

Sorbenty hybrydowe w procesie usuwania jonów metali z wód i ścieków

Dorota KOŁODYŃSKA, Maciej KOWALCZYK, Marzena GĘÇA, Zbigniew HUBICKI – Zakład Chemii Nieorganicznej, Wydział Chemii UMCS, Lublin

Prosimy cytować jako: CHEMIK 2012, 66, 11, 1249-1258

Wprowadzenie

Następstwem rozwoju przemysłowego ostatnich lat jest pogłębiający się problem zanieczyszczenia środowiska. Do wód trafiają związki chemiczne o wysokiej toksyczności, wykazujące negatywny wpływ zarówno na organizmy roślinne, zwierzęce jak również na życie i zdrowie człowieka. Ważną grupę wśród nich stanowią metale ciężkie, takie jak: miedź(II), cynk(II), kadm(II), ołów(II), nikiel(II), rtęć(II), chrom(VI) i arsen(III,V). Ich podstawowym źródłem są ścieki przemysłowe pochodzące z przemysłu hydrometalurgicznego, galwanicznego, garbarskiego, produkcji nawozów sztucznych, środków ochrony roślin, z zakładów farbiarskich, włókienniczych, motoryzacyjnych, energetycznych itp. Duże zagrożenie stwarzają także odpady komunalne, z których metale wymywane są przez opady atmosferyczne, tj. odcieki ze składowisk odpadów oraz nawożenie gleb nawozami mineralnymi i osadami ściekowymi. Zgodnie ze wskazaniem WHO do wyjątkowo szkodliwych dla organizmów żywych zalicza się kadm(II), nikiel(II), ołów(II), rtęć(II), a także arsen(III,V) i chrom(VI). Warto także pamiętać, że niektóre z nich, takie jak miedź(II), cynk(II), czy chrom(VI) są także pierwiastkami niezbędnymi do prawidłowego funkcjonowania wielu organizmów.

Miedź jest pierwiastkiem, który występuje we wszystkich rodzajach wód, a zawartość jej podlega dużemu zróżnicowaniu. Jako dopuszczalne stężenie w wodach gruntowych przyjęto $20 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Toksyczność miedzi(II) w środowisku wodnym zależy od pH, twardości wody, stężenia rozpuszczonego tlenu, obecności czynników chelatujących, obecności kwasów humusowych, zawartości zawiesin stałych oraz interakcji pomiędzy innymi metalami [1]. Miedź jest także mikroelementem, składnikiem wielu enzymów. Bierze udział w tworzeniu czerwonych krwinek, wchodzi w skład hemocyjaniny, ma pozytywny wpływ na błonę otaczającą komórki nerwowe, bierze udział w przesyłaniu impulsów nerwowych i tworzeniu tkanki łącznej.

Źródłem cynku w wodach powierzchniowych są zazwyczaj ścieki z hut cynku i zakładów obróbki metali oraz zakładów chemicznych. Cynk przechodzi do środowiska w wyniku spalania węgla, ropy naftowej i jej produktów. Źródłem cynku są także surowce wtórne, takie jak: pozostałości po cynkowaniu, pył ze stalowni czy złom z przetwarzania mosiądzu. Dodatkowym źródłem tego metalu w glebach są niektóre preparaty ochrony roślin, a także nawozy fosforowe.

Zawartość cynku(II) w wodach waha się w granicach od kilku do kilkuset $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Pomimo dużej podatności na migrację, cynk przedostaje się do wód podziemnych w stosunkowo małych ilościach. Zawartość cynku(II) w gruntowych naturalnych wodach pitnych Polski wynosi średnio $15 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i nie przekracza $80 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Stopień toksyczności cynku nie jest duży, ale zależy od formy jonowej i zmienia się pod wpływem twardości wody i wartości pH. Cynk, podobnie jak miedź, jest pierwiastkiem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania organizmów żywych, bierze udział w metabolizmie białek i cukrów. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 listopada 2002 r. dopuszczalne stężenie cynku w wodach wynosi $0,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

Natomiast, jak wynika z danych literaturowych, w wodach gruntowych Polski zawartość chromu waha się średnio od $0,02 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ do $0,07 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Podczas produkcji i stosowania związków chromu, powstają roztwory odpadowe i ścieki z zawartością chromu(VI) w granicach od $0,5$ do $270 \text{ mg}/\text{dm}^3$ [1]. Ich głównym źródłem są galwanizernie, procesy chromowania i trawienia różnych metali. Chrom, podobnie jak cynk, spełnia istotną rolę w metabolizmie niektórych białek i tłuszczów. Pełni także ważną funkcję w metabolizmie glukozy. Jego niedobór osłabia działanie insuliny.

Arsen zaliczamy do półmetali, który ma własności pośrednie między metalami i niemetalami. Pierwiastek ten oraz jego związki wykazują bardzo silne działanie toksyczne oraz zdolność do kumulowania się w organizmie. Jego obecność jest zatem niepożądana w wodach powierzchniowych przeznaczonych do picia, dlatego dąży się do zmniejszenia maksymalnego poziomu zanieczyszczenia tym pierwiastkiem. Szacuje się, że w powierzchniowych wodach Polski, średnia zawartość arsenu wynosi poniżej $40 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Dopuszczalna zawartość w wodzie pitnej wg WHO, to $0,01 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Arsen kuluje się w tkankach bogatych w keratynę, takich jak włosy, paznokcie i skóra. Związki arsenu, podobnie jak związki chromu, wykazują powinowactwo do wielu enzymów i mogą blokować ich działanie, a przede wszystkim powodują zaburzenia cyklu Krebsa. Ostre zatrucia arsenem powodują uszkodzenia przewodu pokarmowego, a przewlekłe niedokrwistość, łamliwość włosów i paznokci oraz zmiany skórne, zaburzenia oddychania, zmiany w funkcjonowaniu obwodowego systemu nerwowego, serca i wątroby.

Należy podkreślić, że nawet te pierwiastki, które są konieczne, w niewielkich czy śladowych ilościach do prawidłowego funkcjonowania organizmów żywych, w dużych stężeniach są toksyczne; dlatego niezmiernie istotne jest poszukiwanie efektywnych metod ich usuwania. W technologii oczyszczania wody i ścieków z powodzeniem stosuje się do tego celu metody adsorpcyjne oraz wymianę jonową. Zdolność do adsorpcji jonów Cu(II), Zn(II), As(V) i Cr(VI) wykazują m.in. tlenki i wodorotlenki metali (MnO_2 , TiO_2 , SnO_2 , Fe_3O_4 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Mg}(\text{OH})_2$), węgle aktywne, syntetyczne żywice jonowymiennicze oraz coraz częściej stosowane sorbenty nisko kosztowe.

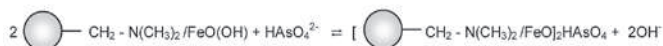
W pracy przedstawiono wyniki badań procesu sorpcji jonów metali ciężkich, takich jak Cu(II) i Zn(II) w obecności biodegradowalnego czynnika kompleksującego – kwasu iminodibursztynowego (IDS) z roztworów wodnych, a także jonów As(V) i Cr(VI) na komercyjnych jonitach Lewatit FO36 i Purolite Arsen X^{np}. Należą one do grupy hybrydowych wymienniczy jonowych (HIX) zawierających w swej strukturze wbudowane w szkielet polimeru cząstki nanotlenku żelaza. Tlenek ten zostaje wprowadzony w pory tych jonitów w postaci warstwy o grubości kilku nanometrów.

Część eksperymentalna

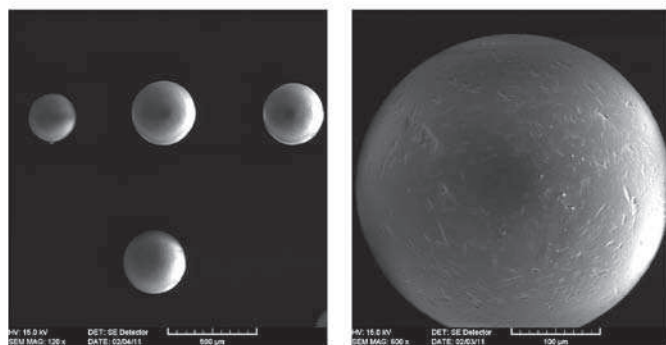
Sorbenty i odczynniki

Lewatit FO36 jest słabo zasadowym, mikroporowatym anionitem na bazie polistyrenu o rozmiarze ziaren $0,35 \text{ mm}$ zawierającym nano-

tlenek żelaza. Sorpcja oksoanionów, w tym jonów arsenu(V), na jonicie Lewatit FO36 zachodzi dzięki ich reakcjom z grupami hydroksylowymi na powierzchni tlenku żelaza zgodnie z reakcją:

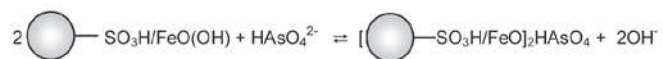


Stopień usunięcia jonów dzięki zastosowaniu Lewatitu FO36 to 0,01 mg/dm³. Może on być także stosowany do usuwania HPO₄²⁻, HSbO₄²⁻, SCN⁻ i in. Zdjęcia SEM Lewatit FO 36 przedstawiono na Rysunku 1. Należy zaznaczyć, że bardzo ważną zaletą tego jonitu jest jego niewielkie powinowactwo w stosunku do jonów SO₄²⁻, NO₃⁻ i Cl⁻.

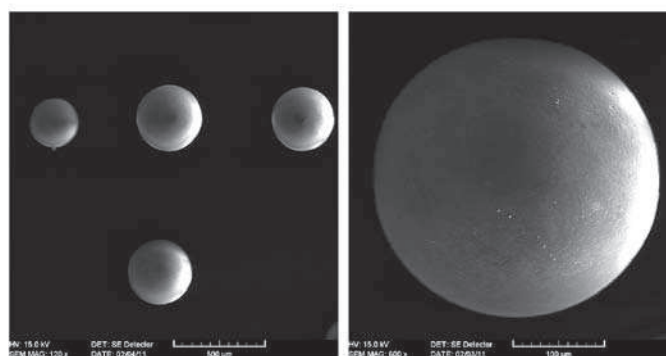


Rys.1. Zdjęcia SEM Lewatit FO 36

Purolite Arsen X^{np} jest nanocząsteczkową, selektywną żywicą opartą na szkielecie polistyrenowym z grupami sulfonowymi i unikatową strukturą uwodnionych nanocząstek żelaza, także przeznaczoną do usuwania jonów arsenu(V). Jonit ten cechuje się dużą wytrzymałością i selektywnością względem wymienionych jonów, których mechanizm sorpcji można zapisać zgodnie z reakcją:



W przypadku Purolite Arsen X^{np} w celu otrzymania sorbentu hybrydowego zastosowano szkielet polimerowy o rozmiarze ziaren 0,3-1,2 mm i pojemności 1,56 mval/dm³. Dla sorbentu Purolite Arsen X^{np} pojemność ta wynosi 0,92 mval/dm³ [2]. Wyznaczona statyczna pojemność sorpcyjna względem jonów As(V), w zależności od stężenia początkowego roztworu 0,01-0,1 mg/dm³, zawiera się w granicach 0,5-4,0 g As/dm³, [3]. Jonit ten został opatentowany w 2007 r. przez SenGuptę i wsp. [4], a następnie zmodyfikowany i produkowany na skalę przemysłową przez Purolite International Ltd. Obecnie wykorzystywany jest on m.in. w przenośnych systemach oczyszczania wody z jonów As(V). Ponadto, może on być wykorzystywany do szybkiego oznaczania jonów metali w roztworach wodnych, usuwania uranu i fosforanów(V) [5,6]. Zdjęcia SEM jonitu Purolite Arsen X^{np} przedstawiono na Rysunku 2.



Rys.2. Zdjęcia SEM Purolite Arsen Xnp

IDS – kwas iminodibursztynowy, znany pod handlową nazwą Baypure CX 100 (Lanxess) stanowi mieszaninę kwasu iminodibursztynowego (>32%), kwasu asparaginowego (<7,0%), kwasu fumarowego (<3,5%), kwasu hydroksobursztynowego (<0,9%) i kwasu maleinowego (<0,9%). Ulega on biodegradacji w 80% w ciągu 7 dni. Stosowany jest głównie przy produkcji środków czyszczących, detergentów, proszków do zmywarek i płynnych nawozów mikroelementowych.

Metodyka pomiarów

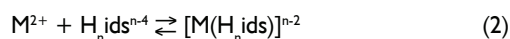
Sorpcję jonów Cu(II) i Zn(II) w obecności IDS, a także As(V) i Cr(VI) prowadzono z roztworów o objętości 20 cm³, do których dodawano 0,2 g wymienionych jonitów. Roztwory stosowane w metodzie statycznej otrzymano w wyniku rozcieńczenia odpowiednich roztworów wyjściowych CuCl₂·2H₂O, ZnCl₂ oraz Na₂HAsO₄ i K₂Cr₂O₇. W przypadku układów zawierających czynnik kompleksujący, do roztworów jonów Cu(II) i Zn(II) dodano odpowiednią ilość IDS. Kolby wytrząsano, a następnie po upływie określonego czasu, ich zawartość sączono. Czas kontaktu faz 3 h, ustalono na podstawie wcześniejszych badań. Izotermę adsorpcji Cu(II) i Zn(II) w obecności IDS, As(V) i Cr(VI) wyznaczono przy pH roztworu równym 6,0±0,2. Stężenia Cu(II) i Zn(II) oznaczono metodą atomowej spektroskopii absorpcyjnej (AAS) stosując w tym celu spektrometr SpectrAA 240 FZ (Varian), natomiast stężenia As(V) i Cr(VI) oznaczono na spektrofotometrze Specord M42 (Carl Zeiss) wykorzystując reakcje tworzenia ich barwnych połączeń, odpowiednio z molibdenianem amonu i difenylkarbazydem [6]. Proces sorpcji prowadzono przy różnych wartościach pH roztworów, czasach kontaktu faz i stężeniach. Z uzyskanych danych wyznaczono parametry procesu sorpcji. Pojemności sorpcyjne badanych sorbentów obliczono na podstawie wzoru:

$$q_t = \frac{(c_0 - c_t)V}{m} \quad (1)$$

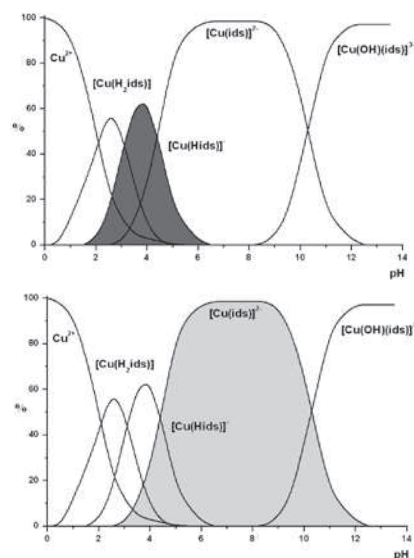
gdzie: c₀ – początkowe stężenie roztworu mg/dm³, c_t – stężenie roztworu po czasie t mg/dm³, c_e – stężenie w stanie równowagi mg/dm³, V – objętość roztworu dm³, m – masa suchego jonitu g.

Rezultaty

Reakcję tworzenia kompleksów IDS z jonami M(II) można przedstawić zgodnie z równaniem:

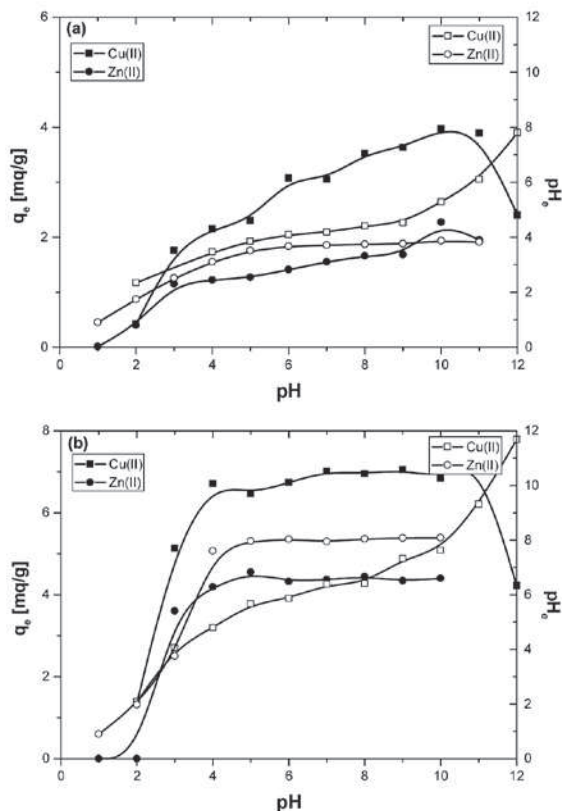


(gdzie: M= Cu, Zn; n=0-3)



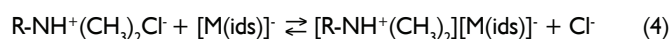
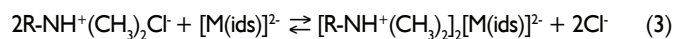
Rys.3. Wykresy specjacyjne kompleksów Cu(II) z IDS

Wykazano, że ponad 90% jonów metali zostaje skompleksowanych przez IDS w szerokim zakresie pH, przy czym kompleksy otrzymane dla niższych wartości pH są mniej trwałe, np. dla Cu(II) efektywny zakres kompleksowania zawiera się w przedziale wartości pH od 3 do 12, zaś dla Zn(II) od 5 do 11. Na podstawie charakterystyki specyacyjnej kompleksów Cu(II) z IDS stwierdzono, że w procesie sorpcji powinny brać udział kompleksy typu $[M(\text{ids})]^{2-}$, względnie typu $[M(\text{Hids})]^{-}$ (Rys.3a-b). Wg Cokesa i wsp. [7], do łatwo biodegradowalnych kompleksów należą połączenia Ca(II)-IDS i Fe(II)-IDS. Kompleksy Mn(II)-IDS i Cu(II)-IDS ulegają biodegradacji w 55% i 40% po 28 dniach, czyli w standardowych warunkach są praktycznie niebiodegradowalne.

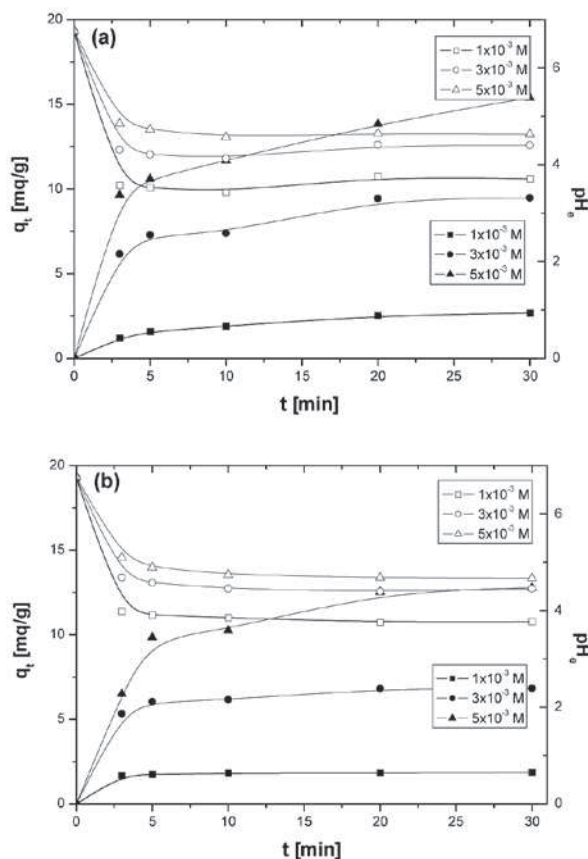


Rys.4a-b. Wpływ pH na sorpcję kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS w układzie M(II)-IDS=1:1 na Lewatit FO 36 (a) i Purolite ArsenXnp (b) ($t=3h$)

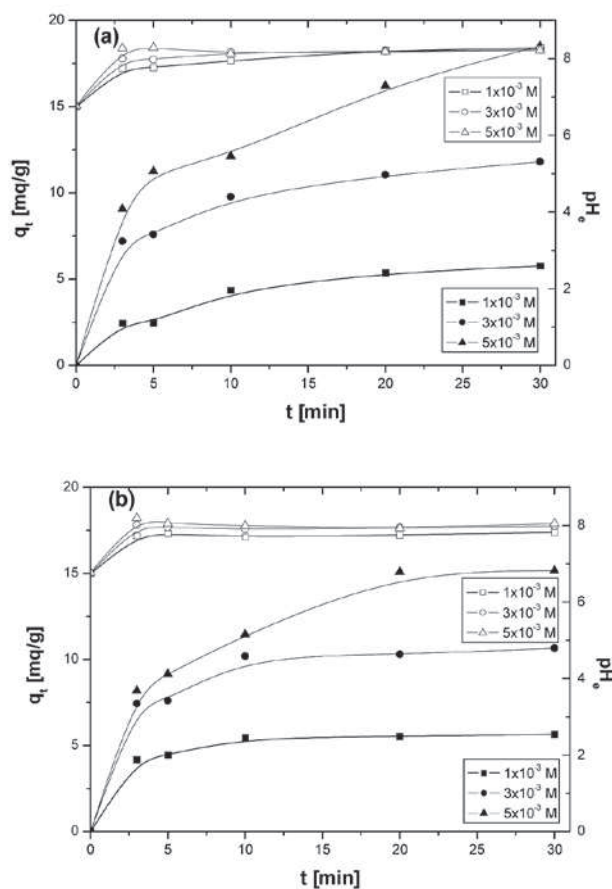
Biorąc pod uwagę wpływ pH na efektywność procesu sorpcji kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS oraz As(V) i Cr(VI) dla jonitu Lewatit FO 36 wykazano, że jego pojemność sorpcyjna względem kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS rośnie wraz ze wzrostem pH i osiąga maksymalną wartość przy pH ok. 10, dla As(V) przy pH 6,0, a następnie stopniowo maleje. Dla sorbentu Purolite Arsen X^{np} pojemność sorpcyjna względem jonów As(V) początkowo rośnie w zakresie pH 1-4, a następnie praktycznie nie ulega zmianie. W przypadku sorpcji jonów Cr(VI), wartość pH nie wpływa na efektywność tego procesu. Przykładowe wyniki sorpcji jonów Cu(II) i Zn(II) w układzie M(II):IDS=1:1 przedstawiono na Rysunku 4. Biorąc pod uwagę zmianę wartości pH roztworów oraz fakt, że Lewatit FO 36 posiada matrycę polistyrenowo-diwinylbenzenową z dołączonymi grupami aminowymi, można zaproponować następujący mechanizm sorpcji kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS:



Należy zwrócić uwagę, że możliwa jest także wymiana pomiędzy kompleksem typu $[M(\text{ids})]^{2-}$, a grupami OH⁻ uwodnionego tlenku żelaza (podobnie jak w przypadku sorpcji jonów HAsO₄²⁻).



Rys.5a-b. Wpływ czasu kontaktu faz na sorpcję kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS w układzie M(II)-IDS=1:1 przy różnych stężeniach początkowych kompleksów na Lewatit FO36 (a)-Cu(II); (b)-Zn(II)



Rys.6a-b. Wpływ czasu kontaktu faz na sorpcję kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS w układzie M(II)-IDS=1:1 przy różnych stężeniach początkowych kompleksów na Purolite ArsenXnp (a)-Cu(II); (b)-Zn(II)

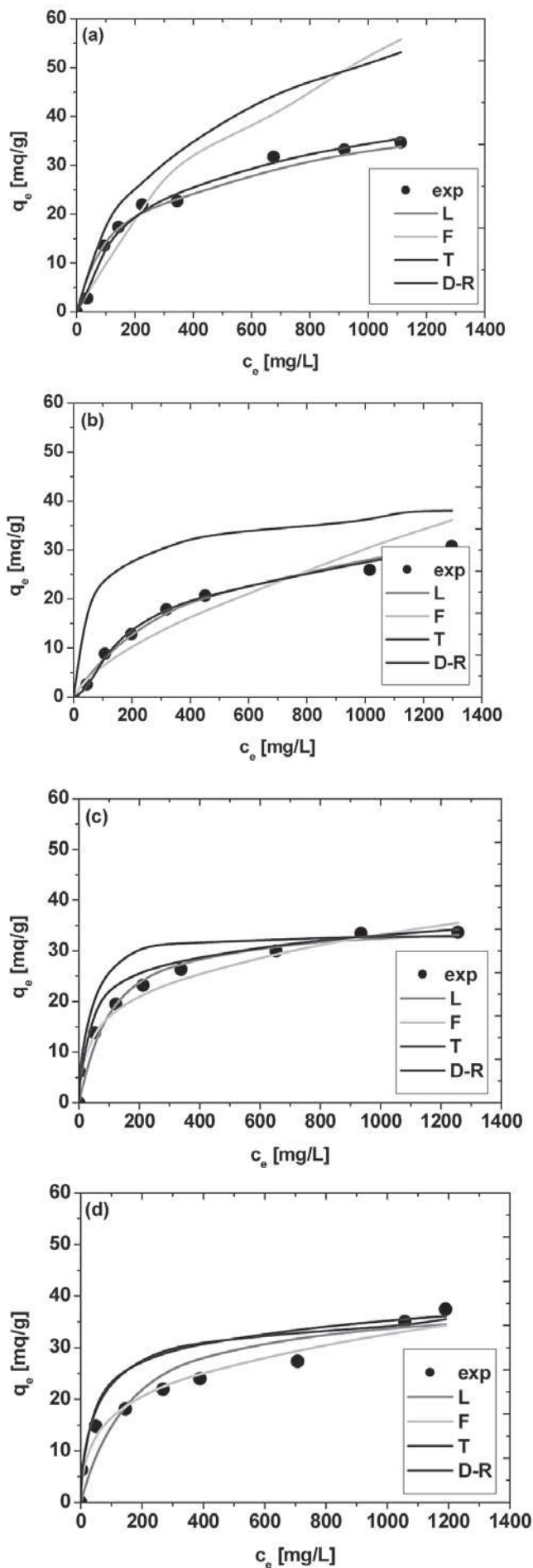
W następnym etapie dokonano porównania ilości zatrzymanych jonów metali ciężkich w czasie w zależności od stężenia początkowego dla jonitów Lewatit FO 36 i Purolite Arsen X^{np}. Dla wszystkich badanych układów uzyskano typową zależność $q_t=f(t)$. Przykładowe wyniki uzyskane dla Cu(II) i Zn(II) w obecności IDS przedstawiono na Rysunkach 5a-b i 6a-b. W początkowym etapie trwania procesu sorpcji obserwuje się szybki wzrost pojemności sorpcyjnych (q_t), co związane jest z dużą ilością dostępnych miejsc aktywnych w stosunku do ilości sorbowanych kompleksów. Badane kompleksy ulegają szybkiej sorpcji na powierzchni sorbentu. W miarę postępu procesu ich ilość stopniowo maleje, a q_t osiąga wartość stałą. Ustala się stan równowagi, który wynosi ok. 120 min. Porównując wyliczone parametry kinetyczne dla równań pseudo pierwszego rzędu (PF-rzędu) i pseudo drugiego rzędu (PS-rzędu), ze względu na liniową zależności $t/q_t=f(t)$ i bliskie jedności wartości współczynników korelacji (R^2) oraz dobrą zgodność z danymi eksperymentalnymi wykazano, że model kinetyczny PS-rzędu w pełni nadaje się do opisu procesu sorpcji. Uzyskane dane przedstawiono w Tabelicy I.

Tabelica I

Parametry kinetyczne procesu sorpcji Cu(II) i Zn(II) w obecności IDS oraz As(V) i Cr(VI) na jonicie Purolite Arsen X^{np} i Lewatit FO36.

System	Cu(II)-IDS= 1:1	Zn(II)-IDS= 1:1	As(V)	Cr(VI)	
Purolite Arsen X ^{np}					
	$q_{e,exp}$	6,10	6,26	8,80	5,44
PF-rzędu	q_1	4,94	1,93	2,39	11,68
	k_1	0,092	0,043	0,086	0,128
	R^2	0,9899	0,7604	0,9604	0,9241
PS-rzędu	q_2	7,21	5,88	8,91	5,45
	k_2	0,019	0,135	0,099	3,696
	h	0,988	4,695	7,868	10,890
	R^2	0,9845	0,9993	0,9995	0,9997
Lewatit FO 36					
	$q_{e,exp}$	2,73	1,91	6,67	5,42
PF-rzędu	q_1	1,23	4,79	1,29	2,48
	k_1	0,128	0,048	0,074	0,106
	R^2	0,9904	0,9064	0,9585	0,8408
PS-rzędu	q_2	3,15	1,87	6,66	5,45
	k_2	0,059	1,451	0,200	0,649
	h	0,587	5,107	8,873	19,305
	R^2	0,9962	0,9999	0,9998	1,0000

Na podstawie wyznaczonych izoterm adsorpcji możliwe było także porównanie procesu sorpcji dla badanych układów. Parametry procesu adsorpcji oszacowano opierając się na liniowej postaci izoterm Langmuira, Freundlicha, Temkina i Dubinina-Radushevisha. Odpowiednie równania przedstawiono w pracy [8].



Rys.7a-d. Izotemy sorpcji kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS i ich dopasowania za pomocą modeli Langmuira, Freundlicha, Temkina i Dubinina-Radushevicha: (a) Cu(II)-IDS= 1:1 na Lewatit FO36; (b) Zn(II)-IDS= 1:1 na Lewatit FO 36; (c) Cu(II)-IDS= 1:1 na Purolite ArsenXnp; (d) Zn(II)-IDS= 1:1 na Purolite ArsenXnp

Jak wynika z wyliczonych parametrów sorpcyjnych, dane doświadczalne uzyskane dla kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS na jonitach Lewatit FO36 oraz Purolite Arsen X^{np} dobrze opisują równania izoterm Langmuira i Temkina. Pozostałe modele opisują zadowalająco izotermę eksperymentalną tylko w pewnym ograniczonym zakresie stężeń. Jak przewidywano, ilość zabsorbowanych kompleksów stopniowo rośnie wraz ze wzrostem stężenia początkowego roztworów, a następnie osiąga stałą wartość. W celu wyznaczenia maksymalnych pojemności sorpcyjnych, stężenia zawierały się w przedziałach od 1×10^{-3} M do 25×10^{-3} M dla Cu(II) i Zn(II) oraz 1×10^{-3} M do 3×10^{-3} M dla As(V) i Cr(VI). Przykładowe izotermę sorpcji kompleksów Cu(II) i Zn(II) z IDS i ich dopasowania za pomocą wymienionych modeli przedstawiono na Rysunkach 7a-d.

Należy wspomnieć, że w procesie usuwania anionowych kompleksów metali, a także jonów As(V) i Cr(VI) wykorzystywane są także aniony, szczególnie te o czwartorzędowych grupach amoniowych oraz grupach aminowych [9 ÷ 11]. Wykazują one jednak duże powinowactwo do jonów siarczanowych(VI) oraz azotanowych(V) (zgodnie z powinowactwem $SO_4^{2-} > NO_3^-$) i usunięcie As(V), czy Cr(VI) z roztworów zawierających te jony nie jest w pełni efektywne. Natomiast zastosowane w pracy jonity hybrydowe mogą być z powodzeniem polecane do ich usuwania w obecności jonów siarczanowych(VI), co decyduje o ich unikatowych właściwościach.

Wnioski

W niniejszej pracy podjęto badania nad zastosowaniem jonitów hybrydowych opartych na tlenkach żelaza w procesie usuwania jonów miedzi(II), cynku(II), arsenu(V) i chromu(VI) z wód i ścieków zawierających czynnik kompleksujący IDS. Badania prowadzono na jonitach Lewatit FO36 i Purolit Arsen X^{np}. Ze względu na dobrą pojemność całkowitą, jak i odpowiednie właściwości fizykochemiczne czy mechaniczne, zastosowane jonity można polecać do realizacji tych procesów. Jak wynika z przeprowadzonych badań, efektywność procesu sorpcji wymienionych jonów jest ściśle uzależniona od warunków prowadzenia procesu, takich jak czas kontaktu faz i wartość pH. Jonity te pod względem efektywności usuwania jonów metali można uszeregować następująco: **Cu(II)-IDS = I:I** Lewatit FO 36 > Purolite Arsen X^{np}; **Zn(II)-IDS = I:I** Purolite Arsen X^{np} > Lewatit FO 36. Natomiast w przypadku jonów As(V) i Cr(VI) uzyskano następujące szeregi: **As(V)** Purolit ArsenX^{np} > Lewatit FO36 i **Cr(VI)** Purolit ArsenX^{np} = Lewatit FO36.

Literatura

- Miretzky P., Saralegui A., Cirelli A.F.: *Aquatic macrophytes potential for simultaneous removal of heavy metals*. Chemosphere, 2004, **57**, 997-1005.
- Parschová H., Šlapáková P., Uzlová A., Jelínek L., Mištova E.: *Comparison of inorganic and composite ferric oxide sorbents for arsenic removal*. Environ. Geochem. Health, 2010, **32**, 279-282.
- Cumbal L., Sengupta A.K.: *Arsenic removal using polymer-supported hydrated iron(III) oxide nanoparticle: Role of Donnan membrane effect*. Environ. Sci. Technol., 2005, **39**, 6508-6515.
- Zgłoszenie patentowe 60/917, 429, Stany Zjednoczone.
- Chatterjee P.K., Sengupta A.K.: *Sensing of toxic metals through pH changes using a hybrid sorbent material: concept and experimental validation*. AIChE J., 2009, **55**, 2997-3004.
- Groza N., Radulescu R., Panturu E., Filcenco-Olteanu A., Panturu R.I., *Zero-valent iron used for radioactive waste water treatment*. Chem. Bull Politechnica, 2009, **54**, 21-25.
- Cokesa Ž., Knackmuss H.J., Rieger P.G.: *Biodegradation of all stereoisomers of the EDTA substitute liodisuccinate by Agrobacterium tumefaciens BY6 requires an epimerase and a stereoselective C-N lyase*. App. Environ. Microbiol., 2004, **70**, 3941-3947.
- Kołodźńska D.: *Adsorption characteristics of chitosan modified by chelating agents of a new generation*. Chem. Eng. J., 2012, **179**, 33-43.

- Wójcik G., Hubicki Z., Rusek P.: *Badania procesu sorpcji jonów Cr(VI) na anionie Amberlit IRA 910*. Przemysł Chemiczny, 2011, **90**, 1000-1003.
- Kociołek-Balawejder E., Ociński D.: *Przegląd metod usuwania arsenu z wód*. Przem. Chem., 2006, **85**, 19-26.
- Jacukowicz-Sobala I.: *Współczesne metody usuwania chromu ze ścieków*. Przem. Chem., 2009, **88**, 51-60.

Dr Dorota KOŁODŹŃSKA jest absolwentką Wydziału Chemii Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie (1995). W 2003 r. uzyskała tytuł doktora nauk chemicznych. Obecnie pracuje w Zakładzie Chemii Nieorganicznej Wydziału Chemii UMCS. Zainteresowania naukowe: chromatografia jonowymienna pierwiastków d- i f-elektronowych, metody separacji związków nieorganicznych oraz ochrona środowiska. Jest autorką 2 rozdziałów w monografiach, 55 artykułów naukowych oraz kilkudziesięciu referatów i posterów prezentowanych na konferencjach krajowych i zagranicznych.
e-mail: kolodyn@poczta.onet.pl

Mgr Maciej KOWALCZYK jest absolwentem kierunku Ochrona Środowiska na Wydziale Chemii Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie (2011). Obecnie jest uczestnikiem studiów doktoranckich w Zakładzie Chemii Nieorganicznej UMCS.
Zainteresowania naukowe: sorpcja metali ciężkich, czynniki kompleksujące, materiały hybrydowe.
e-mail: maciek_kowalczyk@onet.eu

Mgr Marzena GĘCA jest absolwentką Wydziału Chemii Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Obecnie pracuje w Zakładzie Chemii Nieorganicznej na Wydziale Chemii UMCS. Zainteresowania naukowe: chromatografia jonowymienna pierwiastków d- i f-elektronowych, metody separacji związków nieorganicznych oraz ochrona środowiska
e-mail: marzenageca@gmail.com

Prof. dr hab. Zbigniew HUBICKI ukończył Wydział Chemiczny Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie (1969). Zainteresowania naukowe: hydrometalurgia, chemia i technologia pierwiastków rzadkich, metody separacji związków nieorganicznych i organicznych oraz ochrona środowiska. Jest autorem kilku rozdziałów w monografiach, ponad 200 artykułów naukowych oraz kilkuset referatów i posterów prezentowanych na konferencjach krajowych i zagranicznych.
e-mail: zbigniew.hubicki@poczta.umcs.lublin.pl