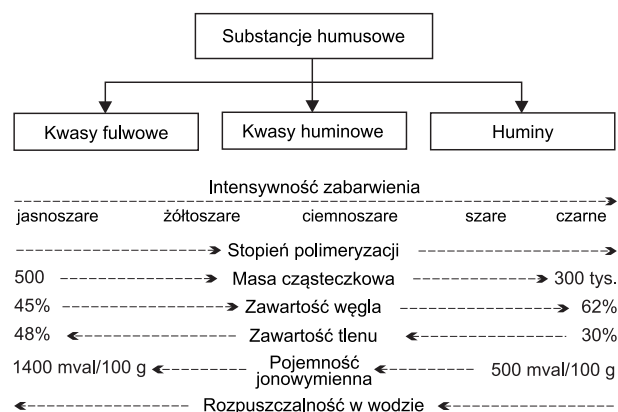


Małgorzata Kabsch-Korbutowicz

Zastosowanie procesu wymiany jonowej do usuwania naturalnych substancji organicznych z wody

Zarówno niewystarczające zasoby źródeł wody o dobrej jakości, jak i coraz wyższe wymagania stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi powodują konieczność ujmowania i oczyszczania wody w różnym stopniu zanieczyszczonej przez wiele substancji pochodzenia naturalnego i antropogenicznego. Jedną z głównych grup zanieczyszczeń, występujących zarówno w wodach powierzchniowych, jak i podziemnych, są tzw. naturalne substancje organiczne (natural organic matter – NOM), czyli substancje pochodzenia organicznego naturalnie obecne w wodach na kuli ziemskiej. Są one produktami rozkładu organizmów roślinnych i zwierzęcych lub stanowią metabolity makro- i mikroorganizmów. Związki te tworzą mieszaninę o bardzo zróżnicowanych właściwościach i charakterze hydrofilowo/hydrofobowym, w skład której wchodzi m.in. aminokwasy, kwasy tłuszczowe, fenole, sterole, cukry, węglowodory oraz naturalne polimery, do których można zaliczyć polipeptydy, tłuszcze, wielocukry oraz substancje humusowe. Frakcja naturalnych substancji organicznych, mająca w swojej strukturze liczne pierścienie aromatyczne, jest silnie hydrofobowa i określana mianem związków humusowych. Niehumusowa frakcja substancji organicznych w wodach jest odpowiedzialna za 20÷40% rozpuszczonego węgla organicznego (RWO), przy czym frakcja ta jest mniej hydrofobowa niż frakcja humusowa [1]. Rozpuszczona frakcja naturalnych substancji organicznych, tj. frakcja, która nie jest zatrzymywana przez filtr o średnicy porów 0,45 μm , stanowi ok. 80÷90% całkowitej ilości naturalnych substancji organicznych obecnych w wodach. Poszczególne frakcje substancji humusowych stanowią układ zróżnicowanych, ale pokrewnych związków organicznych. Różnią się one między sobą masą cząsteczkową, liczbą grup funkcyjnych, stopniem polimeryzacji i innymi cechami, które obrazuje rysunek 1.

Średnia zawartość naturalnych substancji organicznych w wodach na kuli ziemskiej, mierzona jako ilość RWO, wynosi 5,75 gC/m^3 . Jednak, w zależności od właściwości wody, stwierdza się ich zawartość w szerokim przedziale od 0,1 gC/m^3 do 115 gC/m^3 [2]. W ogólnej ilości naturalnych substancji organicznych kwasy fulwowe stanowią około 20%, kwasy huminowe – 10%, kwasy hydrofilowe – 30%, węglowodany – 10%, kwasy karboksylowe – 6% i aminokwasy – 4% [3]. Równocześnie, na przestrzeni wielecia, obserwuje się ciągły wzrost zawartości tej grupy



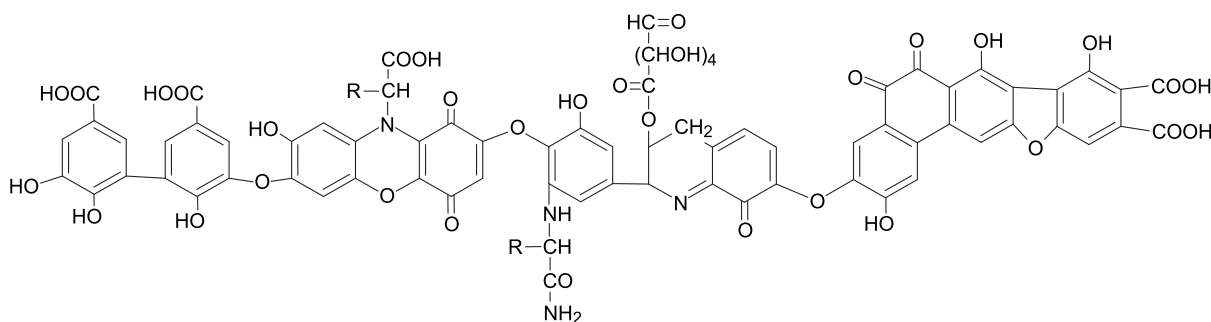
Rys. 1. Właściwości substancji humusowych [4]

Fig. 1. The properties of humic substances [4]

substancji w wodach naturalnych, co wynika między innymi z ich wymywania z gleby i gruntu przez tzw. kwaśne deszcze.

Naturalne substancje organiczne wprawdzie pogarszają właściwości organoleptyczne wody, lecz nie stanowią bezpośredniego zagrożenia zdrowia ludzi. Są jednak prekursorami chloropochodnych organicznych i powodują zwiększoną dawkę koagulantów i środków dezynfekcyjnych. Tworzą także kompleksy z wieloma zanieczyszczeniami antropogenicznymi, są odpowiedzialne za blokowanie powierzchni żywic jonowymiennych i membran, a ponadto przyczyniają się do rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Z tego względu naturalne substancje organiczne powinny być usuwane z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

W układach technologicznych oczyszczania wody do usuwania naturalnych substancji organicznych najczęściej stosuje się procesy koagulacji oraz adsorpcji i/lub utleniania chemicznego. Ze względu na bardzo zróżnicowane właściwości poszczególnych frakcji substancji organicznych, skuteczność ich usuwania przy użyciu tych procesów jest bardzo różna [5–7]. Koagulacja pozwala na usunięcie związków o dużej masie cząsteczkowej, podczas gdy w procesie adsorpcji preferencyjnie usuwane są frakcje małych cząsteczek. Zastosowanie utleniania chemicznego może zaś skutkować powstaniem ubocznych produktów, spośród których część charakteryzuje się silnymi właściwościami kancerogennymi. Alternatywą dla tych klasycznych procesów może być proces wymiany jonowej z użyciem syntetycznych żywic jonowymiennych. Przydatność



Rys. 2. Struktura cząsteczki kwasu huminowego [2]
Fig. 2. The structure of humic acid molecule [2]

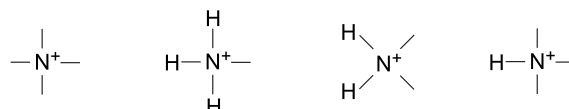
tej techniki wynika z faktu, iż znaczna grupa makrocząstek organicznych występujących w wodach naturalnych ma charakter jonowy – są to makroaniony. W strukturze cząsteczki substancji humusowych (rys. 2) występują liczne grupy karboksylowe i fenolowe, które wraz ze wzrostem pH wody ulegają dysocjacji, nadając cząsteczce ujemny ładunek elektryczny.

Wymiana jonowa

Wymiana jonowa to zjawisko i proces wymiany ruchliwych jonów na inne jony tego samego znaku, zachodzący w ciele stałym nierozpuszczalnym w wodzie, zawierającym odpowiednie grupy funkcyjne. Jeśli stosowany materiał został specjalnie przygotowany lub jest używany w sposób wykorzystujący zjawisko wymiany jonowej, wówczas określany jest mianem wymiennicza jonowego lub jonitu. Zjawisko wymiany jonowej zostało po raz pierwszy opisane w 1850 r. na podstawie obserwacji wymiany jonów amonowych zachodzącej na naturalnych glinokrzemianach [8, 9]. Jednakże dopiero opracowanie w 1935 r. [10] metody wytwarzania syntetycznych żywic jonowymiennych pozwoliło na szerokie wykorzystanie wymiany jonowej w wielu dziedzinach.

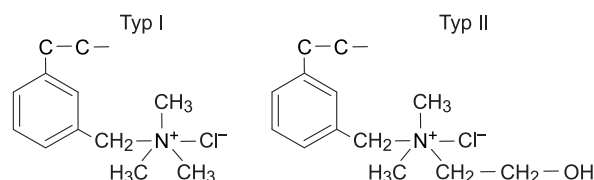
Powszechnie stosowane w technologii oczyszczania wody jonity są ciałami stałymi, nierozpuszczalnymi polielektrolitami, o dużej masie cząsteczkowej, które odznaczają się zdolnością do zamiany ruchliwych jonów przyłączonych do centrów aktywnych jonitu na równoważne jony znajdujące się w roztworze otaczającym wymienniczkę jonową. Żywice syntetyczne zbudowane są z obojętne wielocząsteczkowego węglowodorowego szkieletu o strukturze trójwymiarowej i grup funkcyjnych zdolnych do dysocjacji elektrolitycznej. Zastosowanie także znajdują materiały mineralne (np. zeolity), mające zdolność wymiany jonów. Jako polimer wyjściowy do wytwarzania jonitów syntetycznych, tzw. matrycę, stosuje się przede wszystkim polistyren (żywice polistyrenowe), a także polimery akrylowe (żywice poliakrylowe). Łańcuchowe polimery są wewnętrznie sieciowane dwuwinylobenzenem, którego udział w masie żywicy decyduje o stopniu jej usieciowania. Żywice poliakrylowe są – w porównaniu do polistyrenowych – silniej hydrofilowe, co skutkuje ich bardziej otwartą strukturą i większą zawartością wody. Ze względu na rodzaj wymienianych jonów, jonity dzieli się na kationity (wymieniające kationy) oraz anionity (wymieniające aniony). Ponieważ naturalne substancje organiczne mają charakter makroanionów, stąd też do ich usuwania z wody zastosowanie mogą znaleźć głównie żywice anionowymienne. Biorąc pod uwagę stopień dysocjacji grup funkcyjnych anionity dzieli się na słabo zasadowe – mające słabo zdysocjowane

grupy funkcyjne wymieniające aniony mocnych kwasów oraz silnie zasadowe – mające silnie zdysocjowane grupy funkcyjne, zdolne do wymiany anionów nawet bardzo słabych kwasów. Anionity silnie zasadowe występują w postaci zdysocjowanej w całym zakresie pH (1÷14), dlatego mogą być stosowane bez względu na pH roztworu. Grupami funkcyjnymi w anionitach silnie zasadowych są aminy IV-rzędowe, podczas gdy anionity słabo zasadowe mają wbudowane w swoją strukturę pierwszo-, drugo- i trzeciorzędowe grupy aminowe i amoniowe (rys. 3).



Rys. 3. Grupy funkcyjne anionitów
Fig. 3. The functional groups of anion exchange resins

W grupie anionitów silnie zasadowych, w zależności od natury rodnika przyłączonego do atomu azotu, wyróżnia się jonity typu I i typu II (rys. 4). W przypadku anionitów typu I, na etapie ich wytwarzania, do aminowania używa się trójmetyloaminy, zaś anionitów typu II – dimetyloetanoaminy. Obecność grupy etylowej w strukturze żywicy typu II powoduje, że żywice te są silniej hydrofilowe w porównaniu do żywic typu I.



Rys. 4. Silnie zasadowe żywice anionowymienne
Fig. 4. Strong base anion exchange resins

Ze względu na rodzaj jonu ruchliwego, anionity dzieli się na pracujące w cyklu wodorotlenowym (AnOH), chlorkowym (AnCl) oraz wodorotlenowym i chlorkowym (AnOH/Cl). W cyklu wodorotlenowym eksploatowane są anionity silnie i słabo zasadowe, zaś w cyklu chlorkowym – głównie anionity silnie zasadowe. W szczególnych przypadkach, gdy uwalnianie do oczyszczanej wody jonów Cl^- lub OH^- jest niekorzystne z punktu widzenia końcowej jakości wody, do regeneracji anionitów używany może być roztwór NaHCO_3 .

Jonity sklasyfikować można także ze względu na strukturę przestrzenną na żelowe i makroporowate. Wszystkie syntetyczne wymiennicze jonowe (w swej pierwotnej postaci) były syntetyzowane jako tzw. kopolimery żelowe, których właściwości transportowe, wynikające z podatności na proces dyfuzji wewnątrzcząsteczkowej, uzależnione były od wielkości pozornych porów polimerycznego szkieletu,

powstających między łańcuchami polimeru i wiązaniami sieciującymi. Średnica porów żywicy żelowej wynosi 2÷3 nm [11] i zależy od stopnia usieciowania kopolimeru i zawartości grup hydrofilowych. Czynniki te kontrolują stopień pęcznienia jonitu i określają szybkość przemieszczania się składników roztworu do grup jonoczynnych żywicy. W zależności od właściwości roztworów i sposobu przechowywania jonitu, średnice porów żywic żelowych mogą ulec zmniejszeniu. Dodając, na etapie polimeryzacji, do mieszanin reakcyjnych składniki wielkocząsteczkowe udało się uzyskać silnie usieciowane żywice makroporowate o znacznie większych porach (do 150 nm) [12] i większej wytrzymałości mechanicznej. Średnice porów żywic makroporowatych są dostatecznie duże, aby następowała szybka dyfuzja wewnątrzziarnowa do grup jonoczynnych. W przypadku tego typu żywic możliwa jest także wymiana jonów o dużych wymiarach, np. makroanionów organicznych. Żywice makroporowate charakteryzują się także znacznie większą powierzchnią właściwą (ok. 1000 m²/g) w porównaniu do żywic żelowych (ok. 3800 mm²/g) [11].

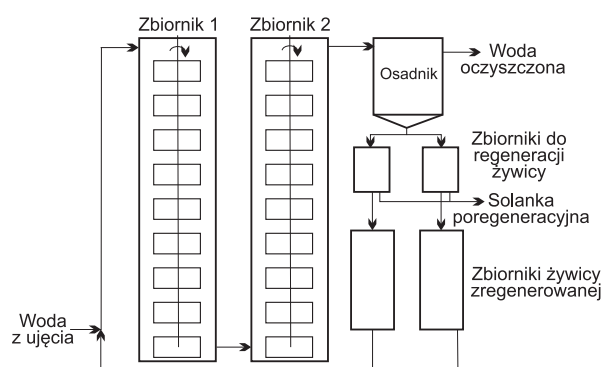
W technologii oczyszczania wody proces wymiany jonowej znajduje zastosowanie przede wszystkim do usuwania jonów nieorganicznych. Proces ten stosuje się zarówno w przypadku wody przeznaczonej do spożycia, jak i wykorzystywanej w przemyśle, przede wszystkim do zmiękczenia, demineralizacji i odsalania oraz do usuwania fosforanów, azotanów, fluorków, azotu amonowego, metali i radionuklidów.

Usuwanie substancji organicznych

Pierwsze prace nad zastosowaniem żywic anionowymiennych do usuwania z wody naturalnych substancji organicznych podjęto pod koniec lat 70. XX w. [13]. Późniejsze badania [14, 15] wykazały, że w procesie wymiany jonowej możliwe jest skuteczniejsze, niż ma to miejsce w przypadku konwencjonalnych procesów oczyszczania wody, usuwanie małowcząsteczkowych frakcji naturalnych substancji organicznych. W 1999 r., spośród 160 norweskich zakładów wodociągowych, zaprojektowanych w celu usuwania substancji organicznych, 12 wykorzystywało proces wymiany jonowej [16]. Zainteresowanie procesem wymiany jonowej do usuwania z wody naturalnych substancji organicznych wzrosło, gdy w latach 90. XX w. australijska firma Orica Watercare wprowadziła na rynek nową żywicę anionowymienną o handlowej nazwie MIEX[®] (Magnetized Ion EXchange resin) [17], która w procesie MIEX[®]DOC pozwałała na bardzo skuteczne oczyszczanie wody. MIEX[®] jest poliakrylową, makroporowatą, silnie zasadową żywicą anionowymienną typu I o średnicy ziaren 150÷180 μm z wbudowanym składnikiem magnetycznym. Jej pojemność jonowymienna wynosi 0,40 val/dm³ [18], a zawartość wody 65% [19]. Mały wymiar ziaren zwiększa prędkość wymiany jonowej, a mikromagnesy pozwalają na szybką aglomerację cząstek żywicy, co pozwala na jej łatwą sedimentację. Koncepcja żywic jonowymiennych z wbudowanymi magnesami została opracowana w latach 60. XX w. [20]. W procesie MIEX[®]DOC żywica, w ilości 5÷20 cm³/dm³, dawkowana jest do wody, z którą jest mieszana przez 10÷30 min [21]. W efekcie kontaktu makroanionów organicznych z żywicą zachodzi ich wymiana na jony Cl⁻, które są uwalniane do roztworu. Z reaktora woda z żywicą przepływa do separatora, w którym następuje szybkie oddzielenie żywicy – skuteczność sedimentacji żywicy wynosi ok. 99,9%. Pierwsza instalacja oczyszczająca wodę

z wykorzystaniem procesu MIEX[®]DOC, o wydajności 2500 m³/d, została uruchomiona w 2001 r. w Mount Pleasant w Australii.

Alternatywą dla procesu MIEX[®]DOC jest proces SIX[®] (Suspended Ion eXchange) [22] zaproponowany przez holenderską firmę PWT. W tej technologii usunięcie substancji organicznych następuje – podobnie jak w procesie MIEX[®]DOC – w wyniku mieszania wody z silnie zasadową żywicą jonowymienną, lecz proces realizowany jest w dwu, połączonych szeregowo, cylindrycznych komorach z mieszadłem łopatkowym (rys. 5). W porównaniu z procesem MIEX[®]DOC, zastosowane reaktory pozwalają na lepszy kontakt żywicy z wodą, a ponadto możliwe jest użycie różnych żywic anionowymiennych. Firma oferuje także proces SIX[®]/CeraMac, w którym wymiana jonowa połączona jest z mikrofiltracją na membranach ceramicznych.

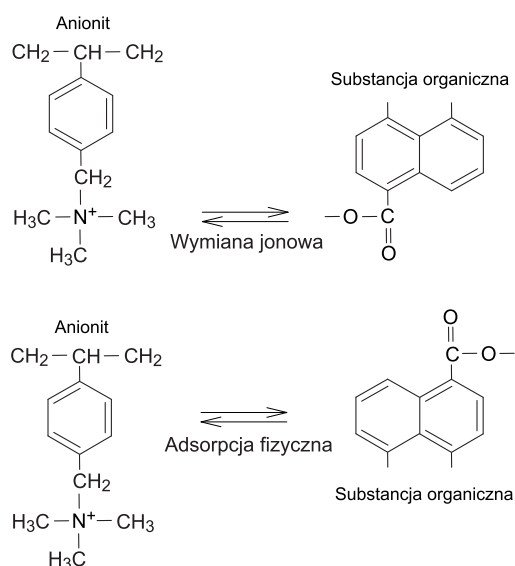


Rys. 5. Schemat procesu SIX[®]

Fig. 5. SIX[®] process diagram

Analiza właściwości naturalnych substancji organicznych wykazuje, że możliwe są dwa mechanizmy ich usuwania z wykorzystaniem żywic jonowymiennych (rys. 6):

- wymiana jonowa, wynikająca z występowania oddziaływań elektrostatycznych pomiędzy grupami jonowymi żywicy i grupami funkcyjnymi makrocząsteczek organicznych,
- fizyczna adsorpcja, będąca rezultatem występowania sił van der Waalsa między hydrofobowymi centrami makrocząsteczek organicznych i matrycą polimeru.



Rys. 6. Mechanizmy usuwania jonów organicznych na żywicach jonowymiennych [23]

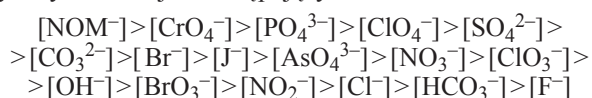
Fig. 6. The mechanisms of organic ion removal with the use of ion exchange resins [23]

Skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych z wody w procesie wymiany jonowej wynosi 30÷90% i zależy od wielu czynników związanych zarówno z właściwościami oczyszczanej wody, jak i właściwościami żywicy jonowymiennej oraz sposobem realizacji procesu [24, 25].

Wpływ składu wody

Jednym z bardzo istotnych parametrów wpływających na skuteczność procesu jest wartość pH oczyszczanej wody. Decyduje on m.in. o głównym mechanizmie usuwania naturalnych substancji organicznych – w zakresie wysokich wartości pH dominuje mechanizm wymiany jonowej, podczas gdy w zakresie obojętnym istotne znaczenie ma zjawisko adsorpcji fizycznej [14]. Adsorpcja ma miejsce przede wszystkim w przypadku zastosowania żywic słabo zasadowych, jakkolwiek występuje także przy usuwaniu obojętnej frakcji substancji organicznych na żywicach silnie zasadowych [26]. Obserwowane zjawiska wynikają z faktu, iż grupy funkcyjne słabo zasadowych jonitów ulegają protonacji w środowisku kwasowym, stąd też ich pojemność jonowymienna w środowisku obojętnym jest niewielka, w przeciwieństwie do żywic silnie zasadowych, które są obdarzone ładunkiem w szerokim zakresie pH.

Na skuteczność usuwania substancji organicznych wpływa też zawartość innych nieorganicznych składników jonowych, gdyż o przebiegu procesu decyduje energia wymiany jonów, która rośnie wraz z ich ładunkiem elektrycznym i masą atomową. Równocześnie selektywność jonitu jest tym większa im mniejszy jest promień hydrodynamiczny jonu. Także specyficzne właściwości jonitu decydują o tym, w jakiej kolejności poszczególne jony będą usuwane z roztworu. Szereg selektywności wymiany anionów na żywicy MIEX[®] jest następujący:



Ponieważ o powinowactwie jonów do jonitu decyduje także ich stężenie w wodzie, duże ilości jonów o niższym powinowactwie obniżają skuteczność separacji jonów znajdujących się wyżej w szeregu selektywności. Obecność w oczyszczanej wodzie węglanów lub chlorków może powodować wzrost skuteczności usuwania naturalnych substancji organicznych, wynikający z wysalania makrocząstek organicznych, skutkującego ich dehydratacją [14]. Także jony wapnia, dzięki tworzeniu kompleksów z substancjami organicznymi i obsadzeniu części grup karboksylowych makrocząstek, zwiększają skuteczność usuwania substancji organicznych [27]. Przeciwny efekt ma miejsce wówczas, gdy w roztworze występują jony sodu, które przyczyniając się do rozpadu kompleksów wapnia z substancjami organicznymi zmniejszają skuteczność usuwania tych ostatnich [28]. Ponadto związki żelaza obecne w wodzie mogą blokować powierzchnię żywic, czego efektem jest malejąca skuteczność usuwania substancji organicznych.

Wpływ właściwości substancji organicznych

Na skuteczność usuwania substancji organicznych w procesie wymiany jonowej wpływ mają także właściwości poszczególnych frakcji tych substancji. Duże cząsteczki, np. frakcja koloidalna lub polisacharydy, są tylko w niewielkim stopniu usuwane na żywicach anionowymiennych [29].

Stwierdzono także, że stopień zmniejszenia intensywności barwy wody jest mniejszy niż obserwowany w przypadku analizy innych wskaźników zanieczyszczenia [28]. Wynika to z faktu, że za intensywność barwy wody odpowiedzialne są wysokocząsteczkowe frakcje substancji organicznych, które – ze względu na ograniczoną możliwość dyfuzji – są w mniejszym stopniu usuwane na żywicach jonowymiennych. W pracy [30] wykazano, że żywica MIEX[®] pozwalała na 80% zmniejszenie zawartości RWO związanego z frakcją 1÷10kDa i na ponad 60% zmniejszenie w przypadku frakcji <1kDa. Równoczesne zastosowanie koagulacji pozwoliło na 60% zmniejszenie zawartości RWO w przypadku frakcji 1÷10kDa i nieznacznie tylko eliminowało frakcję <1kDa. Wykazano także wyższą skuteczność usuwania substancji humusowych charakteryzujących się większą wartością absorbancji właściwej (SUVA) w nadfiolecie (frakcja hydrofobowa naturalnych substancji organicznych, zawierająca głównie kwasy fulwowe i huminowe), w porównaniu do usuwania frakcji substancji organicznych o niższych wartościach SUVA [31]. Podobne zależności stwierdzano w pracy [32], której autorzy wykazali, że skuteczność usuwania kwasów fulwowych, o mniejszych masach cząsteczkowych oraz większym ujemnym ładunku elektrycznym, była nieznacznie większa niż uzyskana w przypadku kwasów huminowych. Jednakże w pracy [14] stwierdzono, że skuteczność usuwania frakcji transfilowej naturalnych substancji organicznych (najmniejsze wartości SUVA) była wyższa niż zmierzona w przypadku kwasów hydrofilowych lub hydrofobowych. Pewnym zaskoczeniem są obserwacje poczynione w pracy [33], że wraz ze wzrostem pojemności jonowymiennej żywic malała skuteczność usuwania substancji organicznych z roztworu. Autorzy ci wykazali także, że lepszą skuteczność separacji substancji organicznych uzyskuje się w przypadku żywic o mniejszym wymiarze ziaren. Nie bez znaczenia jest także źródło pochodzenia naturalnych substancji organicznych. Porównanie przebiegu usuwania substancji pochodzenia wodnego i glebowego pokazało, że stosując różne typy silnie zasadowych żywic anionowymiennych (tab. 1), skuteczność usuwania substancji organicznych z wody powierzchniowej była zdecydowanie większa niż w przypadku drugiej grupy związków [34].

Tabela 1. Skuteczność usuwania substancji organicznych z wody na silnie zasadowych żywicach anionowymiennych [34]

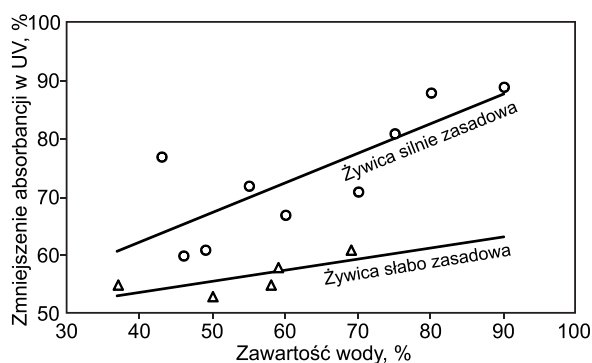
Table 1. The efficiency of NOM removal from water with the use of strong base anion exchange resins [34]

Żywica (rodzaj)	Zmniejszenie wartości absorbancji w UV, %	
	substancje wodne	substancje glebowe
Amberlite IRA 410 (żelowa, polistyrenowa typu II)	77	32
Amberlite IRA 400 (żelowa, polistyrenowa)	57	14
Imac HP 555 (makroporowata, polistyrenowa)	58	20
Amberlite IRA 910 (makroporowata, polistyrenowa typu II)	73	33
Amberlite IRA 458 (żelowa, poliakrylowa)	69	47
Amberlite IRA 958 (makroporowata, poliakrylowa)	73	92
ResinTech SIR 22P (żelowa, polistyrenowa)	84	59

Wynikało to z faktu, iż średnia masa cząsteczkowa związków obecnych w wodzie wynosiła ok. 1020 Da, podczas gdy związków pochodzenia glebowego – 1990 Da.

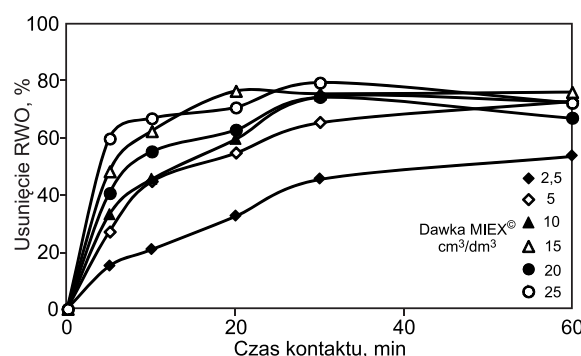
Wpływ właściwości żywicy jonowymiennej

Istotnym parametrem wpływającym na skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych w procesie wymiany jonowej jest rodzaj i właściwości żywicy. Słabo zasadowe żywice anionowymienne mają w tym przypadku znacznie mniejszą skuteczność, w porównaniu do żywic silnie zasadowych. Spośród styrenowych żywic silnie zasadowych żywice typu I (zawierające grupy trójmetyloamoniowe) charakteryzują się wyższą skutecznością niż żywice typu II (zawierające grupy dimetyloetanoaminowe). Także silnie zasadowe żywice akrylowe [11] są mniej skuteczne podczas usuwania substancji organicznych niż silnie zasadowe styrenowe żywice typu I. Z drugiej zaś strony anionity typu II oraz żywice ze szkieletem akrylowym są łatwiejsze w regeneracji. Żywice makroporowate, pozwalające dzięki swojej budowie na ułatwioną penetrację anionów organicznych, są bardziej przydatne do usuwania substancji organicznych [15]. Jednakże żywice żelowe, dzięki lepszej zwilżalności, pozwalają na usunięcie makrocząstek organicznych w większym stopniu niż to ma miejsce w przypadku użycia żywic makroporowatych [23]. Zawartość wody w cząsteczce żywicy wpływa zasadniczo na skuteczność usuwania substancji organicznych (rys. 7). Żywice zawierające w swojej strukturze więcej wody, dzięki bardziej otwartej strukturze, pozwalają na łatwiejsze wnikiwanie makrocząstek organicznych [35]. W pracy [36] wykazano, że forma, w jakiej żywica jest używana do oczyszczania wody, może mieć wpływ na skuteczność procesu. Stwierdzono, że w przypadku żywicy MIEX[®], której jonem wymienianym jest HCO₃⁻, stopień zmniejszenia zawartości OWO jest o ok. 10% mniejszy niż mierzony w przypadku tej samej żywicy, która jest regenerowana za pomocą NaCl.



Rys. 7. Wpływ zawartości wody na skuteczność usuwania substancji organicznych na żywicach anionowymyennych [34]
Fig. 7. The influence of water content on the efficiency of NOM removal with the use of anion exchange resins [34]

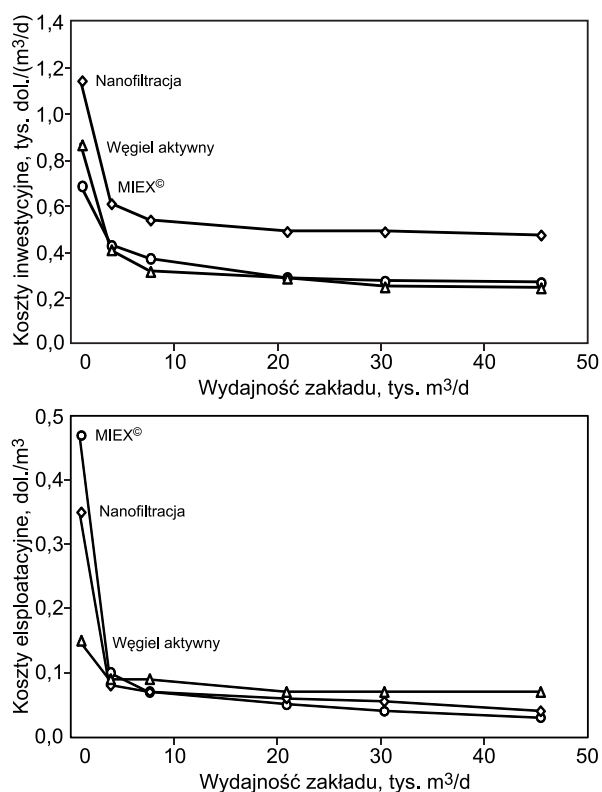
W przypadku realizacji procesu wymiany jonowej w warunkach ciągłego mieszania, na skuteczność usuwania substancji organicznych wpływ ma także dawka żywicy oraz czas jej mieszania z wodą [37]. Wraz ze wzrostem dawki żywicy oraz wydłużaniem czasu kontaktu pomiędzy ziarnami żywicy i substancjami organicznymi zawartość zanieczyszczeń organicznych maleje (rys. 8), przy czym szybkość wymiany jonowej jest największa przez pierwsze 20÷30 min mieszania, po których to zmiany te już nie są tak znaczące.



Rys. 8. Wpływ dawki żywicy MIEX[®] i czasu kontaktu na skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych [38]
Fig. 8. The influence of MIEX[®] dose and mixing time on the efficiency of NOM removal [38]

Uwarunkowania techniczno-ekonomiczne stosowania wymiany jonowej

Jednym z głównych, aczkolwiek nie podstawowych, kryteriów zastosowania określonego układu oczyszczania wody są koszty związane zarówno z wybudowaniem i uruchomieniem zakładu oczyszczania wody, jak i koszty związane z jego wieloletnią eksploatacją. W znacznym stopniu zależą one od uwarunkowań lokalnych, w tym ceny gruntu i kosztów energii, materiałów oraz siły roboczej. W literaturze brakuje danych, które pozwoliłyby na dokonanie uogólnień w tym zakresie. Jednym z nielicznych opracowań tego typu jest raport sporządzony w 2012 r. [39], w którym dokonano m.in. porównania kosztów usuwania naturalnych substancji organicznych przy użyciu różnych procesów, w tym wymiany jonowej wykorzystującej żywicę MIEX[®], w pięciu zakładach wodociągowych zasilających Charlottesville (USA). Przy wykonywaniu zestawień kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych uwzględniono ceny obowiązujące w Stanach Zjednoczonych w 2011 r. Analizując dane przedstawione na rysunku 9 widać, że zarówno w przypadku procesu MIEX[®]DOC, jak i adsorpcji na granulowanym węglu aktywnym oraz nanofiltracji, koszty inwestycyjne i eksploatacyjne zakładów oczyszczania wody znacząco zależą od ich wydajności i były zdecydowanie wyższe w małych zakładach. Można także stwierdzić, że koszty inwestycyjne związane z zastosowaniem do usuwania naturalnych substancji organicznych procesu MIEX[®]DOC są porównywalne z kosztami adsorpcji i znacząco niższe niż w przypadku użycia systemu membranowego. Przedstawione koszty inwestycyjne zakładu oczyszczania wody stosującego proces wymiany jonowej są zbliżone do kosztów oszacowanych w pracy [40] na 0,35±0,6 euro/m³. Koszty bieżącej eksploatacji zakładów o wydajności powyżej 5 tys. m³/d są natomiast porównywalne w przypadku wszystkich trzech analizowanych procesów. Porównywalne do innych technologii koszty oczyszczania wody z wykorzystaniem do usuwania zanieczyszczeń organicznych procesu wymiany jonowej powodują, że na całym świecie uruchamianych jest coraz więcej zakładów oczyszczania wody wykorzystujących ten proces. Tylko na rynku Ameryki Północnej sumaryczna wydajność 35 zakładów oczyszczania wody stosujących proces MIEX[®]DOC w końcu 2012 r. wynosiła ok. 900 tys. m³/d [41], a wydajność największego zakładu wynosi blisko 55 tys. m³/d. Niebawem w Chinach wybudowany zostanie zakład oczyszczania wody o wydajności ok. 115 tys. m³/d.



Rys. 9. Wpływ wydajności zakładu oczyszczania wody na jego koszty inwestycyjne i eksploatacyjne [39]

Fig. 9. The influence of water treatment plant capacity on investment and operating costs [39]

W przypadku wszystkich procesów technologicznych oczyszczania wody, szczególne problemy związane zarówno z budową, jak i eksploatacją spotyka się w zakładach o małej wydajności. Obecnie dostępne są na rynku zblokowane instalacje typu MAGNAPAK®, w których do usuwania naturalnych substancji organicznych wykorzystuje się proces MIEX®DOC. Wydajność tych instalacji mieści się w przedziale od 50 m³/d do 1200 m³/d, a maksymalne wymiary wynoszą 4,0 m × 2,2 m × 4,5 m. Wprawdzie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne zakładów oczyszczania wody o małej wydajności, w których wykorzystywany jest proces MIEX®DOC są zdecydowanie większe niż w przypadku dużych instalacji, jednakże dostępność gotowych modułów stanowi kolejny argument przemawiający na korzyść tej technologii.

Podjęcie decyzji o zastosowaniu określonej technologii do oczyszczania wody należy brać pod uwagę nie tylko skuteczność i koszty tej technologii, ale także jej wpływ na środowisko, w tym na emisję gazów cieplarnianych. W pracy [42] wykazano, że w przypadku zastosowania do usuwania substancji organicznych procesu MIEX®DOC emisja gazów cieplarnianych (wyrażona jako ekwiwalent CO₂) wynosi 8 gCO_{2e}/m³, podczas gdy zastosowanie adsorpcji powoduje emisję 424 gCO_{2e}/m³, ozonowania – 54 gCO_{2e}/m³, a nanofiltracji – 411 gCO_{2e}/m³.

Wprawdzie zastosowanie procesu wymiany jonowej wiąże się z przejściem jonów ruchomych z żywicy do roztworu, którymi najczęściej są jony Cl⁻ lub HCO₃⁻, jednakże wzrost ich ilości jest nieznaczny i nie zmienia jakości wody oczyszczonej. Zastosowanie wymiany jonowej do usuwania związków organicznych może także w niewielkim stopniu wpłynąć na agresywność wody poprzez zmianę proporcji pomiędzy zawartością jonów Cl⁻ i SO₄²⁻. W przypadku, gdy spełniona jest zależność [Cl⁻]/[SO₄²⁻] > 0,5

zaobserwowano występowanie sprzyjających warunków do korozji sieci wodociągowej [43]. Zjawisku temu można jednak przeciwdziałać prowadząc regenerację żywicy przy użyciu NaHCO₃ lub dawkując do wody inhibitory korozji.

Znacznie poważniejszym zagrożeniem może być natomiast obecność w oczyszczonej wodzie drobnych frakcji żywicy. W wodzie po procesie MIEX®DOC stwierdza się wzrost mętności o ok. 1 NTU [44], co jest skutkiem wynoszenia żywicy z osadnika. Wykazano, że strata żywicy wynosi ok. 0,05% stosowanej dawki i wartość ta rośnie przy mniejszych dawkach żywicy (ze względu na gorsze warunki aglomeracji) oraz wraz ze wzrostem obciążenia hydraulicznego osadnika [45]. Można założyć, że w ciągu roku z układu ubywa ok. 3% objętości żywicy [46]. Aby wynoszona żywica nie była spożywana przez ludzi niezbędne jest zastosowanie po procesie wymiany jonowej dodatkowych procesów separacyjnych, np. koagulacji lub niskociśnieniowej filtracji membranowej.

Żywica wykorzystywana do oczyszczania wody, w tym do usuwania naturalnych substancji organicznych, powinna z niezmienną skutecznością pracować w układzie technologicznym przez co najmniej 5 lat. Jednakże niezachowanie zalecanych przez producentów żywic warunków realizacji procesu może prowadzić do degradacji żywicy. Do czynników, które szczególnie są odpowiedzialne za skrócenie czasu użycia żywicy należy zaliczyć: czynniki mechaniczne, a także termiczne i chemiczne. Obecność w oczyszczonej wodzie utleniaczy, np. Cl₂ lub H₂O₂, podobnie jak wysoka temperatura wody, może prowadzić w przypadku silnie zasadowych żywic jonowymiennych do zmiany struktury rodnika podstawionego do atomu azotu (degradacja Hofmanna), w wyniku czego żywica stanie się anionem słabo zasadowym. Także narażenie żywicy na gwałtowne zmiany stężenia elektrolitu może wywołać tzw. szok osmotyczny, prowadzący do rozerwania ziaren jonitu.

Gospodarka odpadami

Użycie procesu wymiany jonowej do usuwania z wody naturalnych substancji organicznych wiąże się, podobnie jak ma to miejsce w przypadku innych technik, z powstawaniem zróżnicowanych strumieni odpadów. W przypadku tej techniki oczyszczania wody są to roztwory powstające podczas regeneracji żywicy jonowymiennych oraz sama zużyta żywica. Do regeneracji żywic stosuje się najczęściej 10–12% roztwór NaCl. Czasami, w celu wzrostu rozpuszczalności cząsteczek substancji organicznych na etapie regeneracji żywic, solanki wzbogacane są 2% NaOH. Roztwory poregeneracyjne zawierają NaCl, naturalne substancje organiczne (RWO do 20 gC/dm³) oraz inne zanieczyszczenia anionowe, które zostały usunięte z wody. Objętość powstających roztworów poregeneracyjnych nie przekracza 0,1% objętości oczyszczonej wody [47]. W przypadku procesu MIEX®DOC, oczyszczenie 1000 m³ wody wiąże się z powstaniem 250–450 dm³ roztworu poregeneracyjnego [48]. Skład roztworów poregeneracyjnych zbliżony jest do składu koncentratów powstających po procesie odwróconej osmozy, stąd też postępowanie z tym roztworem powinno być analogiczne. Ze względu na względnie małą objętość roztworów poregeneracyjnych mogą być one wprowadzane do kanalizacji i poddawane oczyszczeniu wraz ze ściekami bytowo-gospodarczymi. Alternatywnym rozwiązaniem, o ile pozwalają na to warunki lokalne, może być ich odprowadzenie do morza lub oceanu. Zdecydowanie lepszym rozwiązaniem, zgodnym z zasadami

postępowania z odpadami, jest jednak oczyszczanie roztworu, które może pozwolić na odzyskanie NaCl. Dodatkowo, zateżone substancje organiczne mogą być użyte do wzbogacania zdegradowanych gleb. Do oczyszczenia solanek poregeneracyjnych z substancji organicznych można stosować koagulację przy użyciu soli glinu lub żelaza [49], ale znacznie lepszym rozwiązaniem jest wykorzystanie techniki membranowych. Bardzo skuteczną metodą oczyszczenia roztworu poregeneracyjnego, pozwalającą też na jego zateżenie, jest proces elektrodializy [50]. Wg firmy Orica Watercare, zastosowanie do tego celu nanofiltracji pozwala zmniejszyć o 70% ilość solanki, którą trzeba zagospodarować (do <0,01% ilości oczyszczonej wody) [51].

Ilość żywicy, która musi być zagospodarowana zależy przede wszystkim od wydajności zakładu oczyszczania wody oraz stosowanej dawki jonitu. Przykładowo, w zakładzie o wydajności ok. 82 tys. m³/d, stosującym proces MIEX[®]DOC, ilość ta wynosi ok. 200 m³ w ciągu 5 lat [48]. Zużyta żywica, która w wyniku degradacji nie może być dalej używana do oczyszczania wody, może być zmielona i wykorzystana jako dodatek do tworzyw sztucznych lub przekształcona termicznie w procesie spalania, co jednak wiąże się z istotnym zagrożeniem dla środowiska, może też stanowić dodatek do węgla, w celu jego skoksowania [52] lub wytworzenia węgla aktywnego.

Podsumowanie

Proces wymiany jonowej, stosowany od wielu lat do usuwania z wody przede wszystkim składników mineralnych, znajduje obecnie także zastosowanie do usuwania makrocząsteczek organicznych z wody przeznaczonej do spożycia. Wynika to z faktu, że znaczna część naturalnych substancji organicznych ma charakter makroanionów i stąd mogą być one usuwane na żywicach anionowymiennych. Także frakcja związków organicznych pozbawiona ładunku elektrycznego może zostać usunięta z wody w wyniku adsorpcji na jonitach. O skuteczności usuwania substancji organicznych decydują m.in. właściwości fizyczno-chemiczne oczyszczanej wody, właściwości stosowanej żywicy oraz sposób realizacji procesu wymiany jonowej. Korzyści wynikające z wykorzystania wymiany jonowej do usuwania makrocząsteczek organicznych z wody to – oprócz bardzo wysokiej skuteczności – minimalne wtórne zanieczyszczenie wody oraz bardzo niewielkie ilości odpadów wymagających zagospodarowania. Dodatkowo, coraz częstsze stosowanie tej techniki wynika także z faktu, iż koszty inwestycyjne i eksploatacyjne procesu wymiany jonowej są porównywalne do kosztów równie skutecznych metod oczyszczania wody ze związków organicznych, np. nanofiltracji lub adsorpcji na węglu aktywnym.

LITERATURA

1. D.M. OWEN, G. AMY, Z.K. CHOWDHURY, R. PAODE, G. McCOY, K. VISCOSIL: NOM characterization and treatability. *Journal American Water Works Association* 1995, Vol. 87, No. 1, pp. 46–63.
2. S. BOOGS, G. LIVERMORE, M.G. SEITZ: Humic macromolecules in natural waters. *Journal of Macromolecular Sciences – Reviews in Macromolecular Chemistry and Physics* 1985, Vol. C25, pp. 599–613.
3. J. LAWRENCE: Humic acid and related substances in the environment. In: B.K. AFGHAN, A.S.Y. CHAU [Eds.]: Analysis of Trace Organics in the Aquatic Environment, CRC Press, Boca Raton 1989, pp. 313–337.
4. F.J. STEVENSON: *Humus Chemistry*. Wiley, New York 1982.
5. H. ØDEGAARD, S. ØSTERHUS, E. MELIN, B. EIKEBROKK: NOM removal technologies – Norwegian experiences. *Drinking Water Engineering and Science* 2010, Vol. 3, pp. 1–9.
6. H.C. KIM, M.J. YU: Characterization of natural organic matter in conventional water treatment process for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 19, pp. 4779–4789.
7. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Skuteczność procesów oczyszczania wody powierzchniowej w usuwaniu biodegradowalnych substancji organicznych. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 77–80.
8. H.S.M. THOMPSON: On the absorbent power of soils. *Journal of the Royal Agricultural Society of England* 1850, Vol. 11, pp. 68–74.
9. J.T. WAY: On the power of soils to absorb manure. *Journal of the Royal Agricultural Society of England* 1850, Vol. 11, pp. 313–379.
10. B.A. ADAMS, E.L. HOLMES: Absorptive properties of synthetic resins. *Journal of the Science of Chemical Industry* 1935, Vol. 54, pp. 1–6.
11. A.A. ZAGORODNI: Ion Exchange materials. Properties and applications. Elsevier 2007.
12. J. NAWROCKI [red.]: Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
13. C.T. ANDERSON, W.J. MAIER: Trace organics removal by anion exchange resins. *Journal American Water Works Association* 1979, Vol. 71, No. 5, pp. 278–283.
14. J.-P. CROUÉ, D. VIOLLAEU, C. BODAIRE, B. LEGUBE: Removal of hydrophobic and hydrophilic constituents by anion exchange resin. *Water Science and Technology* 1999, Vol. 40, No. 9, pp. 207–214.
15. B. BOLTO, D. DIXON, R. ELDRIDGE, S. KING: Removal of THM precursors by coagulation or ion exchange. *Water Research* 2002, Vol. 36, pp. 5066–5073.
16. H. ØDEGAARD, B. EIKEBROKK, R. STORHAUG: Processes for the removal of humic substances from water – an overview based on Norwegian experiences. *Water Science and Technology* 1999, Vol. 40, No. 9, pp. 37–46.
17. J.Y. MORRAN, D.B. BURSILL, M. DRIKAS, H. NGUYEN: A new technique for the removal of natural organic matter. Proc. of the AWWA WaterTECH Conference. Sydney (Australia) 1996.
18. M. KABSCH-KORBUTOWICZ, A. KOZAK, B. KRUPIŃSKA: Ion exchange – ultrafiltration integrated process as a useful method in removing natural organic matter from water. *Environment Protection Engineering* 2008, Vol. 34, No. 2, pp. 79–93.
19. T. H. BOYER: Removal of natural organic matter by anion exchange: Multiscale experimentation and mathematical modeling. PhD dissertation at University of North Carolina, Chapel Hill 2008.
20. N.V. BLESING, B.A. BOLTO, D.L. FORD, R. McNEILL, A.S. MacPHERSON, J.D. MELBOURNE, F. MORT, R. SIUDAK, E.A. SWINTON, D.E. WEISS, D. WILLIS: Some ion exchange processes for partial demineralization. In: Ion Exchange Processes in Pollution Control. Society of Chemical Industry. London 1970, pp. 371–381.
21. B. SANI, E. BASILE, L. ROSSI, C. LUBELLO: Magnetic ion exchange resin treatment for drinking water production. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 2009, Vol. 58, No. 1, pp. 41–50.
22. www.pwntechnologies.nl.
23. Y. TAN, J.E. KILDUFF: Factors affecting selectivity during dissolved organic matter removal by anion-exchange resins. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 18, pp. 4211–4221.
24. P.A. NEALE, A.I. SCHÄFER: Magnetic ion exchange: Is there potential for international development? *Desalination* 2009, Vol. 248, pp. 160–168.

25. M. MOŁCZAN: Wpływ warunków mieszania na kinetykę usuwania substancji organicznych z wody w procesie magnetycznej wymiany jonowej. *Ochrona Środowiska* 2012, vol. 34, nr 4, ss. 9–16.
26. M.R.D. MERGEN, B. JEFFERSON, S.A. PARSONS, P. JARVIS: Magnetic ion-exchange resin treatment: Impact of water type and resin use. *Water Research* 2008, Vol. 42, pp. 1977–1988.
27. D. HONGVE: Anionic exchange as a potential method for removal of humus in drinking water treatment. *Science of Total Environment* 1989, Vol. 81/82, pp. 249–256.
28. D. HONGVE, J. BAANN, G. BECHER, O. BECKMANN: Experiences from operation and regeneration of an anionic exchanger for natural organic matter (NOM) removal. *Water Science and Technology* 1999, Vol. 40, No. 9, pp. 215–221.
29. R. FABRIS, E.K. LEE, Ch. CHOW, V. CHEN, M. DRIKAS: Pre-treatments to reduce fouling of low pressure micro-filtration (MF) membranes. *Journal of Membrane Science* 2007, Vol. 289, pp. 231–240.
30. T.H. BOYER, P.C. SINGER: A pilot-scale evaluation of magnetic ion exchange treatment for removal of natural organic material and inorganic anions. *Water Research* 2006, Vol. 40, pp. 2865–2876.
31. H. HUMBERT, H. GALLARD, H. SUTY, J.-P. CROUÉ: Performance of selected anion exchange resins for the treatment of high DOC content surface water. *Water Research* 2005, Vol. 39, pp. 1699–1708.
32. D.A. FEARING, J. BANKS, S. GUYETAND, C. MONFORTE EROLES, B. JEFFERSON, D. WILSON, P. HILLIS, A.T. CAMPBELL, S.A. PARSONS: Combination of ferric and MIEX[®] for the treatment of a humic rich water. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 10, pp. 2551–2558.
33. E.R. CORNELISSEN, N. MOREAU, W.G. SIEGERS, A.J. ABRAHAMSE, L.C. RIETVELD, A. GREFT, M. DIGNUM, L.P. WESSELS: Selection of anionic exchange resins for removal of natural organic matter (NOM) fractions. *Water Research* 2008, Vol. 42, pp. 413–423.
34. B. BOLTO, D. DIXON, R. ELDRIDGE: Ion exchange for the removal of natural organic matter. *Reactive & Functional Polymers* 2004, Vol. 60, pp. 171–182.
35. M. GOTTLIEB: The reversible removal of naturally occurring organics using resins regenerated with sodium chloride. *Ultrapure Water* 1996, Vol. 11, pp. 53–58.
36. R.S. KINGBURY, P.C. SINGER: Effect of magnetic ion exchange and ozonation on disinfection by-product formation. *Water Research* 2013, Vol. 47, pp. 1060–1072.
37. T.V. NGUYEN, R. ZHANG, S. VIGNESWARAN, H.H. NGO, J. KANDASAMY, P. MATHES: Removal of organic matter from effluents by Magnetic Ion Exchange (MIEX[®]). *Desalination* 2011, Vol. 267, pp. 96–102.
38. M. KABSCH-KORBUTOWICZ: Zaawansowane metody usuwania naturalnych substancji organicznych z wody. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2012, vol. 92.
39. Final Report – Stage 2 DBPR Compliance Plan Evaluation of Advanced Treatment Technologies, Hazen & Sawyer Project No. 32135-001, Charlottesville 2012.
40. J.P. de MOEL, J.Q.J.C. VERBERK, J.C. van DIJK: Drinking water Principles and Practices. World Scientific Publishing Co., Singapore 2006.
41. Highlights of a Busy Year for: Orica Watercare. Employee Profile. *MIEX[®]PRESS* 2012, No. 33, pp. 1–2.
42. Carbon Footprint of TOC Removal Technologies. Technical Note V0509 (<http://www.miexresin.com>).
43. M. EDWARDS, S. TRIANTAFYLIDOU: Chloride-to-sulfate mass ratio and lead leaching to water. *Journal American Water Works Association* 2007, Vol. 99, No. 7, pp. 96–109.
44. S. BREESE: Magnetic ion exchange for DOC and colour removal – over-hyped or under-used? Proc. of BCWWA Annual General Meeting, Penticton (British Columbia) 2007.
45. M. BOURKE, M. SLUNJSKI, B. O'LEARY, P. SMITH: Scale-up of the MIEX[®]DOC process for full scale water treatment plants ([http://www.miexresin.com/business/che/watercare/rwpattach.nsf/PublicbySrc/WanAUSAWAFC99.pdf/\\$file/WanAUSAWAFC99.pdf](http://www.miexresin.com/business/che/watercare/rwpattach.nsf/PublicbySrc/WanAUSAWAFC99.pdf/$file/WanAUSAWAFC99.pdf)).
46. A. GREFTE, M. DIGNUM, E.R. CORNELISSEN, L.C. RIETVELD: Natural organic matter removal by ion exchange at different positions in the drinking water treatment lane. *Drinking Water Engineering and Science* 2013, Vol. 6, pp. 1–10.
47. S. GIBBS: Ion exchange system helps remove DOC, limit DBPs. *Water World* 2009, Vol.25, No. 11.
48. Nanofiltration treatment of MIEX[®] process waste (http://www.miexresin.com/files/pdfs/TechNote_Waste_Treatment-NF_V0508.pdf).
49. A.K. SENGUPTA, P. LI, B.J. MURRAY, S.D. HARRISON, G.M. VERO: Process for treating concentrated salt solutions containing DOC. US Patent No. US 7,540,965 B2, 2009.
50. M. KABSCH-KORBUTOWICZ, J. WIŚNIEWSKI, S. ŁAKOMSKA, A. URBANOWSKA: Application of UF, NF and ED in natural organic matter removal from ion-exchange spent regenerant brine. *Desalination* 2011, Vol. 280, pp. 428–431.
51. EcoRegen[™] Ultra Low-Waste MIEX[®] Regeneration System (www.miexresin.com/files/pdfs/EcoRegen_Brochure_R0610.pdf).
52. R. WASIELEWSKI, M. PIECHACZEK: Wpływ odzysku zużytych jonitów w bateriach koksowniczych na zmiany parametrów jakościowych i strukturę koksu. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska* 2010, vol. 12, nr 3, ss. 41–48.

Kabsch-Korbutowicz, M. Application of Ion Exchange to Natural Organic Matter Removal from Water. *Ochrona Środowiska* 2013, Vol. 35, No. 1, pp. 11–18.

Abstract: Application of ion exchange process to removal of natural organic matter (NOM) from water was discussed. The majority of natural organic particles show properties of macroions and therefore they may be removed using anion exchange resins. Also, the fraction of organic compounds lacking electric charge may be removed from water using ion exchange adsorption. It was proved that efficiency of NOM removal depends, among others, on the physicochemical properties of water being purified,

type and properties of the resin used as well as on the ion exchange method. The advantages of ion exchange process application to NOM separation from water include, apart from very high efficiency, minimum secondary water contamination and low amount of wastes to be disposed. Additionally, an increasing popularity of ion exchange in drinking water treatment results from investment and operating costs being comparable to costs of equally effective water treatment processes like nanofiltration or activated carbon adsorption.

Keywords: Humic substances, anion exchange resin, MIEX[®].