

Klinoptilolito adsorbcinė geba Zn^{2+} jonams šarminėje terpėje

A. Iljina, A. Eisinis, K. Baltakys, A. Bankauskaitė

Kauno technologijos universitetas,
Radvilėnų pl. 19, LT-50270 Kaunas, Lietuva
El. paštas anatolijus.eisinis@ktu.lt

crossref <http://dx.doi.org/10.5755/j01.ct.63.1.4527>

Gauta 2013 m. kovo 1 d.; priimta spaudai 2013 m. kovo 22 d.

Išnagrinėta Zn^{2+} jonų įtaka klinoptilolito adsorbcinei gebai šarminėje terpėje. Ištirta, kad Zn^{2+} jonų terpmosi sparta į klinoptilolito struktūrą šarminėje terpėje priklauso nuo metalo jonų koncentracijos pradiniam tirpale. Kai pradinio tirpalo koncentracija $0,3 \text{ g Zn}^{2+}/\text{dm}^3$, šių jonų į klinoptilolito struktūrą po 30 s reakcijos įsiterpia jau ~78 %, o po 2 h – 83 %. Padidinus Zn^{2+} jonų pradinę koncentraciją iki $1,4 \text{ g}/\text{dm}^3$, šie jonai labiau terpiasi į klinoptilolitą, nes po 30 s į šio junginio struktūrą įsiterpia ~96 % cinko jonų. Nustatyta, kad adsorbcijos metu reakcijos terpės pH nekinta. Nustatyta, kad, neatsižvelgiant į pradinio tirpalo vandenilio jonų rodiklio vertę, jonų mainų reakcijos vyksta pagal cheminės adsorbcijos mechanizmą. Rentgeno spinduliuotės ir vienalaikės terminės analizės duomenys parodė, kad po jonų mainų proceso klinoptilolito kristalų struktūra išliko stabili.

Įvadas

Sunkiaisiais metalais (SM) yra vadinami tokie metalai, kurių atominė masė didesnė nei 40. Viena iš pavojingiausių sunkiųjų metalų savybių yra ta, kad organizmuose jie kaupiasi net tada, kai jų koncentracija aplinkoje yra palyginti nedidelė. Per ilgesnį laiką jų koncentracija gali pasiekti pavojingą ribą, t. y. sunkieji metalai gali tapti toksiški [1].

Sunkiųjų metalų neigiamas poveikis augalams ir gyvūnams yra daug didesnis nei lengvųjų metalų [2, 3]. Sunkieji metalai yra skirstomi į pirmos (gyvsidabris, švinas, kadmio) ir antros (cinkas, selenas, chromas, nikelis, varis, arsenas ir kt.) svarbos eilės metalus. Be aplinkos taršos, sunkieji metalai pasižymi ir genotoksinio poveikiu – trikdomas normalus DNR funkcionavimas ar metabolizmas, dėl ko formuojasi genetiniai pakitimai – mutacijos.

Tarp toksiškų sunkiųjų metalų, cinkas yra vienas iš labiausiai pavojingų žmogaus sveikatai. Cinkas didelėmis koncentracijomis vidutiniškai toksiškas augalams ir silpnas jo poveikis nustatytas žinduoliams [4, 5]. Jis priskiriamas antrajai toksiškumo klasei, silpnas fitotoksiškumas, silpnos kancerogeninės ir mutageninės savybės [6].

Sunkiųjų metalų ir jų junginių taršos šaltiniai yra įvairūs. Kasmet vis daugiau metalų: švino, kadmio, chromo, nikelio, gyvsidabrio ir kt., yra naudojami chemijos, metalurgijos pramonėje [7, 8]. Daugiau kaip 35 skirtingų rūšių sunkiųjų metalų, esančių metalinėse rūdose, yra išmetama į žemės paviršių. Didelė dalis jų patenka į atmosferą perdurbant rūdas iš pramonės įmonių, šiluminės energetikos, transporto, žmogaus ūkinės veiklos, kurie toliau patenka ir į vandens telkinius.

Didžioji dalis SM į aplinką patenka iš įvairių antropogeninių taršos šaltinių. Pagrindiniai taršos SM šaltiniai yra pramonė, buitinės atliekos ir nuotekos (1 lentelė).

1 lentelė. Sunkiųjų metalų antropogeniniai šaltiniai

Taršos šaltiniai	Aptinkami SM
Antrinis spalvotų metalų apdirbimas	Zn, Cr, Cd
Chemijos pramonė, plastmasių gamyba	Pb, Zn, Cu, Cd, Ni, Cr
Fosfatinių ir kitų trąšų gamyba	Zn, Cu, Cr, Cd
Termoizoliacinių medžiagų, cemento, betoninių konstrukcijų, stiklo gamyba	Zn, Cr, Ni, Mn, Pb, Cu, Cd
Buitinės nuotekos	Pb, Cd, Cu, Zn, Mn, Cr, Ni

SM yra patvarūs teršalai. Nėra gamtinių procesų, kuriems vykstant jie būtų šalinami taip, kaip kad antropogeniniu būdu patenka į ekosistemas. Vienintelis būdas, kaip metalus pašalinti iš aplinkos, – pašalinti jų toksiškumą, nes natūralioje gamtinėje aplinkoje biologiniai (savaiminio) apšalymo procesai vyksta labai lėtai. Kaip alternatyva gali būti naudojama sunkiųjų metalų imobilizacija, kai laikinai jie sujungiami į nepavojingus, patvarius junginius [9–13].

Vis dažniau taikomos įvairios priemonės siekiant sumažinti sunkiųjų metalų, esančių dirvožemyje ar atliekose, daromą neigiamą poveikį aplinkai ir žmogaus sveikatai. Viena iš jų – sunkiųjų metalų šalinimas, taikant įvairius valymo metodus, pavyzdžiui, cheminę ekstrakciją, fitoekstrakciją, elektroremediaciją, jonų mainus [14]. Kita priemonė – sumažinti sunkiųjų metalų judrumą nuotekų dumblyje, dirvožemyje – stabilizacija ar imobilizacija.

Sunkiesiems metalams šalinti iš vandeninių tirpalų ir nuotekų plačiai naudojami gamtiniai aliumosilikatai – gamtiniai ir sintetiniai ceolitai [15, 16]. Ceolitai yra gana pigūs adsorbentai ir sėkmingai gali būti naudojami sunkiaisiais metalais užterštam vandeniui valyti ir juos šalinti iš grunto [17–20]. Klinoptilolitas $\text{Na}(\text{AlSi}_5\text{O}_{12}) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ priskiriamas ceolitinės struktūros mineralams. Jis yra inertiškas, neradioaktyvus, ekologiškai švarus, todėl kaip ir kiti ceolitai gali būti

panaudotas iš vandens telkinių ir nuotekų sunkiesiems metalams pašalinti, kaip žaliava kitiems junginiams sintetinti ir kt. [21, 22].

Darbo tikslas – nustatyti klinoptilolito adsorbcijos gebą Zn^{2+} jonams ir stabilumą šarminėje terpėje.

Naudotos medžiagos ir tyrimų metodika

Gamtinis ceolitas gautas iš Karpatų (Ukraina) telkinio; $S_{pav.} = 793,2 \text{ m}^2/\text{kg}$. Cinko nitrato tirpalas, kuriame Zn^{2+} jonų koncentracija $c = 0,3$ ir $1,4 \text{ Zn}^{2+} \text{ g/dm}^3$, pagamintas ištirpinus distiliuotame vandenyje $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ granules (CHEMPUR, grynumas 98 %).

Norint iširti adsorbento savybes ir pusiausvirąją gebą cinko jonams šarminėje terpėje į $Zn(NO_3)_2$ tirpalus, kurių pradinės Zn^{2+} jonų koncentracijos – $0,3$ ir $1,4 \text{ Zn}^{2+} \text{ g/dm}^3$, buvo įpiltas reikiamas kiekis 10 % NH_4OH , kad ištirptų visos susidariusios $Zn(OH)_2$ nuosėdos (2 lentelė).

2 lentelė. Cinko jonų pradinė koncentracija ir tirpalo pH vertė

$c_{Zn^{2+}}$, g/dm ³	Reakcijos terpės pH vertė	NH_4OH kiekis*, ml
0,3	11,15	55
1,4	10,41	76

* NH_4OH kiekis (ml), sunaudotas visom susidariusioms $Zn(OH)_2$ nuosėdoms ištirpinti.

Zn^{2+} jonų adsorbcijos procesai vykdyti termostatuojamame adsorberyje *Grant SUB 14*, nuolat maišant 100 ml $Zn(NO_3)_2 + NH_4OH$ tirpalo, į kurį buvo įbertas 1,0 g klinoptilolito; adsorbcijos trukmė $25 \text{ }^\circ\text{C}$ temperatūroje – 120 min. Adsorbuotų jonų kiekis nustatytas dviem būdais: apskaičiuojant pagal tirpalo koncentracijos mažėjimą per laiką ir analizuojant prisotintą (po jonų mainų eksperimento) klinoptilolitą. Šiai analizei distiliuotu vandeniu praplautas ir išdžiovintas klinoptilolito mėginys buvo tirpinamas praskiestoje (1 : 1) druskos rūgštyje ir analizuojamas filtratas.

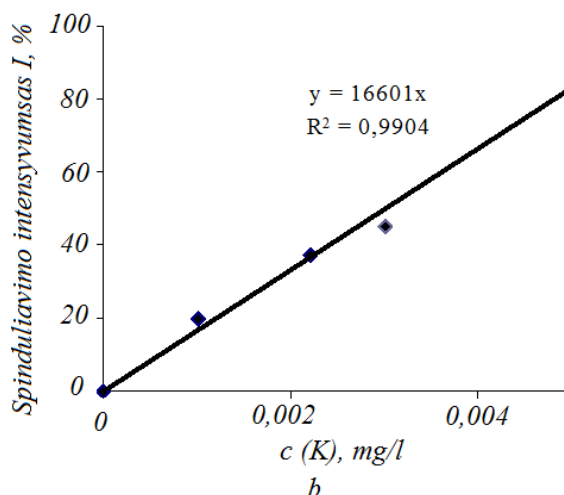
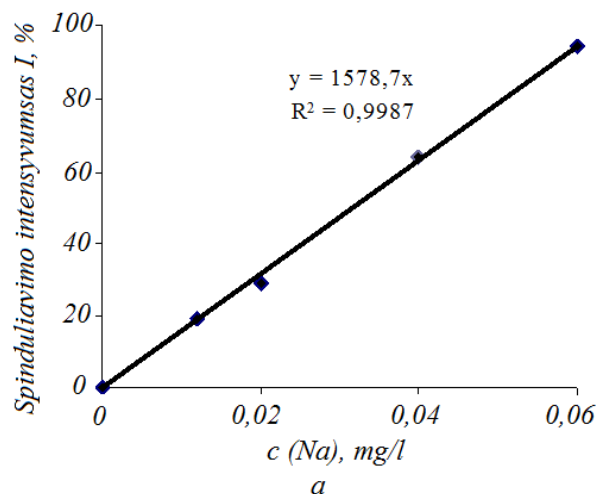
Zn^{2+} jonų koncentracijos tiriamuose tirpaluose nustatytos atominės adsorbcijos spektrometrijos (AAS) būdu *PERKIN ELMEN* firmos prietaisu *AASIN*. Išmatuojamas tiriamojo tirpalo optinis tankis ir pagal gradavimo grafikų tieses apskaičiuojamos nustatomųjų elementų koncentracijos. Optinio tankio nustatymo, taip pat elementų koncentracijos tiriamuosiuose tirpaluose

3 lentelė. Spektro linijų, naudojamų atominėje adsorbcinėje spektrinėje analizėje, bangos ilgiai ir kitos analizės sąlygos bei gradavimo kreivių parametrai

Elementas	Rezonansinė linija, nm	Tuščiaidurio katodo lempos srovės stipris I, mA	Plyšio plotis, nm	Plyšio aukštis, nm	Liepsnos rūšis	Tiesės lygtis	Determinacijos koeficientas R^2
Ca	422,67	30	2,7	0,6	C_2H_2 –oras	$y = 34,929 \cdot x$	0,9863
Zn	213,86	30	2,7	1,8	C_2H_2 –oras	$y = 0,5581 \cdot x$	0,9920

apskaičiavimo tikslumas priklauso nuo atominio adsorbcinio spektrometro *AASIN* parametru, kurie yra pateikti 3 lentelėje.

Na^+ ir K^+ jonų koncentracijos tiriamuosiuose tirpaluose nustatytos taikant liepsnos fotometrijos metodą PFP-7 fotometru. Liepsnos fotometrija pagrįsta liepsnos sužadintų atomų spinduliuotės stiprio matavimu. 1 paveiksle pateikti gradavimo grafikai Na^+ ir K^+ jonų koncentracijoms tiriamajame tirpale apskaičiuoti.



1 pav. Gradavimo grafikai Na^+ (a) ir K^+ (b) jonų koncentracijai tiriamajame tirpale nustatyti

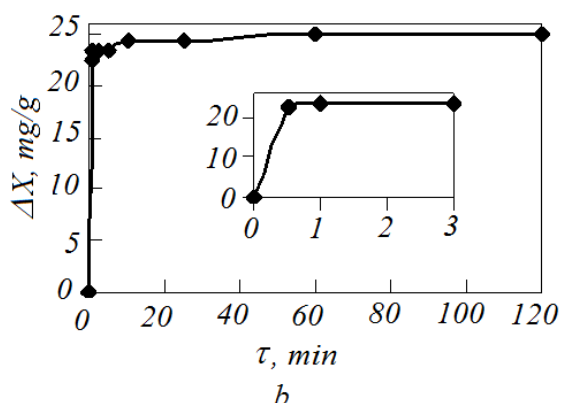
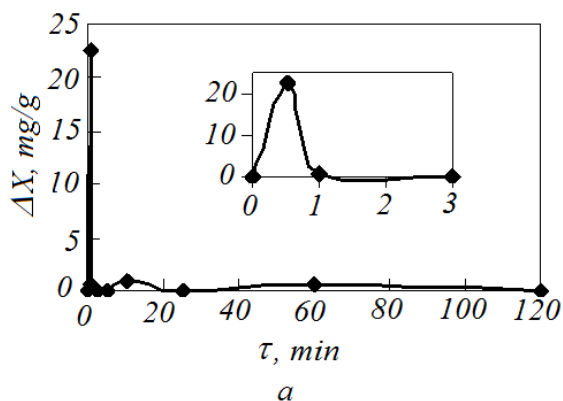
Tirpalų pH buvo išmatuotas pH-metru *HANNA INSTRUMENTS (Hi 9321, microprocessor pH meter)*. Šio prietaiso tikslumas 0,01.

Rentgeno spinduliuotės difrakcinė analizė (RSDA) atlikta difraktometru *DRON-6*. Naudota: spinduliuotė – CuK_α , filtras – Ni, detektoriaus judėjimo žingsnis – 0,02 °C, intensyvumo matavimo trukmė žingsnyje – 0,5 s, anodinė įtampa – $U_a = 30$ kV, srovės stiprumas – $I = 20$ mA, difrakcinės kreivės užrašytos 2–60° kampų intervale.

Vienalaikė terminė analizė (VTA) atlikta *NETZSCH STA 409 PC Luxx* terminiu analizatoriumi. DSK parametrai: temperatūros didinimo greitis – 15 °C/min, temperatūros intervalas – 30–1000 °C, etalonas – tuščias Pt/Rh tiglis, atmosfera krosnyje – oras.

Rezultatai ir jų aptarimas

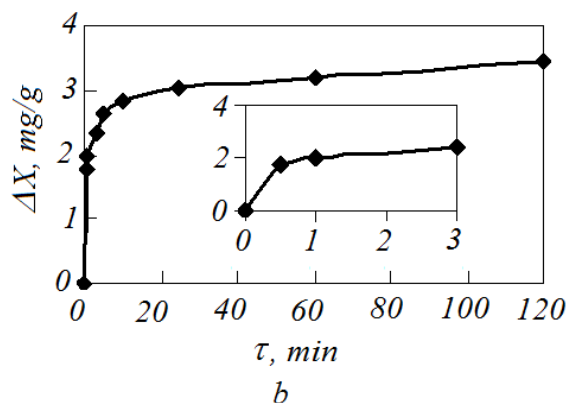
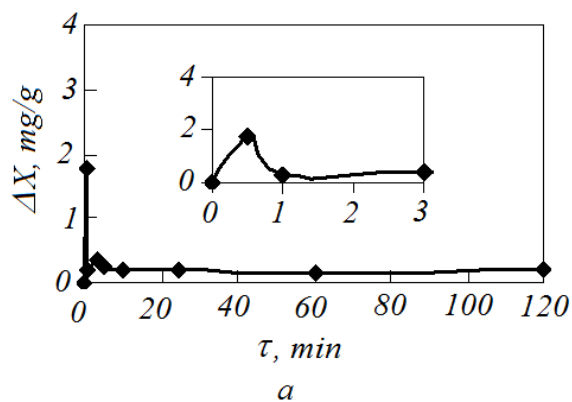
Ištirta, kad šarminėje terpėje Zn^{2+} jonų adsorbicija klinoptilolitu vyksta kur kas intensyviau nei rūgštinėje terpėje. Kai pradinio tirpalo koncentracija 0,3 g/dm³, šių jonų į klinoptilolito struktūrą po 30 s reakcijos įsiterpia jau ~78 % (23,31 mg Zn^{2+} /g), o po 2 h – 83 % (25,00 mg Zn^{2+} /g) (2 pav.). Rūgštinėje terpėje per pirmąsias 30 s įterpiama ~60 % cinko jonų (17,94 mg Zn^{2+} /g) ir ilginant sąveikos trukmę, minėtų jonų kiekis beveik nepakinta [23].



2 pav. Zn^{2+} jonų adsorbicijos reakcijos terpėje, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra 0,3 g/dm³, diferencinė (a) ir integralinė (b) kinetinės kreivės

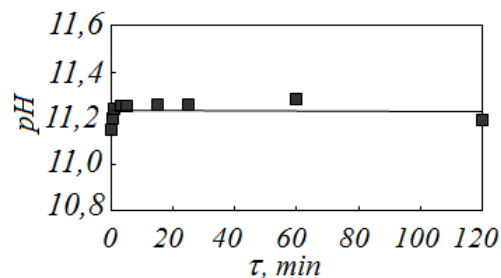
Ištirta, kad šarminėje terpėje jonų mainų reakcijoje intensyviau dalyvauja vienvaļenčiai jonai, nes į reakcijos

terpę paleidžiama ~37 % natrio jonų (4,7 mg Na^+ /g) ir ~33 % kalio jonų (7,6 mg K^+ /g) (4 lentelė). Tik 1/10 dalis kalcio jonų pereina į tirpalą per pirmąją adsorbicijos minutę (1,98 mg Ca^{2+} /g) (3 pav., a), o tęsiant reakciją, šių jonų koncentracija nedaug didėja ir pasibaigus sorbcijos procesui siekia tik 3,42 mg Ca^{2+} /g (3 pav., b).



3 pav. Ca^{2+} jonų koncentracijos reakcijos terpėje, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra 0,3 g/dm³, diferencinė (a) ir integralinė (b) kinetinės kreivės

Nustatyta, kad adsorbicijos metu reakcijos terpės pH nekinta: pH = 11,3 ± 0,1 (4 pav.).



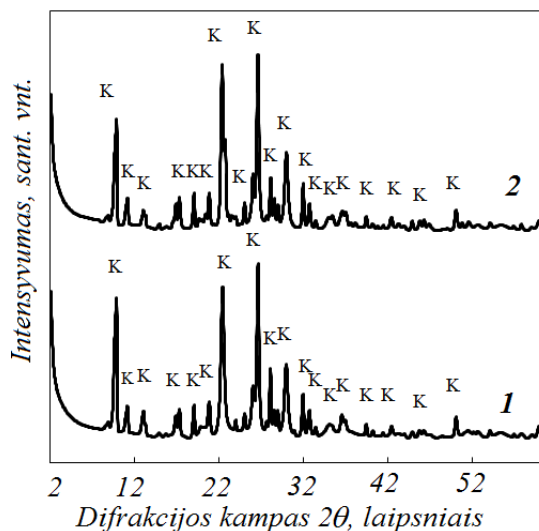
4 pav. Reakcijos terpės pH kitimas adsorbicijos metu, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra 0,3 g/dm³

Remiantis 4 lentelėje pateiktais duomenimis, galima teigti, kad jonų mainų reakcijos vyksta pagal cheminės adsorbicijos mechanizmą, t. y. beveik visi cinko jonai yra surišami į klinoptilolito kristalų struktūrą, nes po desorbicijos reakcijos terpėje Zn^{2+} jonų koncentracija neviršijo net ~0,01 %.

4 lentelė. Adsorbuotų ir desorbuotų jonų kiekis šarminėje terpėje

Zn ²⁺ jonų koncentracija pradiniam tirpale, g/dm ³	Po 2 h adsorbcijos				Po 2 h desorbcijos	
	Zn ²⁺ jonų kiekis adsorbente, mg	Ca ²⁺ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	K ⁺ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Na ⁺ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Zn ²⁺ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Ca ²⁺ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg
0,3	25,00	3,42	7,6	4,7	0,0150	0,00030

Tiriant klinoptilolito kristalų struktūrą po jonų mainų proceso, nustatyta, kad minėto junginio kristalų gardelė išlieka stabili, nes RSDA kreivėse identifikuoti pagrindiniai klinoptilolitui būdingi tarplokštuminiai atstumai (5 pav.).

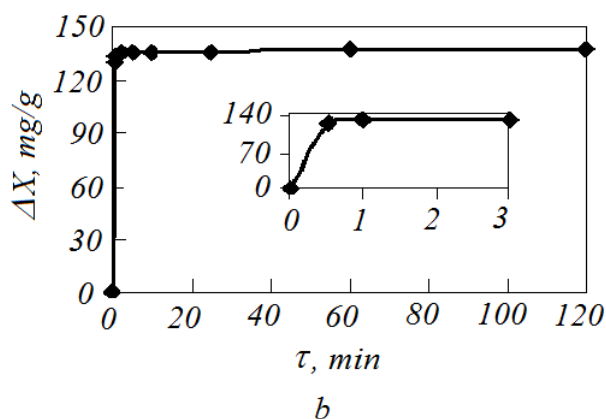
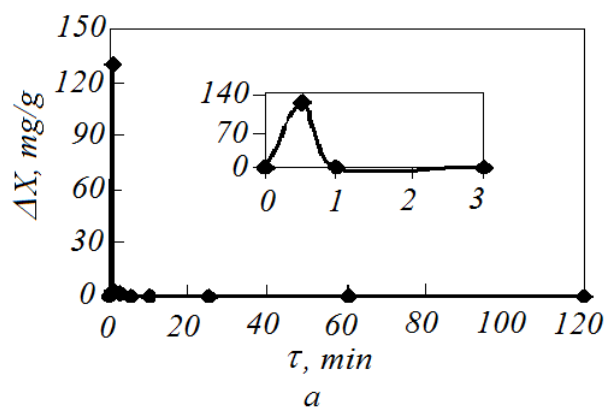


5 pav. Klinoptilolito RSDA kreivės: 1 – prieš jonų mainus, 2 – po 120 min adsorbcijos 25 °C temperatūroje, kai Zn²⁺ jonų pradinė koncentracija yra 0,3 g/dm³: Čia K – klinoptilolitas

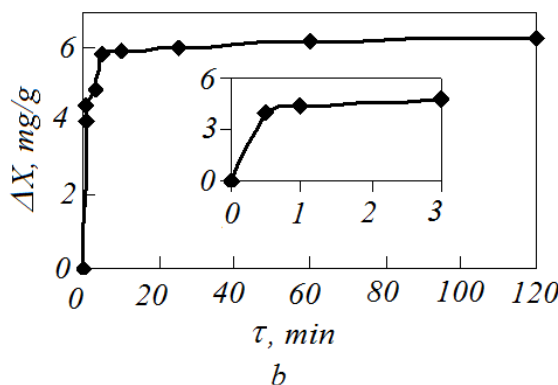
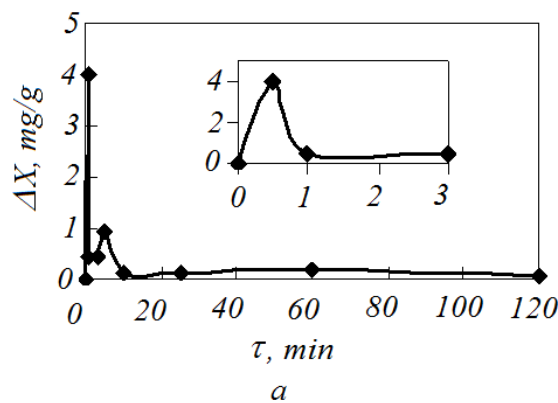
Nustatyta, kad, padidinus Zn²⁺ jonų pradinę koncentraciją iki 1,4 g/dm³, šarminėje terpėje Zn²⁺ jonų terpimasis į klinoptilolitą suintensyvėja, nes jau po 30 s į šio junginio struktūrą įsiterpia ~ 96 % cinko jonų (134,0 mg Zn²⁺/g) (6 pav.). Taigi adsorbcijos proceso pusiausvyra yra pasiekama per pirmąją minutę.

Nustatyta, kad cinko jonų adsorbcija vyksta intensyviau nei kalcio jonų desorbcija iš adsorbento struktūros: tik 63 % kalcio jonų į tirpalą pereina per pirmąsias 30 adsorbcijos sekundžių (4 mg Ca²⁺/g) (7 pav., a). Pažymėtina, kad kalcio jonų pusiausvyra reakcijos terpėje nusistovi tik po 5 min, kai šių jonų koncentracija padidėja iki 6 mg Ca²⁺/g (7 pav., b).

Be to, pastebėta, kad iš klinoptilolito į reakcijos terpę desorbuojasi natrio ir kalio jonai: ~ 38 % Na⁺ (5,9 mg Na⁺/g); ~ 4,4 % K⁺ (1,01 mg K⁺/g) (5 lentelė).



6 pav. Zn²⁺ jonų adsorbcijos reakcijos terpėje, kai Zn²⁺ jonų pradinė koncentracija yra 1,4 g/dm³, diferencinė (a) ir integralinė (b) kinetinės kreivės



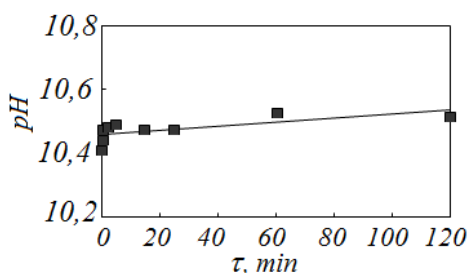
7 pav. Ca²⁺ jonų koncentracijos reakcijos terpėje, kai Zn²⁺ jonų pradinė koncentracija yra 1,4 g/dm³, diferencinė (a) ir integralinė (b) kinetinės kreivės

Po adsorbcijos išdžiovinti klinoptilolito milteliai buvo supilti į dekarbonizuotą vandenį ir nustatyta, kad į adsorbentą įsiterpę Zn^{2+} jonai desorbcijos metu nėra paleidžiami į reakcijos terpę (5 lentelėje).

5 lentelė. Adsorbuotų ir desorbuotų jonų kiekis šarminėje terpėje

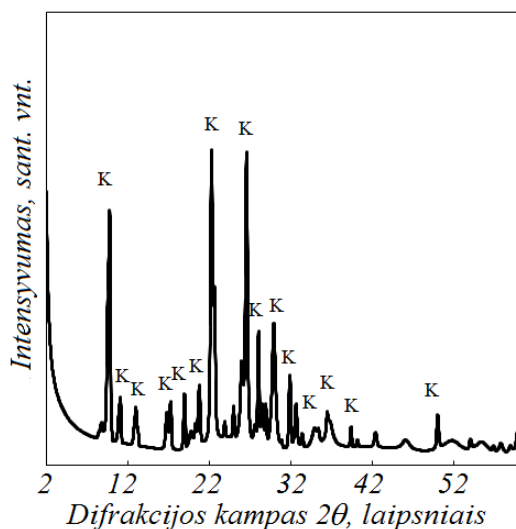
	Po 2 h adsorbcijos				Po 2 h desorbcijos	
Zn^{2+} jonų koncentracija pradiniam tirpale g/dm^3	Zn^{2+} jonų kiekis adsorbente, mg	Ca^{2+} jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	K^+ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Na^+ jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Zn^{2+} jonų kiekis reakcijos terpėje, mg	Ca^{2+} jonų kiekis reakcijos terpėje, mg
1,4	136,74	6,32	1,01	5,9	0,0162	0,00025

Nustatyta, kad adsorbcijos metu reakcijos terpės pH nekinta: $pH = 10,37 \pm 0,1$ (8 pav.).

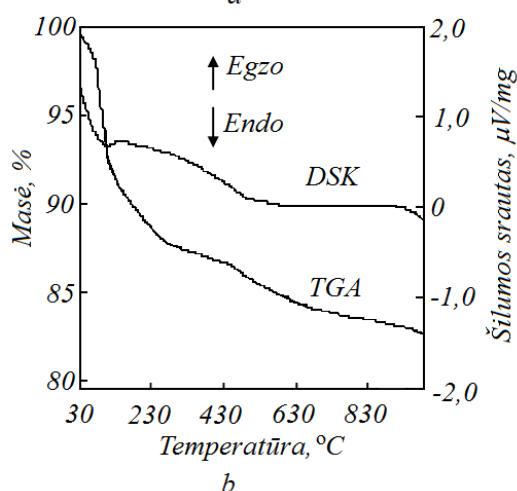
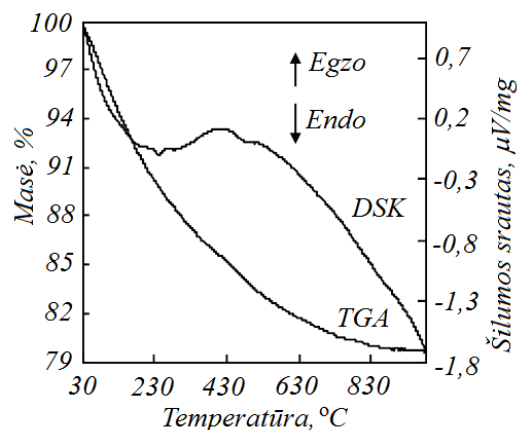


8 pav. Reakcijos terpės pH kitimas adsorbcijos metu, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra $1,4 g/dm^3$

RSDA ir VTA analizės parodė, kad po jonų mainų proceso klinoptilolito kristalų struktūra išliko stabili (9 pav., 10 pav. a, b).



9 pav. Klinoptilolito RSDA kreivė po 120 min adsorbcijos esant $25\text{ }^{\circ}C$ temperatūrai reakcijos terpėje, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra $1,4 g/dm^3$. Čia K – klinoptilolitas



10 pav. Klinoptilolito VTA kreivės: a – prieš jonų mainus, b – po 120 min adsorbcijos $25\text{ }^{\circ}C$ temperatūroje, reakcijos terpėje, kai Zn^{2+} jonų pradinė koncentracija yra $1,4 g/dm^3$.

Išvados

1. Ištirta, kad Zn^{2+} jonų terpmosi sparta į klinoptilolito struktūrą šarminėje terpėje priklauso nuo metalo jonų koncentracijos pradiniam tirpale. Kai pradinio tirpalo koncentracija $0,3 g Zn^{2+}/dm^3$, šių jonų į klinoptilolito struktūrą po 30 s reakcijos įsiterpia jau $\sim 78\%$, o po 2 h – 83% . Padidinus Zn^{2+} jonų pradinę koncentraciją iki $1,4 g/dm^3$, šių jonų terpmasis į klinoptilolitą suintensyvėja, nes po 30 s į šio junginio struktūrą įsiterpia $\sim 96\%$ cinko jonų.
2. Nustatyta, kad adsorbcijos metu reakcijos terpės pH nekinta ir įsiterpiančys Zn^{2+} jonai neturi įtakos klinoptilolito struktūros patvarumui.
3. Nustatyta, kad, neatsižvelgiant į pradinio tirpalo vandenilio rodiklio vertę, jonų mainų reakcijos vyksta pagal cheminės adsorbcijos mechanizmą, nes po desorbcijos reakcijos terpėje Zn^{2+} jonų koncentracija neviršijo net $\sim 0,01\%$.

Padėka

Tyrimai atlikti įgyvendinant 2007–2013 m. Žmogiškųjų išteklių plėtros veiksmų programos

3 prioriteto „Tyrejų gebėjimų stiprinimas“ VP1-3.1-ŠMM-08-K priemonę „Mokslinių tyrimų ir eksperimentinės plėtros veiklų vykdymas pagal nacionalinių kompleksinių programų tematikas“ (Projekto kodas: VP1-3.1-ŠMM-08-K-01-014, „Medžiagų aukštosios technologijos kūrimas, tyrimas ir taikymas“).

Literatūra

1. **Yen Nhi T. T., Mohd Shazili N. A., Shaharom-Harrison F.** // *Experimental Parasitology*. 2013. Vol. 133. P. 75–79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.exppara.2012.10.014>
2. **Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P., Tsigaridas K.** // *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 3560–3570. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.008>
3. **Zhang W., Liu X., Cheng H., Zeng E. Y., Hu Y.** // *Marine Pollution Bulletin*. 2012. Vol. 64. P. 712–720. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.042>
4. **Muhammad S., Shah M. T., Khan S.** // *Microchemical Journal*. 2011. Vol. 99. P. 67–75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2011.03.012>
5. **Amin N., Hussain A., Alamzeb S., Begum Sh.** // *Food Chemistry*. 2013. Vol. 136. P. 1515–1523. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.09.058>
6. **Yu-Yang L., Dong-Sheng S., Hong-Tao W., Wen-Jing L., Yan Z.** // *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 186. P. 1082–1087. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.106>
7. **Guo G., Wu F., Xie F., Zhang R.** // *Journal of Environmental Sciences*. 2012. Vol. 24. P. 410–418. [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60762-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60762-6)
8. **Huajun H., Xingzhong Y., Guangming Z., Huina Z., Hui L., Zhifeng L., Hongwei J., Lijian L., Wenkai B.** // *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102. P. 10346–10351. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.117>
9. **Nowak B., Aschenbrenner Ph., Winter F.** // *Fuel Processing Technology*. 2013. Vol. 105. P. 195–201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.06.027>
10. **Hua M., Zhang S., Pan B., Zhang W., Lv L., Zhang Q.** // *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 211–212. P. 317–331. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.016>
11. **Fei G., Meng-Meng L., Hui Y., Bao-Xiang Z.** // *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 211–212. P. 366–372.
12. **Sheng-Fong L., Song-Yung W., Ming-Jer T., Lang-Dong L.** // *Chemical Engineering Research and Design*. 2012. Vol. 90. P. 1397–1406. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cherd.2011.11.020>
13. **Ningmei W., Zhengkui L.** // *Chemical Engineering Journal*. 2013. Vol. 215–216. P. 894–902.
14. **Dabrowski A., Hubicki Z., Podkościelny P., Robens E.** // *Chemosphere*. 2004. Vol. 56. P. 91–106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.03.006>
15. **Haibo L., Shuchuan P., Lin S., Tianhu C., Teng B., Ray. L. F.** // *Chemosphere*. Available online 2013.
16. **Pimraksa K., Chindaprasirt P., Huanjit T., Tang C., Sato T.** // *Journal of Cleaner Production*. 2013. Vol. 41. P. 31–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.10.003>
17. **Anisimova R., Brannvall E., Paliulis D., Jaskelvičius B.** // *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 2004. Vol. 12. P. 67–72.
18. **Kučič, D., Markić M., Briški F.** // *The Holistic Approach to Environment*. 2012. Vol. 2. P. 145–158.
19. **Ivanova E., Karsheva M., Koumanova B.** // *Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy*. 2010. Vol. 45. P. 295–302.
20. **Motsi T., Rowson N. A., Simmons M. J. H.** // *International Journal of Mineral Processing*. 2011. Vol. 101. P. 42–49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.minpro.2011.07.004>
21. **Vasylychko V. O., Gryshchouk G. V., Zakordonskiy V. P., Patsay I. O., Len N. V., Vyviurska O. A.** // *Microporous and Mesoporous Materials*. 2013. Vol. 167. P. 155–161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.08.021>
22. **Jovanovic M., Rajic N., Obradovic B.** // *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 233–234. P. 57–64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.06.052>
23. **Iljina A., Eisinis A., Baltakys K., Bankauskaitė A., Šiaučiūnas R.** // *Cheminė technologija*. 2013, Nr. 1 (63). P. 10–14. <http://dx.doi.org/10.5755/j01.ct.63.1.4517>

A. Iljina, A. Eisinis, K. Baltakys, A. Bankauskaitė

ADSORPTION CAPACITY OF CLINOPTILOLITE FOR Zn²⁺ IONS IN ALKALINE SOLUTION

Summary

The adsorption capacity of clinoptilolite for Zn²⁺ ions in alkaline solutions has been examined. It has been proved that in the alkaline solution the intrusion of Zn²⁺ ions into its structure depends on the metal ion concentration in the initial solution. Within 30 s of the reaction, ~78 % of Zn²⁺ ions were incorporated into the structure of clinoptilolite when the initial concentration of the solutions was 0.3 g Zn²⁺/dm³. The ion exchange reactions proceed more intensively in a solution with a 1.4 g Zn²⁺/dm³ concentration, because after 30 s of reaction ~96 % of Zn²⁺ ions are adsorbed. The variation of the pH value when using the alkaline solution was not considerable. Independently of the solution pH value, the cation exchange reactions are specific to the chemisorption process. X-ray diffraction and simultaneous thermal analysis results confirmed that the crystal structure of clinoptilolite remains stable.