1150 – ANÁLISE DA CINÉTICA DE ADSORÇÃO DE ÍONS FLUORETO UTILIZANDO ALUMINA ATIVADA OZONIZADA

Angélica Arndt Scalabrin[(1)]
Técnica em Meio Ambiente pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária na UFSM).
João Gabriel do Amaral[(2)]
Técnico em Mecânica pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela UFSM. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFSM.
Nátalie de Paula[(3)]
Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre em Engenharia Civil pela UFSM. Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UFSM.
Elvis Carissimi[(4)]
Engenheiro Civil (UPF), mestre e doutor em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) com doutorado sanduíche na University of Utah (EUA). Foi pesquisador visitante na University of Rhode Island (EUA) pela Fulbright. Professor Associado na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e Professor Permanente no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) da UFSM.
Liliana Amaral Féris[(5)]
Engenheira Química (UFRGS), Mestre e Doutora em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) com doutorado sanduíche na University of Nevada (EUA). Docente no Departamento de Engenharia Química na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Endereço[(1)]**:** Av. Roraima, nº 1000 - Centro de Tecnologia - Prédio INPE - sala 2061. Cidade Universitária - Bairro Camobi, Santa Maria – RS. CEP: 97105-900 – Brasil - Tel: +55 (55) 99925-2734 - e-mail: angelicaascalabrin@gmail.com e elvis.carissimi@ufsm.br

RESUMO

As águas subterrâneas são uma importante fonte de abastecimento, e a sua contaminação tem se tornado uma preocupação crescente. Entre os contaminantes presentes, destacam-se os íons fluoreto (F^-). Nesse contexto, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu um limite máximo aceitável para água potável de 1,5 mg F^-/L. O contato prolongado com esse íon, acima do limite permitido, pode causar danos à saúde da população, como a fluorose dentária e esquelética. Sendo assim, faz-se necessária a aplicação de técnicas, como a adsorção, com o objetivo de realizar a desfluoretação dessas matrizes aquosas. O material comumente utilizado é a alumina ativada (AA), porém a eficiência desse material é altamente dependente do pH do meio e necessita de um longo tempo de contato para alcançar o equilíbrio. Para superar essas limitações, técnicas de modificação da superfície da AA têm sido investigadas, como o tratamento por ozonização. Ao desenvolver um novo material adsorvente, entretanto, é necessário avaliar o seu desempenho por meio de estudos de adsorção em batelada. Esses estudos permitem a determinação de importantes parâmetros do processo. Dentre esses, o teste de cinética de adsorção. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi realizar um estudo sobre a cinética de adsorção utilizando a alumina ativada ozonizada (AAO) na remoção de íons fluoreto e, ainda, identificar o modelo estatístico que melhor se ajusta aos dados experimentais obtidos. Para fins de comparação, também será avaliado a cinética da AA. Como metodologia, inicialmente, foi preparada uma solução de 5mg/L de F^-, a qual foi aferida em pH 8,0 para AAO e 5,0 para a AA. O tempo de contato nos experimentos variou de 0 a 180 min para a AAO e de 0 a 300 min para a AA. Em cada frasco, foi utilizado 0,2175 gramas do material modificado (AAO), e 0,225g do material convencional (AA) de acordo com as dosagens ideais, estabelecidas previamente, de 4,35 g/L para a AAO e 4,5 g/L para a AA. Posteriormente, foi adicionado 50 mL da solução de F^- em cada um dos frascos contendo o material adsorvente. Os frascos foram submetidos à agitação em banho maria, à 150 rpm e temperatura ambiente de 25°C. Por fim, cada amostra foi sendo retirada no seu respectivo tempo. As amostras foram filtradas com o auxílio de seringas e filtros de nylon e a concentração de F^- foi determinada por cromatografia iônica. Posteriormente, os dados obtidos foram ajustados em modelos cinéticos. Conclui-se, que a AAO demonstrou eficiência para adsorção do F^-, alcançou o equilíbrio em 60 min e o modelo cinético de ordem geral é o que melhor se ajusta aos dados experimentais.

PALAVRAS-CHAVE: ÁGUA SUBTERRÂNEA; ÍONS FLUORETO; ADSORÇÃO; ALUMINA ATIVADA OZONIZADA**.**

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural e de extrema importância para a sobrevivência dos organismos vivos. Contudo, devido ao aumento populacional e, consequentemente, das atividades econômicas, o aumento no consumo de água também se torna elevado (Subba Rao; Das; Gugulothu, 2022). Sendo assim, a contaminação das matrizes aquosas também vem crescendo de maneira exponencial e tornando-se algo cada vez mais preocupante. Entre os contaminantes encontrados em águas subterrâneas, destacam-se os íons fluoreto (F^-). As águas subterrâneas são uma importante fonte de abastecimento público e o fluoreto, se torna uma preocupação contínua devido ao fato de ser um poluente perigoso, persistente e não biodegradável (Lacson; Lu; Huang, 2021). As fontes de contaminação naturais nessas matrizes pelo fluoreto, podem ser erosão das rochas e o intemperismo dos minerais existentes nas mesmas, além de processos vulcânicos (Dhanasekaran; Sahu, 2021). A contaminação em escala regional ou local por esse íon, é intensificada de maneira antrópica, com o lançamento de resíduos domésticos não tratados e práticas agrícolas, por meio do uso de pesticidas e fertilizantes (Subba Rao; Das; Gugulothu, 2022).

Nesse contexto, a OMS estabeleceu um limite máximo aceitável para água potável, de 1,5 mg F/L (OMS, 2011). Entretanto, além do Brasil, vários lugares do mundo como China, Itália, Argentina, Índia, Noruega, entre outros, estão sendo afetados por altas concentrações de fluoreto em suas matrizes aquosas (Lacson; Lu; Huang, 2021). A ingestão desse íon através da água, acima do limite permitido, pode causar diversos danos à saúde da população. Inicialmente pode haver fadiga, danos musculares e problemas relacionados as articulações, podendo danificar alguns órgãos internos, como rins, fígado e etc (Solanki et al., 2022). Ainda segundo os autores, a exposição prolongada a essa água contaminada, pode causar a fluorose dentária, a qual desenvolve-se principalmente na adolescência, quando os dentes ainda estão em fase de desenvolvimento, e em casos mais graves, pode causar a fluorose esquelética, uma doença que provoca o enfraquecimento dos ossos. Apesar da legislação brasileira seguir a recomendação da OMS e estabelecer também a concentração máxima de fluoreto em 1,5 mg/L, no Rio Grande do Sul, devido ao elevado número de casos de fluorose, a portaria nº 10/99, determina que a concentração máxima de íons fluoreto nas águas de abastecimento é de 0,9 mg/L.

Sendo assim, faz-se necessário o uso e aplicação de técnicas com o objetivo de tratar essas matrizes aquosas e torná-las potável para o abastecimento humano. Técnicas de adsorção, utilizando diversos materiais adsorventes, processos de membranas (como nanofiltração e osmose reversa), além das técnicas de precipitação e coagulação, são as técnicas que vêm sendo mais utilizadas para a desfluoretação das águas (Bansiwal *et al.*, 2010). Contudo, dentre essas, a técnica que ainda é percebida como a mais vantajosa é a adsorção, devido a sua eficiência, simplicidade de projeto e a sua viabilidade econômica (Barathi; Kumar; Rajesh, 2019). Dentre os possíveis materiais utilizados na adsorção, a Alumina Ativada (AA) vem ganhando grande atenção, tanto a AA comercial, quanto compostos à base de alumínio. Isso acontece devido a sua seletividade e alta afinidade em relação ao fluoreto (Kumari; Behera; Meikap, 2019). Entretanto, esse material possui uma boa capacidade de remoção dos íons fluoreto, apenas em soluções com pH abaixo de 6,0, o que se torna um fator limitante na aplicação da alumina ativada para adsorção do fluoreto em águas subterrâneas (Bansiwal *et al.*, 2010). Nesse sentido, diversos estudos têm explorado técnicas para modificar a superfície deste material, com o objetivo de superar suas limitações na aplicação prática e aumentar sua eficiência na desfluoretação das matrizes aquosas. Entre as abordagens propostas, destaca-se o tratamento da alumina ativada por ozonização (AAO) (de Paula *et al.*, 2023a).

A AAO apresentou resultados promissores para a remoção de íons fluoreto. No entanto, além dos testes de adsorção para determinar a faixa de pH ideal, a melhor dosagem e a eficiência máxima de remoção de íons fluoreto, é fundamental realizar estudos de cinética de adsorção. Esses estudos fornecem informações detalhadas sobre os fenômenos que ocorrem na superfície do material durante a adsorção (de Paula *et al.*, 2023b). A cinética de adsorção descreve a taxa de remoção de um poluente, nesse caso, os íons fluoreto. O tempo de contato entre o material e o poluente desempenha um papel importante no controle do mecanismo de adsorção (Kumar *et al.*, 2020) e o tempo de equilíbrio corresponde ao tempo mínimo que o adsorvente necessita estar em contato com o poluente para que seja alcançada a máxima eficiência de remoção (Chinnakoti *et al.*, 2017). Para representar a transferência de massa nesse tipo de processo, os modelos de cinética de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem são comumente utilizados (Kumar *et al.*, 2020

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi realizar um estudo detalhado sobre o teste de cinética de adsorção, com foco na avaliação do comportamento da alumina ativada ozonizada como material adsorvente na remoção de íons fluoreto. Buscou-se, ainda, identificar o modelo estatístico que melhor se ajusta aos dados experimentais obtidos, fornecendo informações relevantes sobre os mecanismos de adsorção, como taxa de remoção, tempo de equilíbrio e eficiência do processo. Essa análise visa contribuir para o entendimento dos fenômenos envolvidos e para a otimização de materiais na desfluoretação de matrizes aquosas. Para fins de comparação, os mesmos experimentos foram realizados com a alumina ativada convencional.

METODOLOGIA UTILIZADA

Para o preparo da solução de íons fluoreto, inicialmente foram pesados 0,221g de NaF (fluoreto de sódio). Posteriormente, este sal foi dissolvido e transferido para um balão volumétrico de 1000 mL, sendo o volume completado com água destilada até a linha do menisco, resultando em uma solução com concentração de 100 mg/L de fluoreto. Depois, foi medido em uma proveta, 50 mL desta solução inicial, transferidos para um balão volumétrico de 1000 mL, e o volume foi completado novamente com água destilada, produzindo uma solução diluída com concentração de 5 mg/L de íons fluoreto.

Para realizar os testes com a AAO, esta solução de 5 mg/L de F^- foi transferida para um erlenmeyer de polipropileno e o seu pH ajustado para 8,0. O tempo de contato nos experimentos variou de 0 a 180 minutos. Para isso, 11 frascos de Erlenmeyer foram identificados com as seguintes numerações: 0, 1, 2, 5, 8, 10, 15, 30, 60, 120 e 180, correspondendo ao tempo específico em que a AAO ficou em contato com a solução de íons fluoreto. Em cada frasco, foi pesado 0,2175 gramas do material modificado (AAO), de acordo com a dosagem ideal, estabelecida previamente, de 4,35 g/L.

Já para a realização dos testes com a AA comercial, a solução de 5 mg/L de F- foi transferida para um erlenmeyer de polipropileno e o seu pH foi ajustado para 5,0. O tempo de contato variou de 0 a 300 minutos e os frascos de Erlenmeyer foram identificados com as numerações: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 240, 300, correspondendo também, ao tempo em que a AA ficou em contato com a solução de F^-. Em cada frasco, foi utilizado 0,225g da alumina ativada em pó, de acordo com a dosagem estabelecida, de 4,5 g/L.

Posteriormente, foi adicionado 50 mL da solução de íons fluoreto em cada um dos frascos contendo os materiais adsorventes. Os frascos foram submetidos à agitação constante em banho maria, à 150 rpm e temperatura ambiente de 25°C. Por fim, cada amostra foi sendo retirada no seu respectivo tempo, conforme indicado no frasco. As amostras foram filtradas com o auxílio de seringas e filtros de nylon, com poro de 0,45 µm, e enviadas para análise por cromatografia iônica, a fim de quantificar as concentrações finais dos íons fluoreto.

Posteriormente, os dados experimentais obtidos através da cromatografia iônica foram ajustados em modelos cinéticos: pseudo-primeira ordem (equação 1), pseudo-segunda ordem (equação 2) e de ordem geral (equação 3), onde suas equações são descritas, respectivamente, da seguinte forma:

$$q_t = q_e.(1 - \exp^{-k_1.t}) \qquad \text{Equação (1)}$$

$$q_t = \frac{{q_e}^2.k_2.t}{1 + q_e.k_2.t} \qquad \text{Equação (2)}$$

$$q_t = q_e - \frac{q_e}{(k_n.(q_e)^{n-1}.(n-1) + 1)^{\frac{1}{(n-1)}}} \qquad \text{Equação (3)}$$

Onde "q_e" representa a capacidade teórica de adsorção (mg/g); "k1"(1/min), "k2" (g/mg min) e "kn" (gn− 1 mg1− n min− 1) são, respectivativamente, a constante de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e de ordem geral; "n" é a ordem de adsorção em relação ao número de locais disponíveis na superfície adsorvente.

Além disso, para verificar a eficiência do material e quanto de fluoreto foi removido, em porcentagem, foi utilizada a equação de remoção:
C_o-C_e/C_o*100; onde C_o é a concentração inicial de íons fluoreto e C_e representa a concentração final do mesmo.

Os parâmetros dos modelos cinéticos foram determinados com a utilização do software Statistic 7.0, através de regressão não linear. A qualidade dos ajustes dos modelos foi determinada através do coeficiente de determinação (R^2) (equação 4), coeficiente de ajuste de determinação (R^2_{adj}) (equação 5) e o erro relativo médio (ARE) (equação 6).

$$R^2 = \frac{\sum(q_{exp} - \overline{q_{exp}})^2 - \sum(q_{exp} - q_{cal})^2}{\sum(q_{exp} - \overline{q_{exp}})^2} \quad \text{Equação (4)}$$

$$R^2{}_{adj} = 1 - (1 - R^2).\frac{N - 1}{N - P - 1} \quad \text{Equação (5)}$$

$$ARE = \frac{100}{N}\sum\frac{q_{exp} - q_{cal}}{q_{exp}} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde q_{exp} são os dados experimentais (mg g^{-1}), $\overline{q_{exp}}$ é a média dos dados experimentais (mg g^{-1}), q_{cal} são os valores preditos pelos modelos (mg g^{-1}), N é o tamanho da amostra e P é o número de parâmetros dos modelos.

RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÃO

A cinética de adsorção de fluoreto utilizando a AAO foi investigada por modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e de orgem geral, sendo avaliada por 180 minutos. Utilizou-se uma dosagem de AAO de 4,35 g/L, a concentração inicial de íons fluoreto da solução foi de 4,43 mg/L, o pH 8,0 e o volume de solução utilizado foi de 50 mL A solução foi preparada para ter 5 mg/L de F^-, porém, por conta de variações experimentais, a concentração real medida foi de 4,43 mg/L. Para a cinética da AA convencional, foram investigados os mesmos modelos cinéticos, porém o tempo de contato foi avaliado por 300 minutos. A dosagem estabelecida de AA foi de 4,35 g/L, a concentração inicial da solução de F^- foi de 4,92 mg/L, o pH 5,0 e o volume de 50mL de solução. Os experimentos ocorreram sob agitação constante de 150 rpm na temperatura de 25ºC. Os resultados estão apresentados na Tabela 1 e na Tabela 2, respectivamente.

Tabela 1: Resultados dos experimentos de cinética de adsorção da AAO.

Ensaio	Tempo de adsorção (minutos)	C_o de F^-	C_e de F^-	Remoção (%)	Capacidade de adsorção (mg g^1)
1	1	4,43	0,55	87,58%	0,8920
2	2	4,43	0,42	90,52%	0,9218
3	5	4,43	0,36	91,87%	0,9356
4	8	4,43	0,34	92,33%	0,9402
5	10	4,43	0,31	93,00%	0,9471
6	15	4,43	0,29	93,45%	0,9517
7	30	4,43	0,21	95,26%	0,9701
8	60	4,43	0,18	95,94%	0,9770
9	120	4,43	0,17	96,16%	0,9793
10	180	4,43	0,18	95,94%	0,9770

Tabela 2: Resultados dos experimentos de cinética de adsorção da AA comercial.

Ensaio	Tempo de adsorção (minutos)	C_o de F^-	C_e de F^-	Remoção (%)	Capacidade de adsorção (mg g^1)
1	1	4,92	2,92	40,65	0,444
2	2	4, 92	2,65	46,14	0,504
3	3	4, 92	2,52	48,78	0,533
4	4	4, 92	2,39	51,42	0,562
5	5	4, 92	2,17	53,86	0,589
6	6	4, 92	2,27	55,89	0,611
7	7	4, 92	2,04	58,54	0,640
8	8	4, 92	1,85	61,38	0,671
9	9	4,92	1,90	61,99	0,678
10	10	4,92	1,87	62,40	0,682
11	15	4,92	1,85	62,40	0,682
12	20	4,92	1,69	65,65	0,718
13	25	4,92	1,39	71,14	0,778
14	30	4,92	1,42	71,75	0,784
15	60	4,92	1,18	76,02	0,831
16	90	4,92	1,07	78,25	0,856
17	120	4,92	0,93	81,10	0,887
18	150	4,92	0,93	81,10	0,887
19	180	4,92	0,93	81,10	0,887
20	240	4,92	0,90	81,71	0,893
21	300	4,92	0,84	82,93	0,907

Os dados experimentais, foram ajustados aos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e ao modelo de ordem geral representados pelas Equações $q_t = q_e (1 - \exp^{(-k1\ t)})$; $q_t = q^2_e\ k_2 t / 1 + q_e k_2 t$; e $q_t = q_e - q_e / (k_n(q_e)^{n-1}\ t\ (n-1) + 1)^{1/(n-1)}$, respectivamente. Os parâmetros obtidos pelo ajuste dos modelos e as variáveis estatísticas da cinética da AAO estão expostos na Tabela 3. As curvas cinéticas dos dados experimentais comparados com os dados preditos pelos modelos utilizados, estão apresentadas nas Figuras 1, 2 e 3.

Tabela 3: Parâmetros da cinética de adsorção de íons fluoreto por AAO.

Pseudo-primeira ordem		Pseudo-segunda ordem		Ordem Geral	
K_1 (min^{-1})	2,6306	K_2 (g mg^{-1} min^{-1})	11,1204	K_N	540,4150
q_1 (mg g^{-1})	0,9566	q_2 (mg g^{-1})	0,9667	q_N	1,0058
				n	4,4259
R^2	0,9961	R^2	0,9986	R^2	0,9998
R^2_{adj}	0,9956	R^2_{adj}	0,9985	R^2_{adj}	0,9997
ARE (%)	1,55	ARE (%)	0,96	ARE (%)	0,35

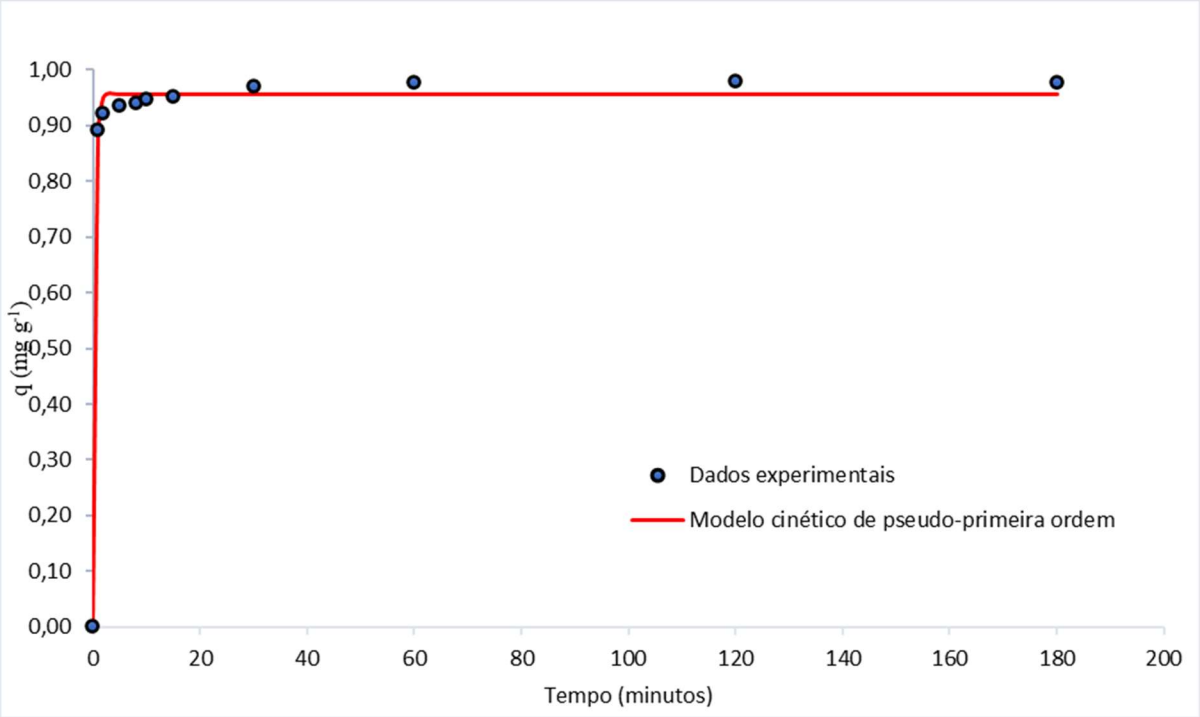

Figura 1: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de pseudo-primeira ordem, utilizando AAO.

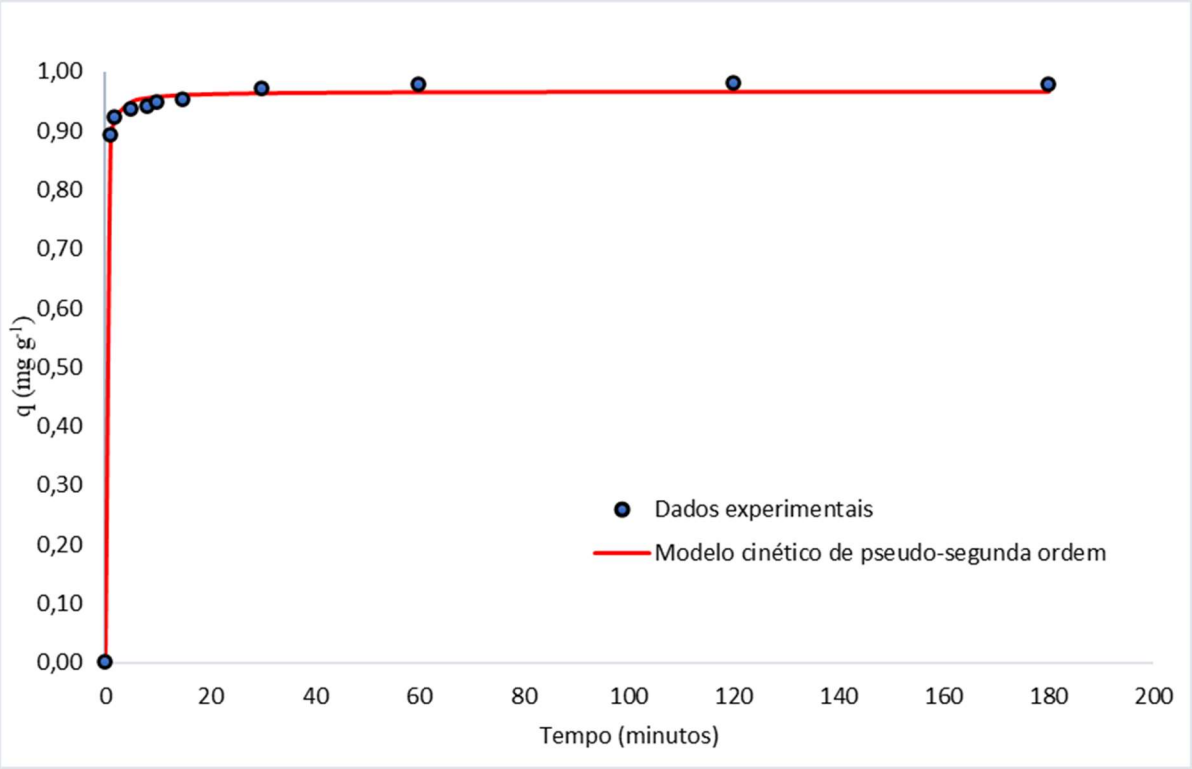

Figura 2: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de pseudo-segunda ordem, utilizando AAO.

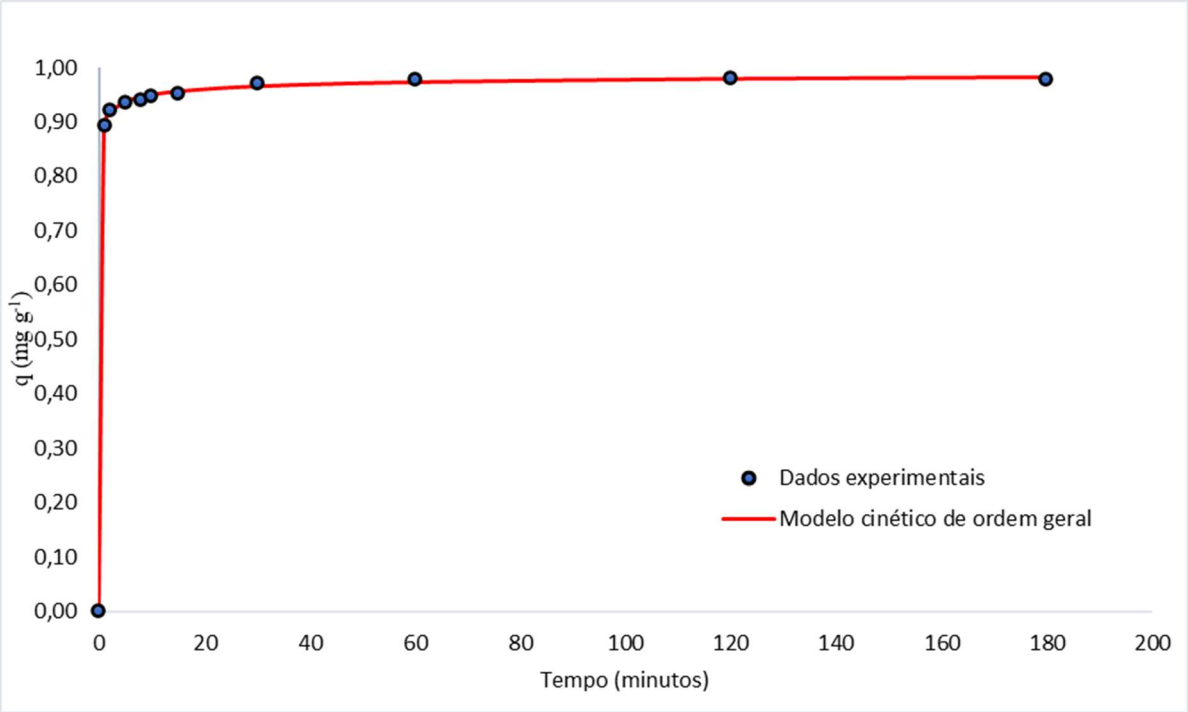

Figura 3: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de ordem geral, utilizando AAO.

As figuras 1, 2 e 3 exibem a capacidade de adsorção da alumina ativada ozonizada ao longo desse tempo. Analisando os gráficos, vemos que o modelo cinético de ordem geral é o modelo que melhor se ajusta aos dados experimentais. Adicionalmente, verificando os parâmetros estatísticos (R^2, $R^2_{ajustado}$ e ARE) o modelo de ordem geral foi o que atingiu o $R^2_{ajustado}$ mais alto (0.999) e o menor ARE (0.35). No entanto, os modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem também se ajustam bem aos resultados obtidos. Observa-se também que devido à alta disponibilidade

de sítios ativos nas etapas iniciais do processo, a remoção de íons fluoreto ocorre mais rapidamente nesse período. Com o tempo, a adsorção vai tornando-se mais lenta, devido à diminuição desses sítios ativos. A adsorção de F^- utilizando a AAO atingiu percentual acima de 90% após apenas 2 min de contato. A capacidade máxima de fluoreto ocorreu durante os primeiros 60 minutos, quando a capacidade de adsorção do AAO atingiu 0,98 mg/g e permaneceu constante. Sendo assim, observa-se que o material é altamente eficiente para a remoção dos íons fluoreto, além de atingir rapidamente no seu tempo de equilíbrio.

Comparativamente, em um estudo foi por Ku et al. (2002) apresentaram que a alumina ativada comercial atinge o tempo de equilíbrio em 300 minutos. Desse modo, foram realizados experimentos em batelada, utilizando-se a AA convencional, em pó. Os parâmetros obtidos pelo ajuste dos modelos e as variáveis estatísticas estão expostos na Tabela 4. As curvas cinéticas dos dados experimentais também foram comparadas com os dados preditos pelos modelos utilizados, os quais estão apresentadas nas Figuras 4, 5 e 6.

Tabela 4: Parâmetros da cinética de adsorção de íons fluoreto por AA convencional.

Pseudo-primeira ordem		Pseudo-segunda ordem		Ordem Geral	
K_1 (min^{-1})	0,302	K_2 (g mg^{-1} min^{-1})	0,59	K_N	0,94
q_1 (mg g^{-1})	0,817	q_2 (mg g^{-1})	0,86	q_N	1,1169
				n	5,5872
R^2	0,81	R^2	0,94	R^2	0,99
R^2_{adj}	0,79	R^2_{adj}	0,93	R^2_{adj}	0,99
ARE (%)	11,34	ARE (%)	6,24	ARE (%)	2,15

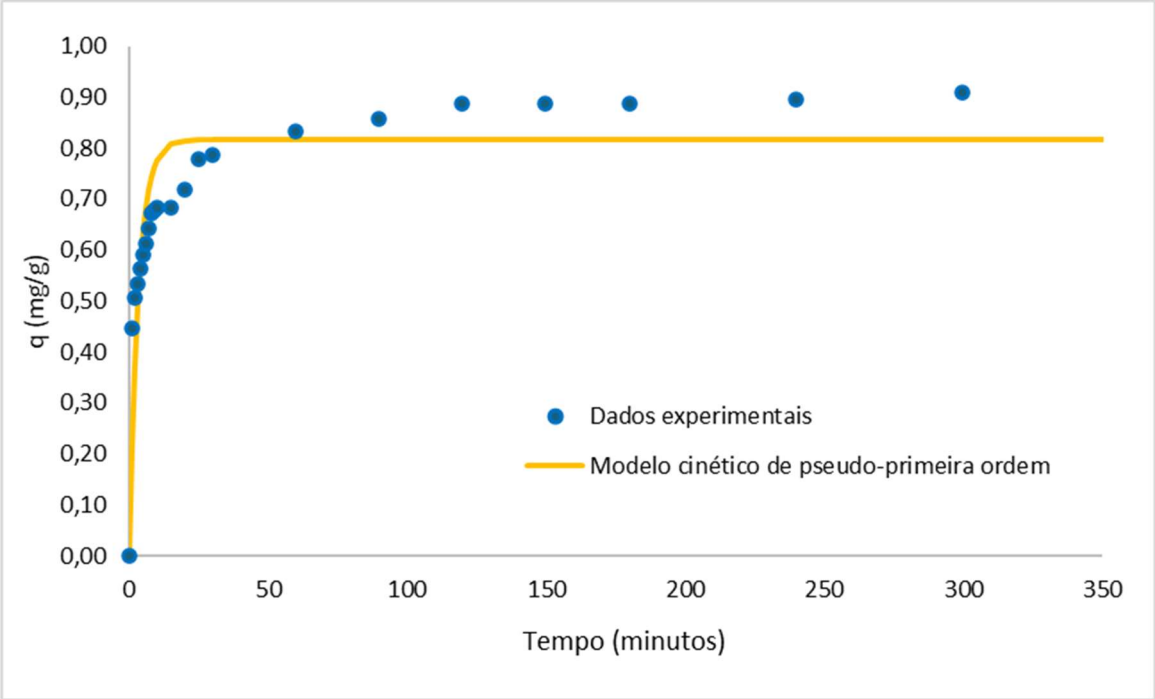

Figura 4: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de pseudo-primeira ordem, utilizando AA comercial.

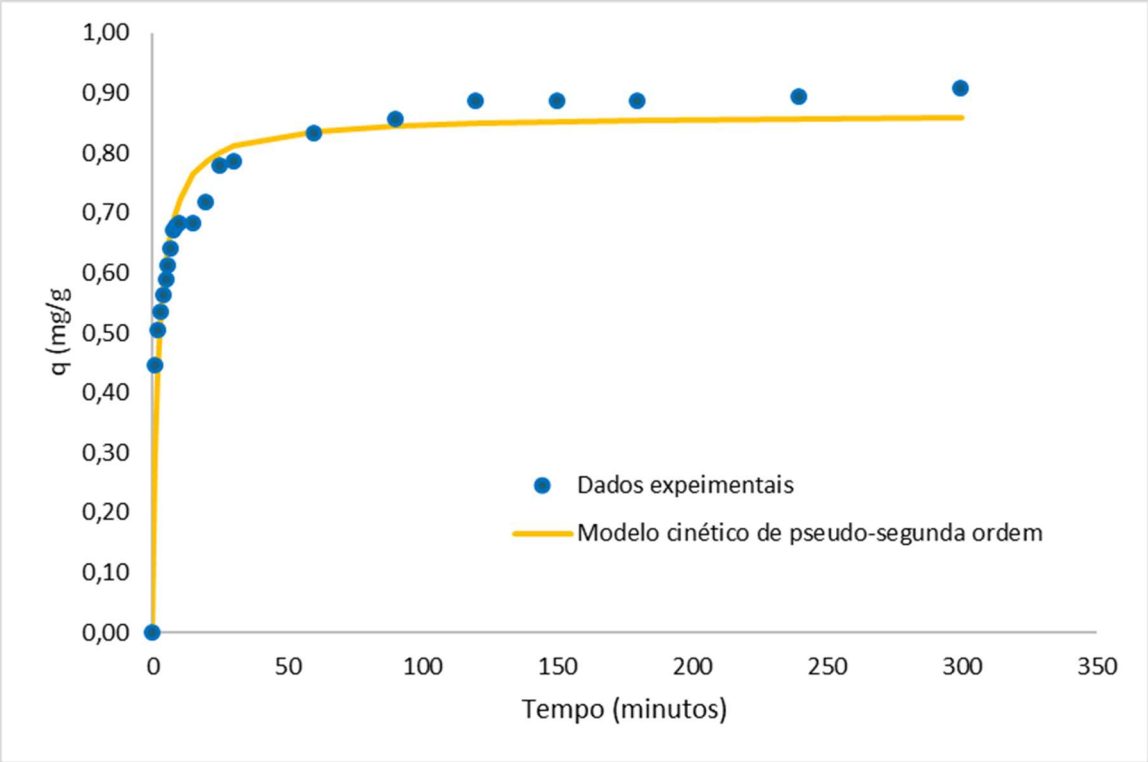

Figura 5: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de pseudo-segunda ordem, utilizando AA comercial.

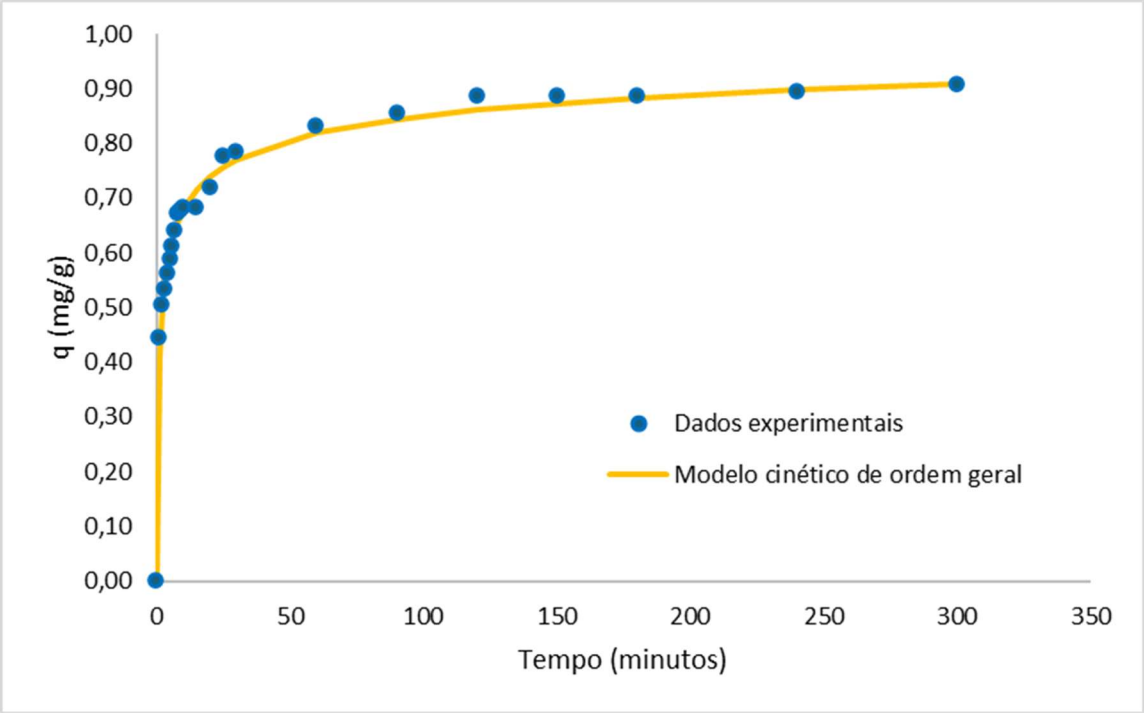

Figura 6: Cinética de adsorção comparando os dados experimentais com o modelo de ordem geral, utilizando AA comercial.

Observando os gráficos e os parâmetros estatísticos, é possível identificar que o modelo cinético de ordem geral também foi o modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais. Conclui-se ainda, que o tempo de equilíbrio da alumina ativada comercial, torna-se um fator limitante para o uso da mesma.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em conclusão, o estudo da cinética de adsorção de íons fluoreto utilizando alumina ativada ozonizada demonstrou que esse material apresenta eficiência superior a AA no processo de remoção de F^- de soluções aquosas. A análise cinética revelou que o modelo de ordem geral foi o que melhor descreveu a dinâmica da adsorção, indicando uma interação complexa entre os íons fluoreto e a superfície da alumina ativada ozonizada e da alumina ativada comercial. Diante desses resultados, recomenda-se a utilização de alumina ativada ozonizada como uma alternativa promissora para o tratamento de águas contaminadas por fluoreto, especialmente em processos que exigem alta capacidade de adsorção e eficiência.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES pelo incentivo à pesquisa, bem como aos programas de iniciação científica da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), do CNPq e da FAPERGS pelo apoio financeiro e institucional, que foram essenciais para o desenvolvimento deste estudo. Também agradecemos à Rede Latino-americana de Pesquisa sobre o Flúor e a Fluorose Dentária (RELIFYF) pelas trocas de conhecimentos e contribuições nos estudos dos íons F^-.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANSIWAL, A.; PILLEWAN, P.; BINIWALE, R.B; RAYALU, S.S. Copper oxide incorporated mesoporous alumina for defluoridation of drinking water. *Microporous and Mesoporous Materials*, [*s. l.*], v. 129, n. 1–2, p. 54–61, 2010.

BARATHI, M.; KUMAR, A.S.K.; RAJESH, N. Impact of fluoride in potable water – An outlook on the existing defluoridation strategies and the road ahead. *Coordination Chemistry Reviews*, [*s. l.*], v. 387, p. 121–128, 2019. Disponível em: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0010854518305381.

CHINNAKOTI, P.; CHUNDURI, A.; VANKAYALA, R.; PATNAIK, S.; KAMISETTI, V. Enhanced fluoride adsorption by nano crystalline γ-alumina: adsorption kinetics, isotherm modeling and thermodynamic studies. *Applied Water Science*, [*s. l.*], v. 7, n. 5, p. 2413–2423, 2017.

DE PAULA, N.; MARASCHIN, M.; DE SOUZA, D.M; DOTTO, G.L; JAHN, S.L; DOS REIS, G.S; GONÇALVES, J.O; LIMA, E.C; NAUSHAD, M.; CARISSIMI, E. Application of ozone to enhance the defluoridation property of activated alumina: A novel approach. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [*s. l.*], v. 11, n. 5, p. 110384, 2023a.

DE PAULA, N.; MARASCHIN, M.; KNANI, S.; DE OLIVEIRA, J.T.; AGUSTINI, C.B.; FÉRIS, L.A.; CLAUSSEN, L.E.; DE SOUZA, D.M.; OLIVEIRA, M.L.S.; SILVA, L.F.O.; DOTTO, G.L; JAHN, S.L; CARISSIMI, E. Ozone-treated activated alumina as an alternative adsorbent to remove fluoride from water: Conventional and Bayesian approaches to evaluate the isotherms, kinetics, and thermodynamics. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [*s. l.*], v. 11, n. 6, 2023b.

DHANASEKARAN, P.; SAHU, O. Arsenate and fluoride removal from groundwater by sawdust impregnated ferric hydroxide and activated alumina (SFAA). *Groundwater for Sustainable Development*, [*s. l.*], v. 12, p. 100490, 2021.

KU, Y.; CHIOU, H.-M. The adsorption of fluoride ion from aqueous solution by activated alumina. *Water, Air, and Soil Pollution*, [*s. l.*], v. 133, n. 1/4, p. 349–361, 2002.

KUMAR, R.; SHARMA, P.; AMAN, A.K.; SINGH, R.K. Equilibrium sorption of fluoride on the activated alumina in aqueous solution. *Desalination and Water Treatment*, [*s. l.*], v. 197, p. 224–236, 2020.

KUMARI, U.; BEHERA, S.K.; MEIKAP, B.C. A novel acid modified alumina adsorbent with enhanced defluoridation property: Kinetics, isotherm study and applicability on industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, [*s. l.*], v. 365, p. 868–882, 2019.

LACSON, C.F.Z.; LU, M.C.; HUANG, Y. H. Fluoride-containing water: A global perspective and a pursuit to sustainable water defluoridation management -An overview. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 2021.

RIO GRANDE DO SUL. *Portaria n.10* de 1999. Define teores de concentração do íon fluoreto nas águas para consumo humano fornecidas por Sistemas Públicos de Abastecimento.

SOLANKI, Y.S.; AGARWAL, M.; GUPTA, A.B.; GUPTA, S.; SHUKLA, P. Fluoride occurrences, health problems, detection, and remediation methods for drinking water: A comprehensive review. [*S. l.*]: Elsevier B.V., 2022.

SUBBA RAO, N.; DAS, R.; GUGULOTHU, S. Understanding the factors contributing to groundwater salinity in the coastal region of Andhra Pradesh, India. *Journal of Contaminant Hydrology*, [*s. l.*], v. 250, p. 104053, 2022.