e e k_1 (NASCIMENTO et al., 2020). O modelo de pseudo-segunda ordem descreve o comportamento da cinética em toda faixa de tempo de contato posterior ao início, conforme equação linearizada (Eq. 3) (CAVALCANTE, et al. 2018).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2(q_e)^2} + \frac{t}{q_e} \quad (3)$$

Onde: q_e = quantidade de íons adsorvidos em equilíbrio (mg g^{-1}); q_t = quantidade de íons adsorvidos em tempos diferentes (mg. g^{-1}); k_2 = constante do modelo de pseudo-segunda ordem ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$); t = tempo de equilíbrio (min).

Os valores de q_e e k_2 podem ser obtidos pelo intercepto e a inclinação da curva apresentada no gráfico (t/q_t) versus t . Se o modelo cinético de pseudo-segunda ordem for aplicável, a plotagem de (t/q_t) versus t deve apresentar uma relação linear próxima a 1 (NASCIMENTO et al., 2020).

2. Procedimento experimental

O fluxograma do procedimento experimental, executado no presente trabalho, é demonstrado na Figura 1.

O carvão ativado utilizado no estudo foi fornecido pelo curso de Engenharia Química da UNISATC (Centro Universitário SATC), o qual foi manipulado *in natura* para a realização dos demais testes. A cinza da casca de arroz, que foi carbonizada a 200 °C, foi cedida por uma Empresa do Sul do Estado de Santa Catarina, responsável por armazenagem e beneficiamento de arroz. A CCA foi utilizada *in natura*, e seu preparo se deu em um peneiramento, para a retirada de algumas impurezas (CASTRO, 2019).

Para a verificação das características dos adsorventes e propriedades de adsorção, foram analisadas as estruturas da CCA e CA através do BET, para conhecer a estrutura dos poros, a fim de compreender as interações hidrofóbicas ocasionadas pela polaridade entre água e o adsorvato (FÉRIS, 2001).

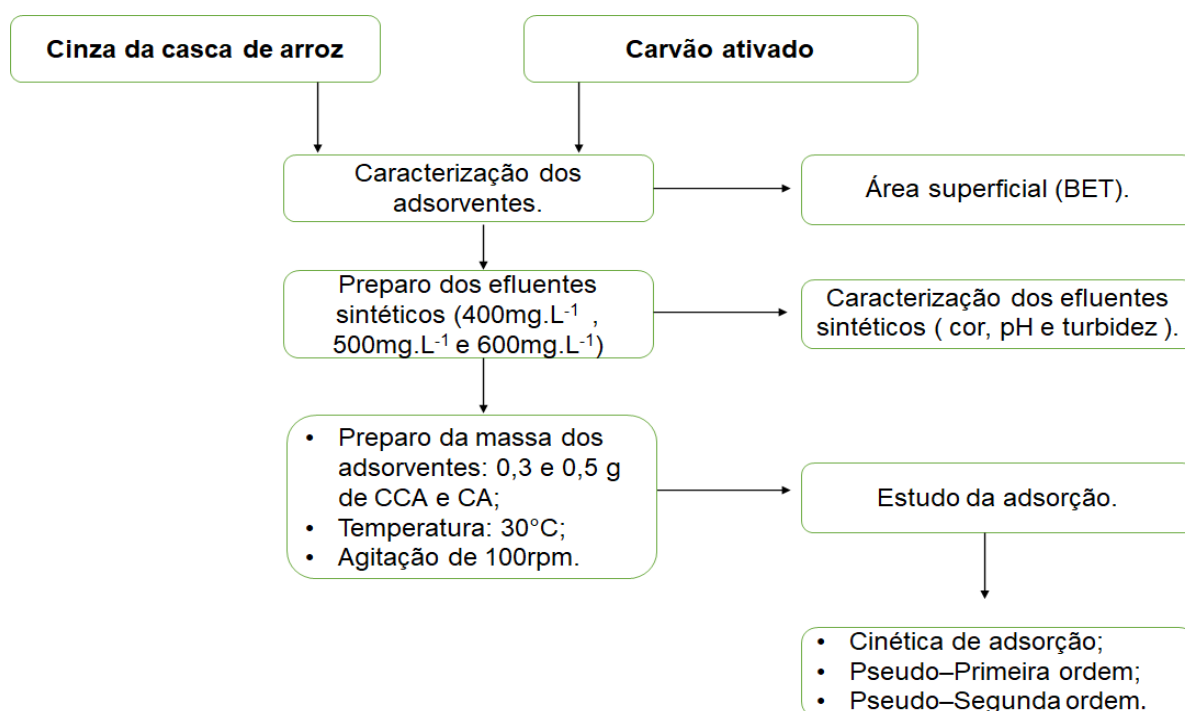


Figura 1 - Etapas do procedimento experimental

Foi determinado a área superficial específica (S_{BET}), o diâmetro médio de poro (APD) e o volume total de poro (VTP), através da adsorção de nitrogênio (gás nitrogênio 5.0) em baixas temperaturas, sem ativação da amostra. Foi utilizado o equipamento da marca Quantachrome, modelo Quadrasorb Evo, com o software de processamento QuadraWin, cuja análise foi realizada pelo LACAMI (Laboratório de Caracterização Microestrutural) no CTSATC (Centro Tecnológico SATC).

Os efluentes foram simulados utilizando paracetamol, adquirido em uma farmácia de Nova Veneza, Santa Catarina. Para Ferreira (2015), Cavalcante (2018), e Behrends, Féris e Nunes (2019), o preparo da solução consiste em água destilada e paracetamol, com concentrações de 400 mg.L^{-1} , 500 mg.L^{-1} e 600 mg.L^{-1} .

Após o preparo das soluções, foi verificada a turbidez, cor, absorvância e pH, por meio do espectrofotômetro UV/VIS modelo Spectroquant® Pharo 100 e pelo pHmetro modelo Quimis®, no Laboratório de Química II do curso de Engenharia Química da UNISATC.

Segundo estudos de Behrends, Féris e Nunes (2019) com a cinza da casca de arroz, a faixa de pH ideal a se considerar é o pH natural da solução de PAR, visto que não se necessita de nenhum reagente químico para ajuste. Rheinheimer (2016), também não observa uma grande diferença na remoção em meio ácido ou básico.

Para a construção da curva de calibração do paracetamol, foi preparado uma solução de 750 mg/L e dela as diluições necessárias para a construção da curva, com análise através do espectrofotômetro.

Para o estudo da cinética de adsorção, foram realizados seis testes para cada adsorvente, modificando a massa dos adsorventes (0,3 e 0,5 g de CCA e CA) (RHEINHEIMER, 2016; BEHRENDS; FÉRIS; NUNES, 2019) a concentração dos efluentes (400 mg.L^{-1} ,

500mg.L⁻¹ e 600mg.L⁻¹) em um erlenmeyer com volume de 150 mL utilizando-se 20 mL dos efluentes.

Cada amostra foi submetida a agitação mecânica constante de 100 rpm e temperatura de 30 °C, com um tempo de contato de 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120 e 180 min (RHEINHEIMER, 2016; BEHRENDENS; FÉRIS; NUNES, 2019).

Posteriormente, as amostras foram retiradas e filtradas para a remoção dos adsorventes e submetidas a centrifugação, visando decantar os sólidos suspensos, pois eles geram um erro quando são feitas a análise de cor e absorvância no espectrofotômetro.

Logo após, se realizou a medição da absorvância de cada amostra por meio do espectrofotômetro, e o cálculo da cor utilizando a curva de calibração, sendo possível a construção da curva cinética para determinar o tempo de equilíbrio.

3. Resultados e discussões

Os ensaios realizados em duplicata, teve o objetivo de determinar a veracidade da remoção de paracetamol em CCA e CA, sobre as condições experimentais.

Os principais parâmetros físicos dos adsorventes estão representados na Tab. 1, obtidos pelo modelo BET.

Tabela 1- Caracterização física da CCA e do CA

Análise	CCA	CA	Unidade
Área superficial – BET	23,792	505,999	m ² g ⁻¹
Volume total de poros	0,04734	0,2641	cm ³ g ⁻¹
Diâmetro médio de poros	79,5944	20,9788	Å

A área superficial está diretamente relacionada à quantidade de sítios disponíveis para a adsorção. Dito isso, a área superficial obtida para CCA foi de 23,792 m² g⁻¹ e do CA foi de 505,999 m² g⁻¹. Tais valores foram menores que os encontrados segundo outros autores como Behrends, Féris e Nunes (2019), que verificaram que CCA foi de 52,924 m² g⁻¹, bem como Foeger (2017), que estima a superfície específica do carvão ativado granulado entre 700 e 1300 m² g⁻¹. Pode-se considerar nessa perspectiva que a CCA apresentou valores menores devido ao cultivo desse cereal, a forma de plantar, o clima e por sua queima acontecer em temperatura de 200 °C. O CA, por sua vez, é influenciado pelas condições de processamento e pela natureza do material precursor (FERREIRA, 2015).

Segundo os parâmetros da União Internacional de Química Pura e Aplicada – IUPAC, tanto o CA quanto CCA possuem um tamanho intermediário com relação ao diâmetro médio do poro, sendo considerados mesoporos (THOMMES et al., 2015). É o tamanho do poro que determina a acessibilidade das moléculas de adsorvato ao interior do adsorvente (BARROS, 2014). A molécula de PAR possui 8,29 Å de diâmetro (BEHRENDENS; FÉRIS; NUNES, 2019), sendo capaz de acessar os poros da cinza e do carvão ativado.

Como a adsorção é um fenômeno de superfície, relaciona-se que a extensão da adsorção é proporcional à área superficial específica. Para partículas maiores, a resistência à difusão é menor, ou seja, a adsorção ocorre mais facilmente. No que se refere ao diâmetro da partícula, quanto menor o diâmetro maior é a adsorção (NASCIMENTO, 2020). É possível concluir pela caracterização do BET, que o CCA e CA são sólidos com potencialidades para a adsorção, destacando o CA com as funcionalidades melhores.

A Tab. 2 apresenta os parâmetros que foram analisados dos efluentes preparados para este estudo. Estas análises foram realizadas no Laboratório de Química II do curso de Engenharia Química da UNISATC. Sendo notório um aumento gradual da cor, absorvância e turbidez com o aumento da concentração.

Tabela 2 - Resultados da caracterização dos efluentes

Amostra (mg.L ⁻¹)	Cor (Hazen)	Absorvância	pH	Turbidez (FAU)
400	14	0,133	7,62	13
500	16	0,175	7,62	28
600	20	0,218	7,62	37

A curva de calibração foi desenvolvida a partir da solução de 750 mg.L⁻¹ distribuída em variações de 50 mg.L⁻¹, onde não foram realizados ajustes de pH. Desse modo, a equação da reta obtida ($y = 2619,7x + 33,921$) apresentou um R² de 0,9859.

Na concentração de 600 mg.L⁻¹, verificou-se uma estabilidade da concentração original comparada com a final, de tal modo, a quantidade de sólidos adsorventes não foi suficiente para esta concentração, o que impossibilitou a realização de análises posteriores e, conseqüentemente, a discussão dos resultados provenientes destas. Nas concentrações de 400 mg.L⁻¹ e 500 mg.L⁻¹, verificou-se a diminuição da concentração inicial.

As alíquotas foram retiradas em intervalos de tempos determinados, efetivando a plotagem do gráfico q_t versus tempo, o que possibilita a análise da cinética, conforme a Fig. 2 que faz menção a concentração de 500 mg.L⁻¹ e a Fig. 3 demonstrando na concentração de 400 mg.L⁻¹.

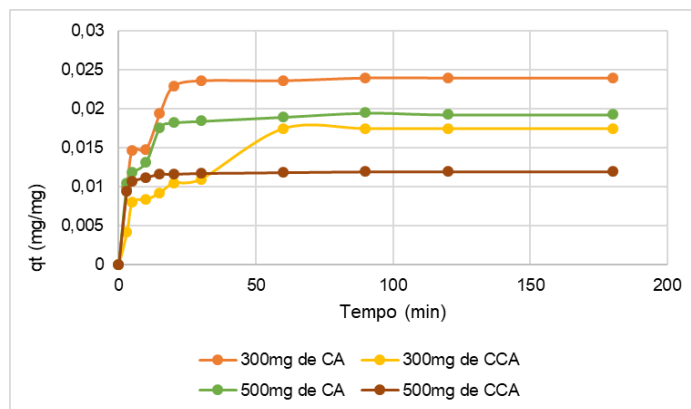


Figura 2 - Cinética de adsorção na concentração de 500 mg.L⁻¹ de paracetamol

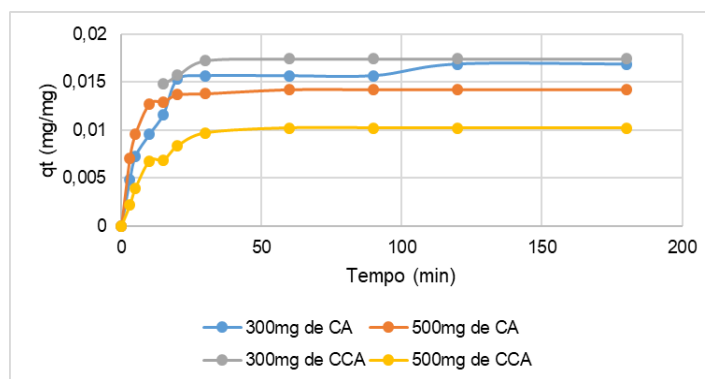


Figura 3 - Cinética de adsorção na concentração de 400 mg.L⁻¹ de paracetamol

No estudo da cinética de adsorção para a concentração de 500 mg.L^{-1} , é evidenciado que se teve uma maior quantidade adsorvida para o CA nas concentrações de 300 mg e 500 mg, quando comparado na mesma relação com CCA, observado na Fig. 2. Já com relação a concentração de 400 mg.L^{-1} , mencionado na Fig. 3, teve-se uma maior quantidade adsorvida para o CCA na concentração de 300 mg, e posteriormente o CA na gramatura de 500 mg performou melhor.

Pela observação gráfica para ambas as situações e adsorventes, o equilíbrio foi atingido posterior ao tempo de 100 minutos, o que é consideravelmente aceitável. Quando se trata do CA, Ferreira (2015) relata que a quantidade adsorvida aumenta levemente até o tempo de equilíbrio de aproximadamente 120 minutos. Quando é considerada a CCA, Behrendens, Féris e Nunes (2019), avaliaram em 30 minutos o tempo de equilíbrio para a capacidade de 100 mL de solução.

Quando comparado os dois gráficos nas mesmas concentrações desenvolvidas, a análise da cinética de adsorção para o CA apresentou uma melhor eficácia em relação ao CCA, em especial na concentração de 500 mg do adsorvente. Ainda vale destacar que o CCA é um adsorvente alternativo para a substituição do CA, pois se apresenta como um bom sólido adsorvente.

Outro ponto de ressalva é que não se pode comparar na Fig. 2 e Fig. 3 internamente com os adsorventes iguais, ou seja, CA com CA e CCA com CCA, pois q_t é a relação massa de paracetamol sobre massa de adsorvente, desse modo é uma comparação errônea, pois não considera o mesmo fator.

A Fig. 4 e Fig. 5 apresentam o modelo de pseudo-primeira ordem que foi construído a partir da Eq. (2).

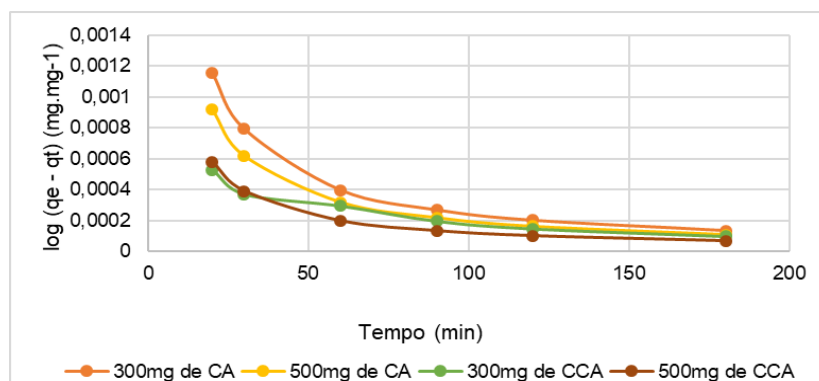


Figura 4 - Modelo de pseudo-primeira ordem na concentração de 500 mg.L^{-1} de paracetamol

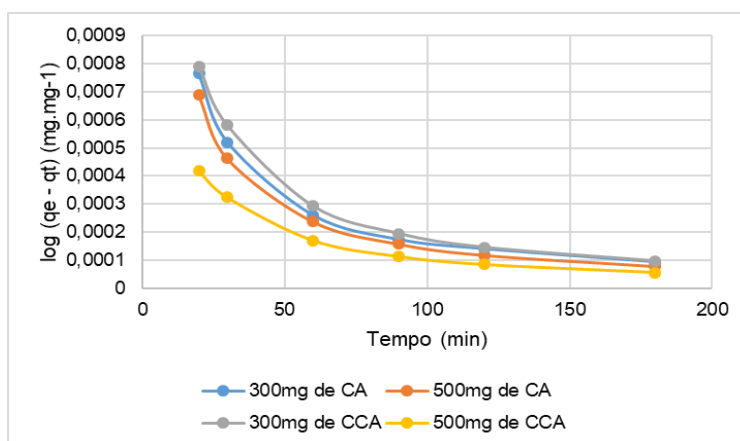


Figura 5 - Modelo de pseudo-primeira ordem na concentração de 400 mg.L⁻¹ de paracetamol

Posterior ao ajuste cinético de pseudo-primeira ordem, foi possível obter os parâmetros apresentados na Tab. 3 e Tab. 4.

Tabela 3 - Parâmetros cinéticos obtidos com o modelo de pseudo-primeira ordem para o CA

Concentração (mg.L ⁻¹)	Massa de adsorvente (mg)	q _e (mg mg ⁻¹)	q _{exp} (mg mg ⁻¹)	K ₁ (mg mg ⁻¹ .min ⁻¹)	(R ²)
400	300	0,0129	1,0111	0,0006	0,7136
400	500	0,0126	1,0021	0,0002	0,7213
500	300	0,0200	1,0010	0,0004	0,7237
500	500	0,0166	1,0018	0,0003	0,7231

Tabela 4 - Parâmetros cinéticos obtidos com o modelo de pseudo-primeira ordem para o CCA

Concentração (mg.L ⁻¹)	Massa de adsorvente (mg)	q _e (mg mg ⁻¹)	q _{exp} (mg mg ⁻¹)	K ₁ (mg mg ⁻¹ .min ⁻¹)	(R ²)
400	300	0,0142	1,0020	0,0004	0,7482
400	500	0,0078	1,0021	0,0001	0,7754
500	300	0,0121	1,0000	0,0002	0,8337
500	500	0,0113	1,0100	0,0002	0,7178

Observa-se que os dados obtidos referentes ao CA e CCA em diferentes situações, não se ajustaram apropriadamente ao modelo de pseudo-primeira ordem. É possível por meio dos baixos coeficientes da constante do modelo K₁(mg mg⁻¹.min⁻¹), e a falta de proximidade de q_e (quantidade adsorvida no equilíbrio estimado pelo modelo) com os valores de q_{exp} (quantidade absorvida no equilíbrio obtidos experimentalmente). De tal modo, não se obteve um bom coeficiente de determinação R², que não se aproximou da unidade, influenciando na não conformidade do modelo com os dados experimentais, ou seja, o modelo não possibilita a descrição do modelo de pseudo-primeira através dos dados experimentais obtidos.

Segundo Haro (2017), este modelo assume que a velocidade de remoção do adsorvato é diretamente proporcional à diferença da quantidade adsorvida e ao número de sítios ativos do adsorvente, descreve os processos em que a etapa determinante do processo precede a difusão superficial. Posto isso, o modelo de pseudo-primeira ordem não acontece na difusão superficial.

A Fig. 6 e Fig.7 descrevem o modelo de pseudo-segunda ordem que foi construído a partir da Eq. (3).

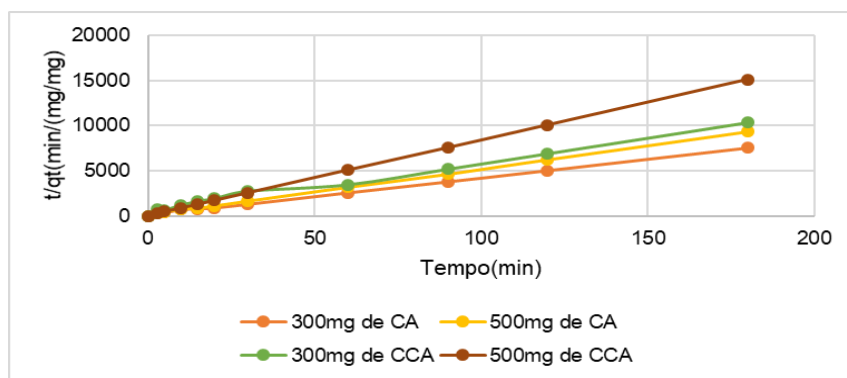


Figura 6 - Modelo de pseudo-segunda ordem na concentração de 500 mg.L⁻¹ de paracetamol

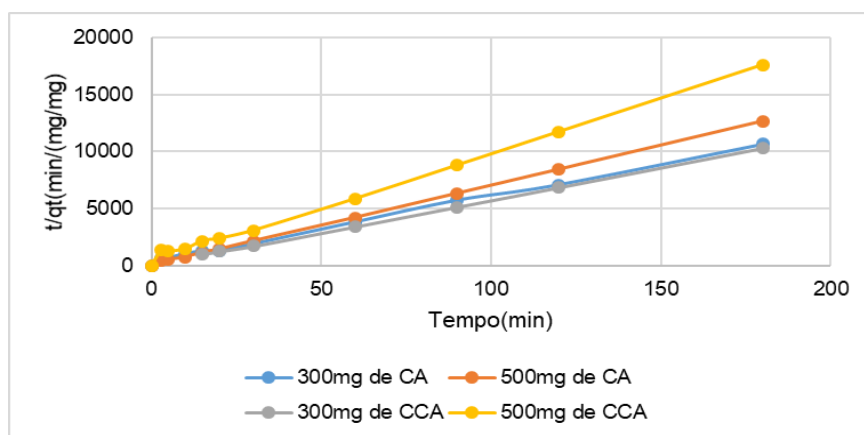


Figura 7 - Modelo de pseudo-segunda ordem na concentração de 400 mg.L⁻¹ de paracetamol

E pelo modelo do ajuste cinético de pseudo-segunda ordem, foi possível obter os parâmetros apresentados na Tab. 5 e Tab. 6 para o CA e CCA, respectivamente.

Tabela 5 - Parâmetros cinéticos obtidos com o modelo de pseudo-segunda ordem para o CA

Concentração (mg.L ⁻¹)	Massa de adsorvente (mg)	q _e (mg mg ⁻¹)	q _{exp} (mg mg ⁻¹)	K ₂ (mg mg ⁻¹ .min ⁻¹)	(R ²)
400	300	0,0129	0,0160	0,2059	0,9975
400	500	0,0126	0,0136	0,7537	0,9998
500	300	0,0200	0,0229	0,3891	0,9991
500	500	0,0166	0,0186	0,4982	0,9995

Tabela 6 - Parâmetros cinéticos obtidos com o modelo de pseudo-segunda ordem para o CCA

Concentração (mg.L ⁻¹)	Massa de adsorvente (mg)	q _e (mg mg ⁻¹)	q _{exp} (mg mg ⁻¹)	K ₂ (mg mg ⁻¹ .min ⁻¹)	(R ²)
400	300	0,0142	0,0149	0,5875	0,9998
400	500	0,0078	0,0096	0,2207	0,9968
500	300	0,0121	0,0120	0,0666	0,9920
500	500	0,0113	0,0118	1,8744	0,9995

Comparando os resultados obtidos entre o modelo de pseudo-primeira ordem com o pseudo-segunda ordem, observa-se que o pseudo-segunda ordem foi o que mais se adequou, em ambas as condições ao coeficiente de determinação R², se aproximou de 0,999, implicando diretamente num valor de ajuste menor, ou seja, a adequação de um

$R^2 = 1$. Sendo assim, o modelo consegue descrever os dados experimentais, indicando que a cinética de adsorção do CA e CCA são correspondidas pelo modelo de pseudo-segunda.

Este resultado encontra-se em consonância com aqueles contidos na literatura, representados principalmente por Ferreira (2015) e Rheinheimer (2016), que obtiveram valores para R^2 de 0,988 e 0,94, respectivamente, em termos de CA. Já para a cinza da casca de arroz, Behrendens, Féris e Nunes (2019) reportaram valor equivalente a 0,9321 para a pseudo-segunda ordem, sendo esse similar ao resultado reportado neste estudo.

Além disso os valores obtidos para q_{exp} (quantidade absorvida no equilíbrio obtidos experimentalmente) e os q_e (quantidade adsorvida no equilíbrio estimado pelo modelo) ficaram próximos, garantindo assim que os equiparassem para o equilíbrio, como efeito teve-se valores correspondentes na constante do modelo de pseudo-segunda ordem, validado a remoção do paracetamol, no modelo de pseudo-segunda ordem.

Segundo Haro (2017), o modelo de pseudo-segunda ordem baseia-se na capacidade de adsorção da fase sólida. Esse modelo prevê o comportamento ao longo de todo o tempo estudado e indica que o processo de adsorção é de natureza química (etapa determinante do processo) e taxa controlada. Assim, é possível concluir que o modelo de pseudo-segunda ordem determina que a adsorção do CA e CCA é de natureza química.

4. Conclusões

Com o aumento do consumo dos fármacos, ao longo dos anos, é preciso o cuidado com meio ambiente, em especial com a preservação das águas e solos, para manter todo o ecossistema. A vista disso, a técnica de adsorção em batelada mostrou-se eficaz para a remoção do paracetamol, nas condições estipuladas.

As potencialidades do carvão ativado e cinza da casca do arroz foram mensuradas, dos quais foi verificado, com a análise do BET, que o carvão ativado teve uma melhor performance, com uma área superficial de 23,792 m² g⁻¹ para o CCA e 505,999 m² g⁻¹ para o CA, sendo ambos considerados mesoporos.

Os experimentos mostraram que o tempo de contato necessário para o equilíbrio foi de 100 minutos. Na avaliação cinética, o modelo que melhor descreveu a adsorção do adsorvato no carvão ativado e na cinza da casca de arroz, foi de pseudo-segunda ordem, sendo encontrado um coeficiente de determinação R^2 próximo de 0,999, caracterizando-se por uma adsorção química. Quando comparados a adsorção de CCA com CA, o carvão ativado teve melhores resultados.

Tendo em vista os dados apresentados neste estudo, pode-se sugerir que a adsorção é uma tecnologia promissora na remoção do paracetamol, fazendo-se importante uma vez que o monitoramento do tratamento de efluentes domésticos e industriais das ETE é fundamental para o futuro, pois adaptações e/ou implementações nos processos de tratamento que complementem a remoção adequada dos fármacos serão necessárias.

Referências

BARROS, T. R. B. *Estudo da adsorção do chumbo II de efluentes utilizando casca de abacaxi como biomassa adsorvente*. Trabalho de conclusão de curso em Química Industrial, da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande PB, 2014.

BEHRENDENS, S. L.; FÉRIS, L. A. & NUNES, K. G. P. *Utilização da cinza de casca de arroz como adsorvente na remoção de paracetamol*. Trabalho de conclusão em Engenharia Química. UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, julho de 2019.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução no 430/2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.357, de 17 de março de 2005, do conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.

CASTRO, V. S. *Remoção de corante amarelo crepúsculo utilizando casca de arroz tratada como adsorvente*. Trabalho de conclusão de curso, Engenharia de Alimentos do Departamento Acadêmico de Alimentos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Campo Mourão, 2019.

CAVALCANTE, M. R. S.; SOARES, A. L. B. & SILVA, F. W. M. *Adsorção de paracetamol em carvão ativado*. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciência e Tecnologia. UFRSA - Universidade Federal Rural do Semiárido. 2018.

FEBRAFAR, Federação Brasileira das Redes Associativistas e Independentes de Farmácias. *Varejo farmacêutico deve manter crescimento em 2022*. 2021.

FÉRIS, L. A. 2001. *Aproveitamento de subprodutos do beneficiamento de carvão mineral na remoção de poluentes por sorção-flotação fad*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

FERREIRA, C. R. *Mecanismo de adsorção de paracetamol em Carvões Nacionais*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, UTFPR, Engenharia Química. Maringá -PR. 2015.

FÖEGER, L. B. et al. *Adsorção de paracetamol em carvão ativado: uma Análise do efeito do tempo de contato, da dosagem e do tipo de adsorvente sobre a eficiência do processo*. ABES - Associação Brasileira de Engenharia sanitária e Ambiental. AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp. Espírito Santo, 2017.

FRANCO, M. A. E. *Adsorção De Fármacos Em Carvão Ativado: processo em batelada, leito fixo e modelagem das curvas de ruptura*. Tese de Doutorado em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 2018.

HARO, N. K. *Remoção dos fármacos Atenolol, Paracetamol e Ampicilina por adsorção em carvão ativado*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Escola de engenharia departamento de engenharia química programa de pós-graduação em engenharia química. Porto Alegre, 2017.

NASCIMENTO, R. F. et al. *Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais*. Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC). 2 ed. ISBN: 978-65-990722-7-7. Bibliotecária Luciane Silva das Selvas. Fortaleza, 2020.

OMS, Organização Mundial da Saúde (World Health Organization). *Report on surveillance of antibiotic consumption: 2016-2018 early implementation*. Geneva: WHO; 2018.

PASCHOA, C. V. M. & PINHEIRO, J. H. P. A. *Ecotoxicidade e risco ambiental de fármacos para peixes*. ISSN 1980-0827. v. 13. n. 5. Fórum ambiental da Alta Paulista. 2017. PubChem, National Library of Medicine. 2020.

RHEINHEIMER, M. O. W. *Remoção de Paracetamol por Adsorção em Carvão Ativado: Processo em Batelada e Coluna de Leito Fixo*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul Escola de engenharia. Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Química. Porto Alegre, 2016.

THOMMES, M. et al. *Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report)*. Pure Appl. Chem. 2015; 87(9-10): 1051–1069.