

Determinação do coeficiente de partição solução-sólido (K_d) do U e do Th em um latossolo para uso na modelagem de adsorção e transporte de U e Th pelo modelo PHREEQC

Palavras-Chave: Modelagem Geoquímica; Adsorção; U e Th.

Vitória Ventura, Prof. Dr. Ricardo Perobelli Borba (orientador); Universidade Estadual de Campinas

1. INTRODUÇÃO

O nióbio apresenta muitas aplicações e possibilidades de uso (Seer & Moraes, 2018). Em 2013, o Brasil concentrou 92% da produção mundial de nióbio (Pereira Junior, 2014). Deste montante, 80% corresponde a produção da Companhia Brasileira de Metalurgia e Mineração - CBMM na jazida de nióbio no Complexo Alcalino-Carbonatítico do Barreiro (CACB) em Araxá. A mineralização de natureza supergênica foi desenvolvida sobre dolomita carbonatita e foscorito ricos em bariopirocloro. Neste complexo, há também a jazida de fosfato com o minério na forma de apatita, com ocorrência de barita e terras raras associadas à monazitas (Seer & Moraes, 2018).

A composição química do minério de nióbio apresenta concentrações de U e Th em quantidades de até 0,01% de U_3O_8 e 0,21% de ThO_2 (Neumann & Medeiros, 2015). Em virtude da presença considerável de U e Th nas rochas e solos do Complexo do Barreiro, é de se esperar a presença destes elementos na água subterrânea da região, conforme constatado por Bonotto & Garcia-Tenorio (2019). Considerando-se que estes elementos apresentam isótopos radioativos e que podem gerar contaminações ambientais e a saúde humana (ATSDR, 2013; 2019), é possível reconhecer a importância de estudos geoquímicos que avaliem o comportamento dos contaminantes junto aos materiais geológicos próximos à localidade de estudo.

Para estudo da migração de contaminantes no solo, o coeficiente de partição solo-solução (K_d) é um dos parâmetros mais utilizados (D'agostinho & Flues, 2006). O K_d é derivado das isotermas de adsorção linear e é definido como a razão entre a quantidade de soluto adsorvido por uma fase sólida (q) dado em mg/Kg e a concentração de soluto em solução (C_{eq}) expresso em mg/L, tomando um cenário de equilíbrio (Essington, 2003). O K_d depende dos íons presentes na solução, de suas concentrações, da força iônica da solução, do pH e dos minerais e fases amorfas presentes no solo (USEPA, 1999). Modelagens geoquímicas para processos de sorção também são problemas típicos, sendo utilizados programas como o PHREEQC (Merkel et al., 2012). Desse modo, o objetivo deste trabalho é executar modelagens geoquímicas para adsorção estática e dinâmica para U e Th que considerem o tipo de latossolo da localidade de estudo, a composição química de águas de surgências próximas e diferentes pHs.

2. METODOLOGIA

Por meio de revisão à literatura, obteve-se dados sobre a composição química e mineralógica do tipo de latossolo, corresponde ao Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (LVd2) (Motta et al., 2004), na qual se encontra o depósito de rejeitos e resíduos da mineradora no Complexo

Alcalino-Carbonatítico do Barreiro. Devido a ausência de trabalhos que continham informações acerca de importantes parâmetros físico-químicos específicos ao solo da localidade e que são requeridos para a modelagem, foram reunidos dados de química e mineralogia para um solo de mesma classificação localizado em Curvelo, região central do Estado de Minas Gerais (Costa, 2009) e dados de porosidade e densidade de solo obtidos para um Latossolo Vermelho-Escuro Distrófico típico (LVw3) (Motta et al., 2004) próximo ao depósito e que tem como rocha-fonte um litologia correspondente a identificada para a região (Seer, 1999). Em relação às águas de surgências, dados sobre os parâmetros físico-químicos e composição química para duas amostras próximas ao depósito foram obtidos na literatura (Gomes, 2017).

Com o programa PHREEQC, se conduziu simulações para:

- **Adsorção em batelada**

Essas simulações para experimentos de adsorção em batelada foram realizadas para se conhecer a capacidade de adsorção estática dos íons pelo latossolo utilizando-se soluções com diferentes pHs e composições químicas. Fez-se as simulações para amostras com 1g de solo colocadas em 40mL de solução. As soluções das simulações possuem composições químicas das surgências próximas e tiveram U e Th adicionados de modo a alcançarem as concentrações de 0; 0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1 mmol/L. Os diferentes pHs para os quais foram realizadas as simulações são: 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9. As simulações forneceram resultados de concentração final para a solução de equilíbrio resultante após o experimento e a separação das fases sólida e líquida.

Foram calculados os valores de K_d para cada concentração e pH e construídas isotermas de adsorção com ajuste de dados segundo o modelo de Langmuir (Essington, 2003). A equação utilizada para a regressão não linear das curvas é dada por:

$$q = bK_L C_{eq} / (1 + K_L C_{eq})$$

Onde: q e C_{eq} são os mesmos que para o K_d , b é a adsorção máxima (em unidades de q) e K_L é uma medida da intensidade da isoterma de adsorção (em unidades de L/Kg de adsorvente).

- **Adsorção dinâmica com colunas**

As simulações para experimentos de adsorção dinâmica em colunas tiveram por finalidade conhecer a capacidade adsorviva de uma coluna de solo formada por 10 células, com cada uma destas, apresentando 1L em volume de poros (V_p) cada. A célula possui 10 cm de comprimento e largura e 15,4 cm de altura, cada. Pela coluna foram lixiviados 50 V_p , ou seja, a solução de toda coluna foi trocada 50 vezes. Adicionou-se 0,5 mmol de U e Th para cada litro de solução preparada com as amostras de água de surgências. Para reverter a alcalinização gerada pela adição de U e Th, fez-se a

adição de HNO₃ para se obter pH próximo a 6. As simulações foram conduzidas de forma a haver a percolação de 50 Vp, nesse caso, 50 L de solução pela coluna. A fim de evitar superestimar a adsorção dado que o solo se organiza em agregados que dificultam a reação total do solo com a solução, supôs que apenas metade deste reagiria. Foram obtidas informações acerca da solução lixiviada ao final da coluna e exportado como resultados: a variação do pH e concentração de U e Th na solução em função de Vp e variação da concentração da solução em função do pH.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Reuniu-se na tabela 1 as principais informações obtidas para o solo por meio de revisão à literatura. Os minerais principais do solo incluem caulinita, gibbista, goethita e hematita (Costa, 2009). A porosidade foi considerada como de 65% e a densidade do solo como 0.9 g/cm³ (Motta et al., 2004). Com a comparação entre os horizontes A e Bw2, não foram identificadas variações significativas que justificassem o uso de ambos para a modelagem. Dessa forma, optou-se por seguir com as simulações para um solo com características semelhantes apenas às do horizonte A.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos e composição química do solo considerado.

Horizonte	Parâmetros físico-químicos e composição química						
	Prof (cm)	Areia (g/Kg)	Silte (g/Kg)	Argila (g/Kg)	pH	CaO (g/Kg)	Mg O (g/Kg)
A	0-18	40	200	760	4.37	18.1	5.2
	Fe ₂ O ₃ (g/Kg)	Al ₂ O ₃ (g/Kg)	MnO (g/Kg)	P ₂ O ₅ (g/Kg)	K ₂ O (g/Kg)	Cr (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)
	117.2	258.7	0.3	1.2	8.7	95.04	58.62
Bw2	62-114	40	190	770	5.03	17.3	5.91
	Fe ₂ O ₃ (g/Kg)	Al ₂ O ₃ (g/Kg)	MnO (g/Kg)	P ₂ O ₅ (g/Kg)	K ₂ O (g/Kg)	Cr (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)
	123.5	272.0	0.2	1.2	7.9	91.93	49.43
A	Ni (mg/Kg)	Co (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Fe _{DCB} (mg/Kg)	Al _{DCB} (mg/Kg)	Fe _{OX} (mg/Kg)	Al _{OX} (mg/Kg)
	27.7	15.23	37.58	30.4	6.9	2.0	0.6
	Bw2	Ni (mg/Kg)	Co (mg/Kg)	Cu (mg/Kg)	Fe _{DCB} (mg/Kg)	Al _{DCB} (mg/Kg)	Fe _{OX} (mg/Kg)
34.84		9.57	36.07	40.1	6.6	1.3	0.8

DCB e OX, que apresentam-se subscritos para Fe e Al, correspondem à extração dos teores dos elementos na fração argila com o uso de ditionito-citrato-bicarbonato e com oxalato de amônio, respectivamente. Costa (2009).

Dados hidroquímicos sobre parâmetros físico-químicos e composição química das águas de surgências próximas ao

depósito foram apresentados no gráfico 1 (Gomes, 2017). A amostra 1 corresponde à água de nascente localizada nos domínios de anel de quartzitos do CACB e a amostra 2 à água de nascentes exteriores ao complexo, localizadas nos xistos. Em comparação com a amostra 2, a amostra 1 apresenta: pH mais ácido; maior Eh, indicando condições químicas mais oxidantes; maior concentração de Zn, SO₄⁻², PO₄⁻³ e NO⁻³; e menor concentração de HCO₃⁻, Ca, Mg, Na, K, Cl, Fe, Al, Ba, Mn, e F⁻. De acordo com Gomes (2017), observa-se uma tendência de aumento dos íons dissolvidos na água de dentro do CACB, a partir de quartzitos fenitizados, para fora deles.

• Adsorção em batelada

As simulações de experimentos de adsorção em batelada permitiram a determinação do coeficiente de partição (Kd) do solo para U e Th. Em comparativo entre as amostras de águas utilizadas no preparo das soluções, foram observados maiores valores de Kd de U e Th para a amostra 1. Para essa amostra, se identifica uma redução de Kd com o aumento do pH, isso não é verificado como uma tendência geral para a amostra 2. Tanto para a amostra 1 quanto para a 2, o Kd dos elementos é mais elevado para o pH 3. Os maiores valores de Kd representam maior afinidade dos sólidos do solo pelos elementos pesquisados. Valores menores indicam menos adsorção pelo solo, havendo maior permanência do elemento na solução, com este estando disponível para transporte, processos químicos, sorção pela matéria orgânica e absorção por raízes de plantas (USEPA, 1999; Anderson & Christensen, 1988). Assim, observa-se que a maior capacidade adsorviva do solo se manifesta quando a solução tem por soluto a amostra 1. Acerca do pH, a maior adsorção de U e Th ocorre em pH 3.

Com os resultados de q e Ceq para cada concentração de solução, pH e amostra de água utilizada, foram plotados em gráficos q x Ceq. Os ajustes dos dados com o modelo de Langmuir geraram as isotermas de adsorção do U e Th.

Em relação ao U, a solução preparada com a amostra 1 apresenta isotermas com alta verticalidade, em especial, para pH 3 e para concentrações mais baixas do elemento. Esse tipo de isoterma é definido por Giles et al. (1960), quanto a sua forma, como do tipo H (um caso especial da curva do tipo L), ocorrendo que uma alta concentração de U é retida para uma baixa concentração de equilíbrio do elemento na solução. Esta isoterma é típica para solutos com alta afinidade à superfície adsorvente, sendo completamente adsorvido na parte inicial da isoterma (Giles et al., 1960). Para a solução com a amostra 2, se verifica que a isoterma do U tem uma forma que permite a sua classificação como do tipo L (Langmuir) para pH 3 e tipo C (Constante de Partição) para os demais pHs. A isoterma do tipo L representa que o número de sítios disponíveis para

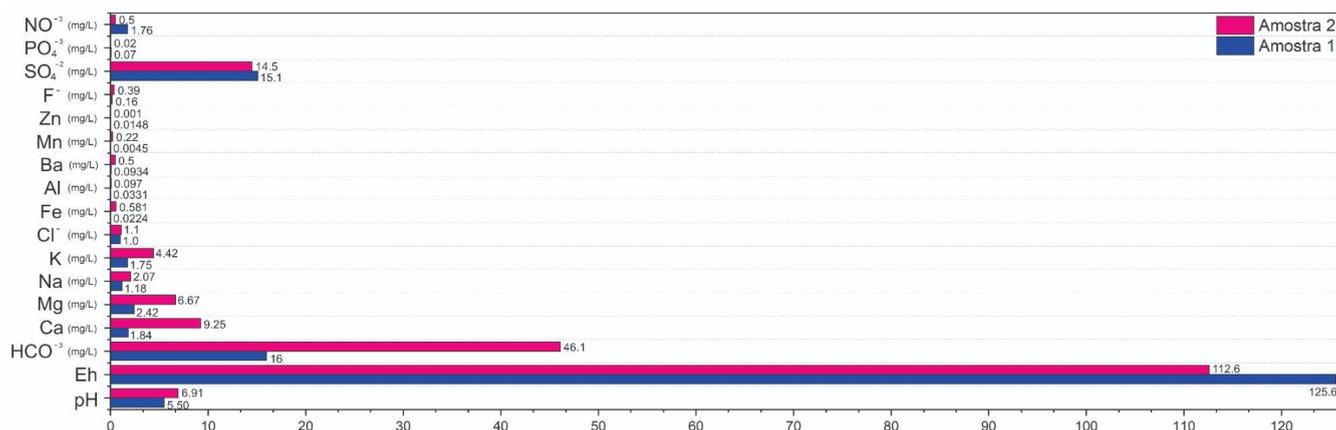


Gráfico 1 - Comparação entre as amostras de águas de surgências próximas ao depósito de rejeitos e resíduos da mineradora. Adaptado de Gomes (2017).

adsorção diminui com o aumento da concentração do adsorvato na solução líquida. Isto ocorre para casos em que as moléculas do soluto são adsorvidas em camadas (horizontalmente) ou que não haja forte interação entre soluto e solvente (Giles et al., 1960). A isoterma C indica uma partição constante do soluto entre a solução e o adsorvente, ou seja, a massa de U adsorvida por unidade de massa do adsorvente é proporcional à concentração de equilíbrio deste elemento na solução (Tan, 1998). Para Giles et al. (1960), essas isotermas tem o seu aparecimento favorecido em condições em que o soluto apresenta maior afinidade com o adsorvente que o solvente e casos em que os poros do suporte são “flexíveis”, com diferentes graus de cristalinidade entre regiões. A diferença entre as isotermas em pH 3 e nos demais, indica que o pH 3 favorece a adsorção do U, haja vista que a concentração de equilíbrio do elemento na solução é menor para uma mesma concentração inicial de soluto.

Para o Th, as isotermas de adsorção do solo para as soluções preparadas com cada amostra de água são muito semelhantes entre si. A forma da isoterma é do tipo H, no qual há alta adsorção do Th pelo solo. Em pH 3, toda concentração

do elemento é adsorvida pelo solo, não ocorrendo Th na solução em equilíbrio. Para os demais pHs, a adsorção de todo Th presente ocorre quando a sua concentração máxima na solução lixiviadora é de até 7900 mg/Kg, aproximadamente. Após essa concentração, o aumento de soluto da solução inicial não promove o aumento da concentração adsorvida, apenas aumenta a concentração de Th na solução em equilíbrio.

Pela equação do modelo de Langmuir foi possível determinar os valores de K_L e b para as isotermas (Tabela 2 e Tabela 3). Em conformidade com o K_d , identifica-se que maiores valores de K_L ocorrem para a amostra 1 com K_L diminuindo com o pH. Ambas as amostras têm maiores valores de K_L para pH 3. Os valores de b, ou seja, concentração máxima de adsorção do elemento, foram maiores em condições que apresentaram maior K_L , exceto para U na amostra 2. Comparando para os elementos, maiores valores de K_L e b foram identificados para o Th, mostrando que o solo possui maior capacidade de adsorver este elemento. Para pHs diferentes de 3, nota-se que a máxima adsorção do elemento apresenta valores muito próximos entre si.

Tabela 2 - Valores de K_L determinados pela equação de Langmuir para as isotermas de adsorção em diferentes pHs

Amostra	Elemento	K_L (L/Kg)						
		pH 3	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9
1	U	52.17857 ± 13.55381	8.16946 ± 4.0925	6.87235 ± 3.51624	6.51662 ± 3.36974	6.25824 ± 3.26604	6.03832 ± 3.18247	5.38441 ± 2.91544
	Th	13449.30193 ± 1290.04695	3212.62672 ± 1887.58033	3092.36384 ± 1833.98727	3064.39351 ± 1823.15015	3037.52991 ± 1812.447	3009.99873 ± 1801.61968	2929.33684 ± 1765.98133
2	U	0.63782 ± 0.20087	0.00878 ± 0.01452	0.01003 ± 0.01367	0.01095 ± 0.01313	0.01189 ± 0.01355	0.01369 ± 0.01319	0.01589 ± 0.01285
	Th	3745.66967 ± 828.97251	2573.51031 ± 1425.68884	2596.844 ± 1430.20474 ⁷	2601.31841 ± 1428.44757	2603.25544 ± 1431.37802	2603.32331 ± 1431.45803	2618.92245 ± 1431.82456

Tabela 3 - Valores de b determinados pela equação de Langmuir para as isotermas de adsorção em diferentes pHs

Amostra	Elemento	b (mg/Kg)						
		pH 3	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8	pH 9
1	U	9369.88625 ± 577.05589	9269.0884 ± 1019.6871	9322.67404 ± 1060.26434 ⁵	9335.04024 ± 1075.31994	9343.08566 ± 1087.31955	9344.74098 ± 1097.79662	9365.72863 ± 1133.67991
	Th	10360.4621 ± 309.71578	7884.68526 ± 753.200453	7882.90475 ± 757.16443	7882.43681 ± 758.52981	7881.53142 ± 759.66368	7881.19741 ± 761.04265	7879.95589 ± 764.15483
2	U	12954.13221 ± 1711.18416	148896.68276 ± 233747.1117	128400.53305 ± 164692.08795	117422.10598 ± 131674.27476	108428.01199 ± 114882.35462	94922.84975 ± 84071.17941	81453.00247 ± 59699.3419
	Th	9988.79469 ± 627.85003	7890.8049 ± 729.93444	7891.74497 ± 727.58959	7891.81635 ± 726.3274	7891.48466 ± 726.81288	7891.4301 ± 726.82735	7892.54332 ± 724.60411

• Adsorção dinâmica com colunas

Com as simulações dos experimentos de adsorção dinâmica, verificou-se que a variação do pH da solução lixiviada em função do volume de poros percolado se dá pelas curvas expressas no gráfico 2. Nota-se que o comportamento do pH é diferente quando a solução lixiviadora foi preparada tendo as amostras de água 1 ou 2 como solvente. Para ambas, nota-se que os pHs para as primeiras soluções que deixam a coluna são próximos a 6, similares ao da solução antes da percolação pela coluna. Isto possivelmente ocorre em função

de uma baixa interação entre solo e solução, dado que estes são os primeiros contatos entre os dois materiais.

Na sequência, ocorre um salto para pHs entre 7.25 e 7.5, com posterior redução para pH 7. O comportamento do pH se mostra semelhante para as duas soluções até, aproximadamente, 15 Vp. Quando o solvente da solução é a amostra 1, é identificado uma brusca diminuição do pH, de 6.5 à 3.5, entre 20 e 25 Vp. Há permanência do pH 3.5 até cerca de 33 Vp, onde se inicia a tendência de acidificação da solução para o pH 3. Já com a amostra 2, se observa que após 15 Vp há a continuidade da diminuição gradual do pH. Em 30 Vp,

aproximadamente, se tem o início da acidificação acentuada da solução lixiviada até pH pouco superior à 3. Isto é verificado em torno de 45 Vp.

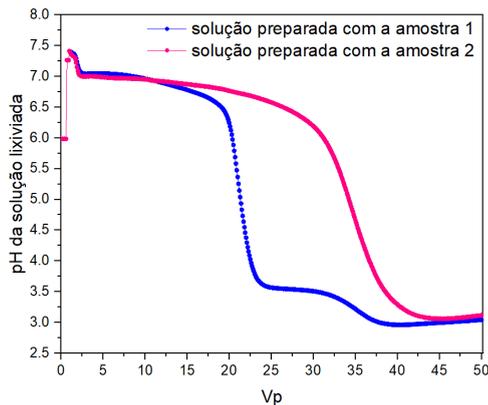


Gráfico 2 - pH da solução lixiviada durante o experimento de adsorção dinâmica em função do volume de poros percolados.

Para entender os processos de adsorção do U e do Th com a coluna de solo, foram relacionados a concentração dos elementos de interesse na solução lixiviada com Vp (gráfico 3). Para o Th, as concentrações foram muito similares entre ambos. A escala gráfica não permite reconhecer, porém, se observa que a solução lixiviada começa a apresentar concentrações do elemento próximo a 19 Vp. A solução com a amostra 1 apresenta valores para a concentração Th na ordem de grandeza de 10^{-31} a 10^{-7} mmol. Com a amostra 2, apresenta valores entre 10^{-29} e 10^{-6} mmol. A menor concentração é próxima de 19 Vp e a maior corresponde a 50 Vp, havendo um aumento contínuo entre os extremos. A baixa concentração de Th na solução lixiviada indica elevada capacidade de adsorção desse elemento pela coluna de solo sob às condições a qual ela é submetida. A presença e aumento da concentração de Th a partir de 19 Vp pode ser um representativo do esgotamento de sítios disponíveis nos minerais para a adsorção das espécies presentes do elemento.

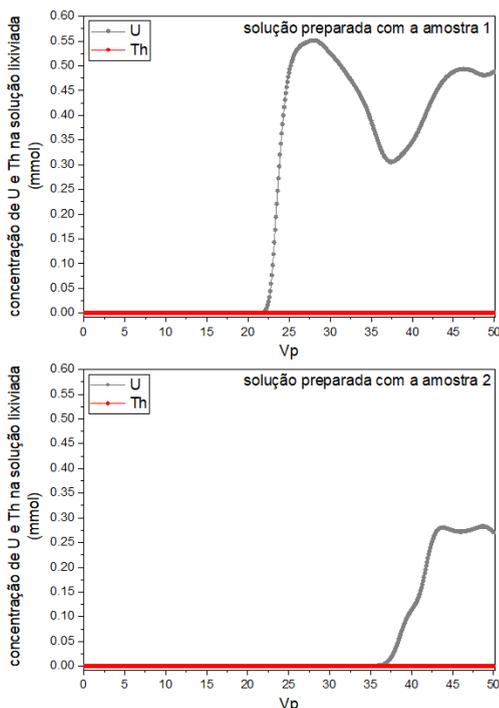


Gráfico 3 - Concentração de U e Th na solução lixiviada durante o experimento de adsorção dinâmica em função do volume de poros percolados.

O gráfico 4 apresenta como ocorre a variação da concentração de U na solução lixiviada levando em consideração o pH. Verifica-se que, para a solução com a amostra 1, a concentração de U é elevada quando a solução lixiviada apresentou pH menor que 3, tem queda de concentração para pH igual a 3 e aumento para pH entre 3 e aproximadamente 3.5. A partir desse pH, há um declínio acentuado da presença do elemento, sendo que do pH 4.5 até cerca de 7.5 não se verifica sua ocorrência de forma significativa a ponto de ser passível de representação dentro da escala dos gráficos. Para a solução com a amostra 2, a maior concentração de U observada ocorre para pH próximo a 3. Conforme se constata o aumento do pH acontece a redução da concentração do elemento, até que em pH 4 não há mais a sua presença em níveis capazes de serem apresentados no gráfico.

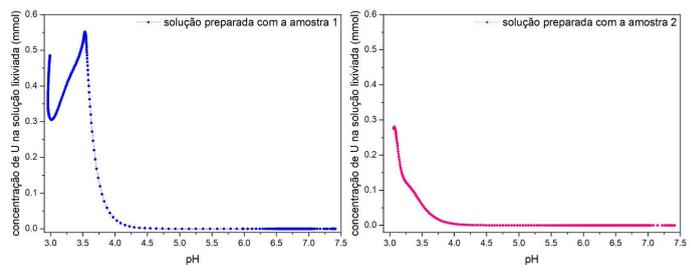


Gráfico 4 - Concentração de U na solução lixiviada durante o experimento de adsorção dinâmica em função do pH

Relacionando os dados de pH x Vp, concentração de U x Vp e concentração de U x pH, é possível verificar a influência que as variáveis têm sobre as outras. A ausência do elemento na solução indica a capacidade do solo de adsorver todas as suas espécies disponíveis. Assim, se verifica que as maiores adsorções de U pela coluna de solo coincidem com a ocorrência de pHs superiores a 4 - 4.5. Todavia, o pH não é a única variável, identifica-se a ocorrência desses pHs e da maior adsorção de U ocorre para um menor volume de poros percolados pela coluna. Isto ocorre para Vp inferior a 22.5, para a solução com a amostra 1 e, aproximadamente, até 35 Vp para a solução com a amostra 2.

4. CONCLUSÕES

Por meio da modelagem geoquímica através das simulações computacionais com o programa PHREEQC, foi possível observar que a composição química das diferentes águas próximas ao Complexo Alcalino-Carbonatítico do Barreiro (CACB), em Araxá, influencia nos processos de adsorção de U e Th realizados com o solo. Tanto os experimentos de adsorção estática quanto dinâmica permitiram identificar que o latossolo estudado apresenta maior capacidade de adsorção de Th do que de U. Pode-se verificar que em condições de adsorção estática, a maior capacidade de adsorção do solo para os elementos de estudo se deu em pH 3. Já para os estudos de adsorção dinâmica se reconhece a maior complexidade em identificar as variáveis que influenciam a capacidade de adsorção já que se utilizaram diferentes amostras de água e, durante a evolução da lixiviação, ocorrem distintos comportamentos para o pH.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson, P. R.; Chistensen, T. H. Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. Journal of Soil Science, v. 39, n. 1, p. 15-22, 1988.

- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2019. *Toxicological Profile for Thorium*. U. S. Department of Health and Human Services. 142 p.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2013. *Toxicological Profile for Uranium*. U. S. Department of Health and Human Services. 448 p.
- Bonotto, D. M., & Garcia-Tenorio, R. 2019. Investigating the migration of pollutants at Barreiro area, Minas Gerais State, Brazil, by the 210Pb chronological method. *Journal of Geochemical Exploration*, 196, 219-234.
- Costa, M. das G. A. 2009. Mineralogia e mapeamento de solos desenvolvidos de rochas pelíticas em Curvelo - MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, MG.
- D'Agostinho, A.; Flues, M. 2006. Determination of the distribution coefficient (Kd) of benzo(a)pyrene in soil using sorption isotherms. *Química Nova*, v. 29, n. 4, p. 657-661, 2006.
- Essington, M.E. 2003. *Soil and Water Chemistry: An Integrative Approach*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Giles, C. H.; Macewan, T. H.; Nakhwa, S. N.; Smith, D. 1960. 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. *J. Chem. Soc. (OCT)*: 3973-3993.
- Gomes, T. 2017. Caracterização hidrogeológica e simulação numérica da jazida de pirocloro associada ao Complexo Alcalino Carbonatítico do Barreiro, Araxá - MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, Campinas - SP. 140 p.
- Merkel, B. J.; Planer-Friedrich, B. 2012. Geoquímica de águas subterrâneas: um guia prático de modelagem de sistemas aquáticos naturais e contaminados. Nordstrom, D. K. (org.); tradução: Enzweiler, J. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2012. 244 p.
- Motta, P. E. F. da; Baruqui, A. M.; Santos, H. G. dos. 2004. Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos da região do Alto Paranaíba, Minas Gerais. *Embrapa Solos: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*; n. 44. Rio de Janeiro. 238 p.
- Neumann, R., Medeiros, E. B. 2015. Comprehensive mineralogical and technological characterization of the Araxá (SE Brazil) complex REE (Nb-P) ore, and the fate of its processing. *International Journal of Mineral Processing*, vol. 144:1-10.
- Pereira Junior R.F. 2014. Nióbio. In: Lima T.M. & Neves C.A.R. (coords.). *Sumário Mineral 2014*. Brasília, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), v. 34, p. 94-95. ISSN: 01012053.
- Seer, H. J. 1999. Evolução tectônica dos grupos Araxá, Ibiá e Canastra na Sinforma de Araxá, Araxá, Minas Gerais. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 267p.
- Seer, H. J.; Moraes, L. C. de. 2018. Recursos Minerais de Minas Gerais - Nióbio. UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais. CPMTC - Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa. FUNDEP - Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa. CODEMGE - Companhia de Desenvolvimento de Minas Gerais. Minas Gerais - Diálogo Equilíbrio Trabalho.
- Tan, K. H. 1998. *Principles of Soil Chemistry*, Third Edition. 3rd. Taylor & Francis.
- USEPA. 1999. Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd, Values: Volume 1 (402-R-99-004a), Volume 2 (402-R-99-004b), Volume 3 (402-R-04-002c).