



SUNKIŲJŲ METALŲ ADSORBCIJA IŠ VANDENINIŲ TIRPALŲ PANAUDOJANT PLUOŠTINES KANAPES (*CANNABIS SATIVA L.*)

Rūta Remeikytė¹, Dainius Paliulis²

VGTU AIF Aplinkos apsaugos ir vandens inžinerijos katedra
El. paštas: ¹ruta.remeikyte@stud.vgtu.lt; ²dainius.paliulis@vgtu.lt

Anotacija. Pramonės šakų išleidžiamose nuotekose didžiausi tarp aptinkamų sunkiųjų metalų yra švino, cinko ir kt. metalų kiekiai. Dabartinių pramoninių nuotekų valymo įrenginių išlaikymas brangiai kainuoja, todėl ligi šiol skiriama daug dėmesio novatoriškoms technologijoms, diegti, kurių kaina, palyginti su esamomis technologijomis, būtų mažesnė ir reikalautų mažiau priežiūros bei energijos (Shanmugapriya, Hemalatha, Scholastica ir Augustine, 2013). Šiuo metu adsorbicija yra vienas iš ekonomiškai palankių nuotekų valymo būdų. Tyrimo objektu pasirinktas natūralus polimeras – pluoštinės kanapės (*Cannabis sativa L.*), kurios, kaip ekologiškas ir efektyvus adsorbentas, turi potencialo. Dideli pluoštinių kanapių kiekiai susidaro tekstilės, žemės ūkio pramonėje kaip atliekos, todėl jų panaudojimas leistų sumažinti vandens užterštumą sunkiaisiais metalais (Zn^{+2} , Pb^{+2}). Atlikus eksperimentinius tyrimus nustatyta, kad adsorbicijos efektyvumui didelę įtaką turi tirpalo pH. Didžiausias užfiksuotas adsorbicijos efektyvumas buvo tada, kai tirpalo pH 5,0. Esant mažesnei pH reikšmei, adsorbicija vyko nežymiai. Adsorbentas sumažino švino ir cinko jonų koncentracijas tirpaluose iki Lietuvos Respublikoje nustatytų normų. Švino jonų koncentracijos neviršijo didžiausių leidžiamų koncentracijų (DLK) į gamtinę aplinką, kai pradinės švino jonų koncentracijos buvo iki 5 mg/l, o cinko jonų koncentracijos neviršijo DLK į gamtinę aplinką, kai pradinės cinko jonų koncentracijos buvo iki 30 mg/l.

Reikšminiai žodžiai: sunkieji metalai, adsorbicija, nuotekų valymas, bioadsorbentai.

Įvadas

Viena svarbiausių šių dienų aktualijų – efektyvus nuotekų valymas nuo sunkiųjų metalų (European Environment Agency, 2018). Daugiau nei 80 % nuotekų yra išleidžiama į aplinką be atitinkamo jų valymo. 2017 m. duomenimis, Lietuvoje į paviršinius vandens telkinius iš viso buvo išleista 157177,592 tūkst. m³ buitinių nuotekų. Iš jų tik 1270,633 tūkst. m³ buvo išvalyta iki nustatytų normų. Didžioji dalis buitinių nuotekų – 41084,183 tūkst. m³ į aplinką buvo išleista nepakankamai išvalytų arba net 5,039 tūkst. m³ visiškai neišvalytų.

Moksliniai tyrimai parodė, kad sunkiųjų metalų koncentracijos gamybinėse nuotekose svyruoja nuo 10 mg/l iki 100 mg/l (Mathew, Jaishankar, Biju ir Beeregowda, 2016) ir tai kelia didelę aplinkos taršos sunkiaisiais metalais grėsmę, nes visame pasaulyje yra labai daug šalių, kurios nuotekoms valyti dar neskiria pakankamai dėmesio ir investicijų. Sunkieji metalai itin plačiai naudojami antropogeninėje veikloje, todėl yra priskiriami įprastiniams vandens ekosistemų teršalams. Sunkiesiems metalams (SM) yra priskiriami cheminiai elementai, kurių atominė

masė didesnė nei 40 (Mažvila, 2001), o tankis yra daugiau nei 5 g/cm³ (Baltrėnaitė, 2007; Naudžiūnaitė, 2009). Sunkieji metalai aplinkoje aptinkami įvairiomis formomis: elementų, jonų, ištirpusių vandenyje ar garų pavidalu, druskų ar mineralų forma uolienose bei dirvožemyje, dulkėse, taip pat ir įvairiuose organiniuose ir neorganiniuose junginiuose (Baltrėnaitė, 2007). Sunkiuosius metalus vienija tai, kad jie yra biologiškai neskaidūs (jiems nebūdinga biodegradacija) ir dėl jų bei jų junginių tirpumo vandenyje gali lengvai patekti į įvairias ekosistemas (Barakat, 2011; Salam, Reiad ir ElShafei, 2011; Nguyen ir kt., 2013; Liu ir kt., 2008). Sunkieji metalai gali patekti į dirvožemį ir jį užteršti. Sunkiųjų metalų koncentracijas dirvožemyje reglamentuoja Lietuvos higienos norma HN 60:2015 (Valstybės žinios, 2016).

Dėl toksiškumo ir gebėjimo kauptis organizmų audiniuose jie kelia grėsmę ne tik pavieniams vandens organizmams, tačiau ir visai hidroekosistemai. Siekiant sumažinti vandens telkinių taršą sunkiaisiais metalais, reikia valyti pramonės įmonių išleidžiamas nuotekas, todėl svarbu

parinkti tinkamą nuotekų valymo būdą pritaikant inovatyvias technologijas.

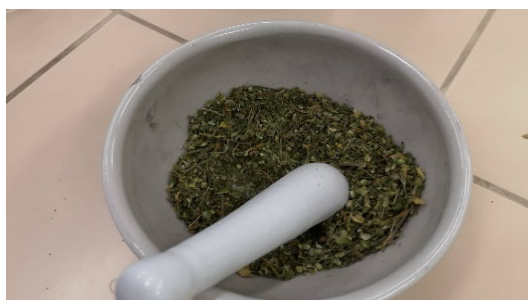
Anglijos mokslininkai (Babel, Janasiak ir Jurewicz, 2015) ištyrė sunkiųjų metalų jonų (Pb^{2+} , Cd^{2+} ir Zn^{2+}) sorbciją iš vandeninio tirpalo taikant lignoceliuliozę (chemiškai modifikuotose kanapių pluoštuose), siekiant sukurti matematinį modelį, kuris apibūdintų skirtingų jonų transportavimo reiškinį per akytąsias pluošto matricas. Gauti rezultatai rodo, kad iš pradžių adsorbcijos procesas yra labai greitas ir daugiausia priklauso nuo jonų difuzijos per porėtą pluošto struktūrą. Tačiau per tam tikrą laikotarpį adsorbcija sulėtėja dėl padidėjusio atsparumo tolimesniam metalo jonų transportavimui per pluoštus (t. y. elektrostatinė pasipriešinimo sąveika tarp jonų į pluoštus padidėja didinant metalo jonų koncentraciją pluoštuose).

Pasirinktas bioadsorbentas – pluoštinės kanapės (*Canabis sativa L.*) yra natūralus polimeras, turintis potencialo kaip pigus ir potencialiai efektyvus adsorbentas, kurio dideli kiekiai susidaro tekstilės ir žemės ūkio pramonėje kaip atliekos, todėl jo panaudojimas leistų sumažinti vandens užterštumą sunkiaisiais metalais.

Tyrimo tikslas – nustatyti pluoštinių kanapių sugebėjimą adsorbuoti sunkiuosius metalus iš vandeninių tirpalų įvertinant tirpalų pH, metalų koncentraciją tirpale ir adsorbcijos trukmę.

Tyrimo metodika

Adsorbento paruošimui pasirinkta natūrali biologinė medžiaga – pluoštinės kanapės, kurios buvo surinktos 2018 m. rudens pabaigoje Kalvarijos miesto teritorijoje. Pluoštinės kanapės prieš naudojimą du kartus nuplaunamos dejonizuotu vandeniu. Mėginiai džiovinami natūraliu būdu 72 valandas nustačius pastovią $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūrą. Po džiovinimo pluoštinės kanapės smulkinamos grūstuve ir siojamos per sietus (1 paveikslas). Tyrimuose naudotos $<200\text{ }\mu\text{m}$ frakcijos pluoštinės kanapės. Norint sumažinti drėgmės įtaką, paruošti mėginiai saugomi plastikinėje taroje esant kambario temperatūrai ($20\text{ }^{\circ}\text{C}$).

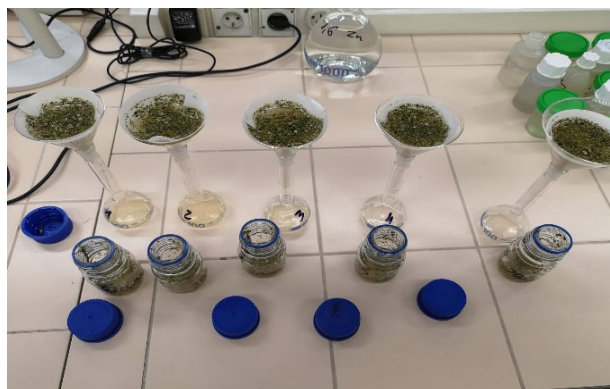


1 paveikslas. Pluoštinių kanapių smulkinimas grūstuve

Tyrimams reikalingos cheminės medžiagos, jų mišiniai ir cheminiai reagentai: natrio šarmas (NaOH), azoto rūgštis (HNO_3), dejonizuotas vanduo (atitinkantis LST EN ISO 3696:1996 standarto kokybės reikalavimus).

Tyrimuose naudotos 5 skirtingų koncentracijų (0,5 mg/l; 1,0 mg/l; 2,5 mg/l; 5,0 mg/l ir 10 mg/l) švino (II) jonų tirpalai, kurie buvo paruošti skiedžiant standartinį švino tirpalą (1000 mg/l) su dejonizuotu vandeniu pridedant 1,0 g adsorbento (pluoštinių kanapių). Ir 5 skirtingų koncentracijų (3,0 mg/l; 6,0 mg/l; 15 mg/l; 30,0 mg/l; 60 mg/l) cinko (II) jonų tirpalai, kurie buvo ruošiami taip pat kaip švino (II) jonų mėginiai.

Tirpalų pH įvertintas pH-metru „MultiCal 538 WTW“ su stiklo elektrodu. Prieš kiekvieną matavimą pH-metro stiklinis elektrodas kalibruotas su žinomo pH buferiniais tirpalais. Nuplaunamas dejonizuotu vandeniu, nusausinamas ir įmerkiamas į paruoštą tirpalą. Tirpalo pH reguliuojamas su 0,1 M HNO_3 ir 0,1 M NaOH tirpalais. pH nustatymui naudotas išdžiovintas mėginys, kuris buvo laikomas apsaugotose nuo aplinkos poveikio pakuotėse. Tiriant sorbcijos kontakto laiko įtaką pasirinktų sunkiųjų metalų jonų sorbcijos eksperimentui naudojami pasirinktos koncentracijos metalų tirpalai ir 1 g adsorbento. Kiekvienas mėginys talpinamas į užsukamus indus, į juos įpilama po 50 ml sunkiųjų metalų tirpalo. Paruošti mėginiai dedami į „Labos Shake-Gerhardt“ besisukančio būgno kratytuvą. Maišymo greitis nekeičiamas, kad suspensija susimaišytų homogeniškai ir po tam tikro kontaktinio laiko (30, 60, 90, 120, 150, 180, 300, 480 min) nufiltruojami naudojant VWR *Qualitative filter paper 413* filtrinį popierių (2 paveikslas).

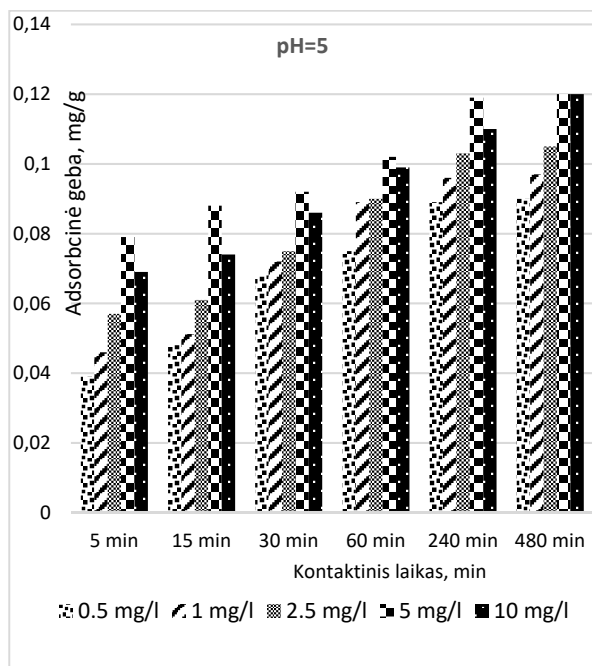


2 paveikslas. Filtravimas per VWR *Qualitative filter paper 413* filtrinį popierių

Likutinė metalų koncentracija (po adsorbcijos) vandeniniuose tirpaluose nustatyta atominės absorbcijos spektrometrijos metodu, naudojant „Buck Scientific 2010 VGP“ su oro-acetileno liepsna (Salam ir kt., 2011).

Rezultatai ir jų analizė

Adsorbcijos efektyvumo eksperimentiniai tyrimai atlikti su adsorbentais (pluoštinės kanapės), kurių grūdelių dydis siekė iki 200 μm . Pagrindinė nekaitoma tyrimų sąlyga buvo adsorbento dozė (1,0 g sausos medžiagos). Prie kaitomų sąlygų priskiriami švino (Pb) ir cinko (Zn) tirpalai, kurių pH keitėsi nuo 2–6 pH. Tolimesniems adsorbcijos efektyvumo tyrimams, kuriuose, keičiant adsorbento kontakto laiką bei paruoštų tirpalų pH, buvo tiriama šių parametrų įtaka švino ir cinko jonų šalinimo efektyvumui.



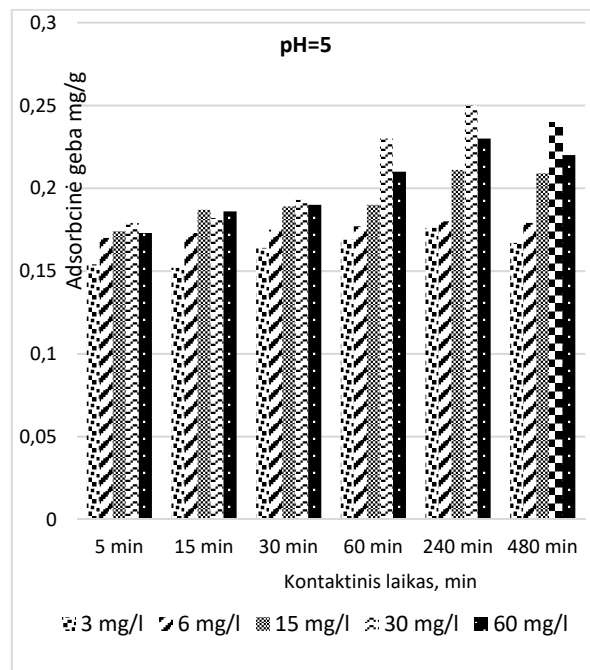
3 paveikslas. Švino (II) adsorbcinės gebos priklausomybė nuo kontakto laiko, kai pH = 5, esant skirtingoms švino koncentracijoms

Didžiausia švino (II) adsorbcijos geba (0,12 mg/g) prie pH = 5 buvo nustatyta, kai švino (II) jonų koncentracija tirpale buvo 5,0 mg/l ir kontakto laikas buvo 240 min (3 paveikslas). Adsorbento adsorbcinės gebos ir efektyvumo padidėjimą kai pH = 5 galima paaiškinti tuo, kadangi egzistuoja funkcinės grupės, kurios turi įtakos katijonų (metalų) prisijungimui. Eksperimentinio tyrimo metu reguliuojant tirpalo pH su natrio šarmu, adsorbento struktūroje yra suardomos stiprios jungtys tarp lignino ir hemiceliuliozės, todėl padaugėja hidroksilo grupių, kurios gali prisijungti švino (II) jonus.

Adsorbento adsorbcinė geba sorbuoti švino (II) jonus 16 kartų mažesnė nei 2015 m. amerikiečių mokslininkų Escudero ir jo kolegų, tyrinėjusių švino (II) jonų adsorbciją linų pluoštuose. Lyginant gautus tyrimo rezultatus su anglų mokslininkų (Tokimoto, Kawasaki, Nakamura, Akutagawa ir Tanada, 2005) atliktais tyrimais, kurie analizavo modifikuotas pluoštines kanapes, nustatyta, kad

adsorbcinė geba sorbuojant šviną yra 1,385–3,125 karto mažesnė, kai pradinė švino (II) koncentracija atitinkamai yra 5–150 mg/l.

Didžiausia cinko (II) adsorbcija nustatyta, kai pH = 5 ir kai cinko (II) koncentracija yra 30 mg/l, o kontakto laikas 240 min., tada adsorbcinė geba siekia 0,25 mg/g. Iš 4 paveikslas matyti, kad, padidinus kontakto laiką nuo 15 iki 240 min., cinko (II) koncentracija tirpale sumažėjo, o adsorbcijos efektyvumas išaugo iki 77,7 %.



4 paveikslas. Cinko (II) adsorbcinės gebos priklausomybė nuo kontakto laiko, kai pH = 5, esant skirtingoms švino koncentracijoms

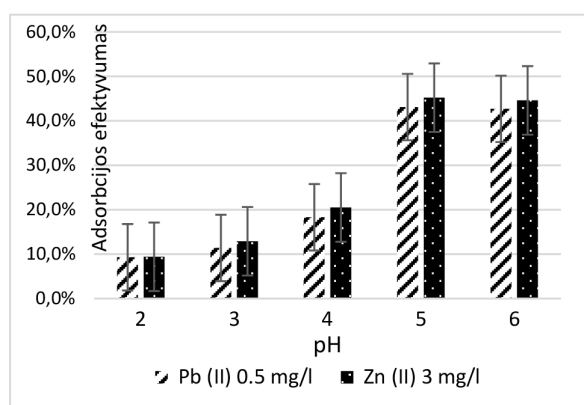
Gauti eksperimentinių tyrimų rezultatai rodo, kad stiprus elektrostatisis pritraukimas matomas tada, kai pH = 5, kadangi pluoštinėse kanapėse esantys celiuliozės eteriai turi amino grupes, kurios tampa protonuotos. Adsorbento adsorbcinė geba, esant stipriai rūgštiniam pH = 2 ar pH = 3, mažesnė arba adsorbentas gali visai neadsorbuoti, nes kinta metalų jonų talpumas adsorbente.

Palyginus gautus eksperimentinio tyrimo rezultatus su minėtų amerikiečių mokslininkų rezultatais, kai buvo tirtas linų, kaip adsorbento, taikymas šalinant cinko (II) jonus iš vandeninių tirpalų, nustatyta, kad celiuliozės turintys adsorbentai geriausiai adsorbuoja tada, kai kontaktinis laikas su adsorbentu yra ne mažesnis nei 60 min.

Didėjant cinko (II) koncentracijai tirpale nuo 3 mg/l iki 60 mg/l adsorbento adsorbcinė geba mažėja. Taip pat 2016 m. anglų mokslininkų M. Bilalas su kolegomis tyrinėjo linų adsorbcinę gebą adsorbuoti cinko (II) jonus. Išanalizavus jų pateiktus duomenis, kai pH = 5, o cinko

(II) koncentracija siekia 30 mg/l, nustatyta, kad linų adsorbicinė geba yra $0,256 \pm 0,014$ mg/g. Mokslininkų atlikto eksperimentinio tyrimo metu cinko (II) adsorbicinė geba tik 8,42 % didesnė nei tyrinėjant pluoštines kanapas.

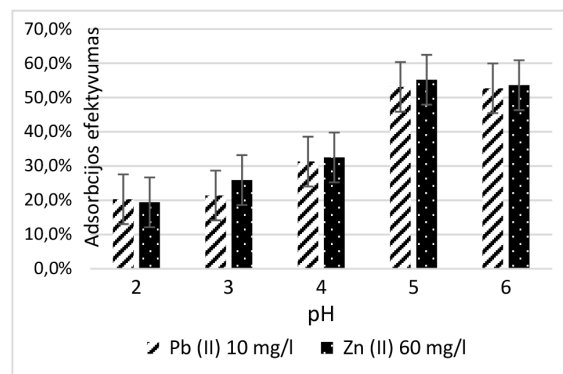
pH vaidina svarbų vaidmenį metalo jonų adsorbcijai, nes skirtingas pH daro įtaką disociacijos laipsniui ir funkcinei grupei. Atliekant tyrimus pasirinktas pH diapazonas nuo 2,0 iki 6,0 siekiant įvertinti didžiausią adsorbcijos efektyvumą. Lyginant adsorbentų cinko (II) ir švino (II) priklausomybę nuo pH ir adsorbcijos efektyvumą, kai mažiausia švino metalų jonų koncentracija yra 0,5 mg/l, o mažiausia cinko metalų jonų koncentracija yra 3 mg/l, nustatyta, kad cinko (II) adsorbcijos efektyvumas yra didesnis už švino (II) adsorbcijos efektyvumą, esant skirtingiems pH (2; 3; 4; 5; 6 pH). Iš 5 paveiksle pateikto grafiko matyti, kad švino (II) ir cinko (II) efektyvumas didėja iki pH = 5, toliau padidinus pH adsorbcijos efektyvumas sumažėja cinko (II) iki 0,6 % ir švino (II) 0,4 %.



5 paveikslas. Cinko (II) ir švino (II) priklausomybė nuo pH, esant švino (II) 0,5 mg/l ir cinko (II) 3,0 mg/l koncentracijoms

Pasiekus pH = 6 adsorbcijos efektyvumas sumažėja švino (II) 1,1 % ir cinko (II) 3,5 %. Jungtinių Amerikos Valstijų mokslininkai Escudero ir jo kolegų, tyrinėjusių švino (II) jonų adsorbcijos efektyvumą linuose, nustatyta, kad švino (II) adsorbcijos efektyvumas mažėja didinant naudojamo tirpalo pH, nes susidaro nuosėdos.

Kai švino (II) koncentracija tirpale yra 10 mg/l, o cinko (II) koncentracija tirpale yra 60 (II) mg/g adsorbcijos efektyvumas šalinant cinko (II) jonus 1,36 % didesnis nei šalinant švino (II) jonus iš vandeninių tirpalų esant skirtingiems pH (2; 3; 4; 5; 6 pH). 6 paveiksle pateiktame grafike išlieka ta pati tendencija, kad sunkiųjų metalų adsorbcijos efektyvumas didėja, didinant pH nuo 2 iki 5, tačiau pradeda mažėti, padidinus pH iki 6. Adsorbcijos efektyvumo sumažėjimas gali būti susijęs su švino (II) jonų konkuravimu dėl laisvų vietų sumažėjimo.



6 paveikslas. Cinko (II) ir švino (II) priklausomybė nuo pH, esant švino (II) 10,0 mg/l ir cinko (II) 60,0 mg/l koncentracijoms

Taip pat pluoštinių kanapių sorbcijos efektyvumui turi įtakos pradinė metalų koncentracija bei sorbento kiekis tirpale. Manoma, kad adsorbcijos proceso efektyvumą lemia metalų jonų savybės, tokios kaip skirtingas molekulių svoris, forma, ar poliškumas (Yadla, Sridevi ir Lakshmi, 2012). Galima daryti prielaidą, kad cinko ir švino sorbcijos efektyvumo skirtumą (3,53 %) lėmė tai, kad švino (Pb) atominė masė yra 207,2 o cinko (Cu) 65,38 – tai net 3,16 karto švino atominė masė yra didesnė nei cinko.

Adsorbcijos tyrimų rezultatus palyginus su Lietuvos Respublikoje nustatytais švino ir cinko didžiausiomis leidžiamomis koncentracijomis (DLK) į gamtinę aplinką švino 0,5 mg/l, cinko 3,0 mg/l ir ribine koncentracija švino 0,1 mg/l, cinko 1,0 mg/l į gamtinę aplinką, pagal Lietuvos Respublikos nuotekų tvarkymo reglamento, patvirtinto Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2006 m. gegužės 17 d. įsakymu Nr. D1-236, 2 priedo B dalį, įrodyta, kad analizuotas adsorbentas sumažino švino ir cinko jonų koncentracijas tirpaluose žemiau už DLK. Tokia adsorbentų adsorbcijos geba yra tinkama praktiniam panaudojimui švino (II) ir cinko (II) jonams iš vandeninių tirpalų šalinti, kai švino jonų koncentracija tirpaluose neviršija 1 mg/l, o cinko jonų koncentracija tirpaluose neviršija 5 mg/l. Šiuos adsorbentus galima pritaikyti tokiose pramonės šakose, kur susidaro nedaug sunkiųjų metalų, pavyzdžiui, tekstilės pramonėje ar chemijos pramonėje.

Adsorbentai gali būti panaudoti pakartotinai parinkus tinkamą desorbcijos procesą arba sutvarkyti pagal Lietuvos Respublikoje galiojančių atliekų tvarkymą reglamentuojančias nuostatas.

Išvados

1. Kontakto laiko tarp adsorbento ir adsorbato tyrimų rezultatai parodė greitą adsorbcijos eigą per pirmąsias 15 min. ir pusiausvyrą adsorbciją po 4 val.

2. Ilginant adsorbento išbuvimo laiką tirpale, adsorbicijos efektyvumas didėja. Padidinus kontakto laiką nuo 15 iki 240 min., švino koncentracija mėginyje sumažėjo 1,24 karto, cinko – 1,35 karto, o efektyvumas atitinkamai išaugo 12,53 % ir 13,76 %. Adsorbicijos procesas efektyviausiai vyko pirmąsias 60 minučių.
3. Adsorbentas sumažino švino ir cinko jonų koncentracijas tirpaluose iki Lietuvos Respublikoje nustatytų normų. Švino jonų koncentracijos neviršijo LDK į gamtinę aplinką, kai pradinės švino jonų koncentracijos buvo iki 5 mg/l, o cinko jonų koncentracijos neviršijo LDK į gamtinę aplinką, kai pradinės cinko jonų koncentracijos buvo iki 30 mg/l.
4. Atlikus eksperimentinius tyrimus nustatyta, kad adsorbicijos efektyvumui didelę įtaką turi tirpalo pH. Didžiausias fiksuotas adsorbicijos efektyvumas, kai tirpalo pH 5,0, ir metalų jonų koncentracija švino (II) 10 mg/l, cinko (II) 60 mg/l, tuomet atitinkamai švino efektyvumas – (II) 66,3 %, o cinko – (II) 66,6 %.

Literatūra

- Babel, K., Janasiak, D., & Jurewicz, K. (2012). Electrochemical hydrogen storage in activated carbons with different pore structures derived from certain lignocellulose materials. *Carbon*, 50(14), 5017-5026. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2012.06.030>
- Baltrėnaitė, E. (2007). *Sunkiųjų metalų pernašos iš dirvožemio į medį tyrimai ir įvertinimas* (Daktaro disertacija). Vilniaus Gedimino technikos universitetas. 154 p.
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361-377. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- European Environment Agency. (2018). *Heavy metal emissions*. Retrieved from <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-heavy-metal-hm-emissions-1/assessment-8>>
- Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministerija. (2015). Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro įsakymas dėl Lietuvos higienos normos HN 60:2015 „Pavojingųjų cheminių medžiagų ribinės vertės dirvožemyje“ patvirtinimo. *Valstybės žinios*, 2004-03-17, Nr. 41-1357. Prieiga per internetą: <https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/TAIS.228693/asr>
- Liu, J. P., Liu, C. S., Xu, K. H., Milliman, J. D., Chiu, J. K., Kao, S. J., & Lin, S. W. (2008). Flux and fate of small mountainous rivers derived sediments into the Taiwan Strait. *Marine Geology*, 256(1-4), 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.09.007>
- Mathew, B. B., Jaishankar, M., Biju, V. G., & Beeregowda, K. N. (2016). Role of bioadsorbents in reducing toxic metals. *Journal of Toxicology*, 2016, ID 4369604, 1-13. <https://doi.org/10.1155/2016/4369604>
- Mažvila, J. (2001). *Sunkieji metalai Lietuvos dirvožemiuose ir augaluose: Monografija*. Kaunas: LŽI Agrocheminių tyrimų centras. 343 p.
- Naudžiūnaitė, A. (2009). *Sunkiųjų metalų migracija skirtingų tipų dirvožemių profiliuose* (Magistrantūros studijų baigiamasis darbas). Lietuvos žemės ūkio universitetas. Akademija. 53 p.
- Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., Zhang, J., Liang, S., Yue, Q. Y., Li, Q., & Nguyen, T. V. (2013). Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 148, 574-585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.124>
- Salam, O. E., Reiad, N. A., ElShafei, M. M. (2011). A study of the removal characteristics of the heavy metals from wastewater by lost-cost adsorbents. *Journal of Advanced Research*, 2(4), 297-303. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2011.01.008>
- Shanmugapriya, A., Hemalatha, M., Scholastica, B., & Augustine, T. B. (2013). Adsorption studies of lead (II) and nickel (II) ions on chitosan-G-polyacrylonitrile. *Der Pharma Chemica*, 5(3), 141-155. Retrieved from <<https://www.derpharmachemica.com/pharma-chemica/adsorption-studies-of-lead-ii-and-nickel-ii-ions-on-chitosangpolyacrylonitrile.pdf>>
- Tokimoto, T., Kawasaki, N., Nakamura, T., Akutagawa, J., & Tanada, S. (2005). Removal of lead ions in drinking water by coffee grounds as vegetable biomass. *Journal of Colloid and Interface Science*, 281(1), 56-61. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.083>
- Yadla, S. B., Sridevi, V., & Lakshmi, M. V. V. C. A review on adsorption of heavy metals from aqueous solution. *Journal of Chemical, Biological and Physical Sciences*, 2(3), 1585-1593. Retrieved from <http://www.jcbcs.org/admin/get_fileenv.php?id=33>

ADSORPTION OF HEAVY METALS FROM AQUEOUS SOLUTION USING FIBER HEMP

R. Remeikytė, D. Paliulis

Summary

The highest amounts of heavy metals found in industrial wastewater are lead, zinc and so on. Maintaining existing industrial wastewater treatment is expensive, and so far, the focus is on the innovative technologies that would require little maintenance and energy compared to existing technologies (Shanmugapriya et al., 2013). Currently, adsorption is one of the most economical ways to treat wastewater. The object of the study is a natural polymer, fiber hemp which has the potential as an eco-efficient and effective adsorbent. Large quantities of fiber cannabis are produced in the textile, agricultural industry as waste, and their use would make it possible to reduce water pollution with heavy metals (Zn^{+2} , Pb^{+2}). Experimental studies have shown that adsorption efficiency is strongly influenced by the pH of the solution. The highest adsorption efficiency was fixed when the pH of the solution was 5. At lower pH, adsorption was slight. Adsorbent reduced concentrations of lead and zinc in solutions up to norms set in the Republic of Lithuania. Lead ion concentrations did not exceed the Maximum permissible concentrations (MPC) in the natural environment when the initial concentrations of lead ions were up to 5 mg/l, and zinc ion concentrations did not exceed the MPC in the natural environment when the initial zinc ion concentrations were up to 30 mg/l.

Keywords: heavy metal, adsorption, wastewater treatment, bio-adsorbents.