

Maria Świdorska-Bróz

Związki azotowe i humusowe: uciążliwe domieszki wód podziemnych

Malejąca ilość wód podziemnych o dobrej jakości zmusza do ujmowania również takich, które zawierają zanieczyszczenia traktowane jako uciążliwe. Do nich zaliczyć należy m.in. substancje humusowe oraz związki azotowe. Ich obecność w ujmowanej wodzie komplikuje układy uzdatniania, natomiast ich występowanie w wodzie przeznaczonej do picia i potrzeb gospodarczych stwarza zagrożenie dla zdrowia jej odbiorców.

Występowanie i właściwości substancji humusowych i związków azotowych w wodach podziemnych

Obecność związków humusowych w wodach podziemnych związana jest z budową geologiczną warstw wodonośnych. Domieszki te są zanieczyszczeniami pochodzenia naturalnego i w stanie czystym są obojętne dla zdrowia. Występować one mogą w ilościach od śladowych do bardzo dużych, nawet do kilkuset g/m³, przy czym największe stężenia stwierdzone są w wodach miocenkich. Wśród frakcji kwasów humusowych, obecnych w wodach podziemnych, dominują kwasy humusowe i hymatomelanowe, decydujące głównie o intensywności barwy wody. Mimo, iż ich zawartość nie jest normowana w wodzie do picia i potrzeb gospodarczych, domieszki te muszą być z niej usuwane.

Kwasy humusowe powodują wzrost intensywności barwy oraz utlenialności wody, tj. wskaźników pozostających przy stałym pH w liniowej korelacji ze stężeniem kwasów humusowych. Mogą być one również nośnikami innych niebezpiecznych dla zdrowia zanieczyszczeń, np. metali tworzących rozpuszczalne w wodach kompleksy z tymi organicznymi liganda-

mi. Substancje humusowe, jako związki bardzo aktywne chemicznie, w środowisku wodnym reagują z domieszkami nieorganicznymi i organicznymi. Wynikiem tych interakcji w wodach podziemnych, zawierających związki żelaza, są barwne i stabilne połączenia kwasów humusowych z żelazem, a głównie z jonami Fe(II) [1]. W zależności od wartości pH, a także stosunku stężeń jonów żelaza do ligandów organicznych, powstają połączenia koloidalne, rozpuszczalne lub trudno rozpuszczalne w wodzie. Z uwagi na fakt, iż w wodzie podziemnej obecne są głównie trudno rozpuszczalne frakcje tych kwasów, pewną rolę w wiązaniu żelaza odgrywa również sorpcja. Powstanie aglomeratów: żelazo — kwasy humusowe zwiększa znacznie intensywność barwy wody oraz najczęściej uniemożliwia utlenienie Fe(II) do Fe(III), co komplikuje znacznie proces odżelaziania.

Kolejnym niebezpieczeństwem wynikającym z obecności kwasów humusowych w wodzie jest możliwość powstawania toksycznych trójhalemtanów (THM-ów) podczas chlorowania, najczęściej stosowanego sposobu dezynfekcji wody. Liczne badania wykazały wprost proporcjonalną zależność między ilością powstających THM-ów a zawartością węgla organicznego (a więc i substancji humusowych). Stwierdzono również, iż problem ten jest szczególnie istotny podczas chlorowania wód powierzchniowych oraz, że nie można go lekceważyć w przypadku wód podziemnych. W badaniach [2] określono potencjał tworzenia THM-ów (PTTHM) w 50 różnych próbkach wód podziemnych zawierających węgiel organiczny w ilościach 0,21÷3,31 gC/m³. Wartości PTTHM po 96 h kontaktu prób z 5 gCl₂/m³ wynosiły 5,3÷178 µg/dm³, a więc były większe od stężeń ustalonych w wielu krajach jako dopuszczalne. W związku z powyższym, podczas oczyszczania wody podziemnej zanieczyszczonej związkami humusowymi, chlor może być daw-
kowany do wody po wcześniejszym usunięciu prekursorów THM-ów (do których należą kwasy humusowe).

Związki azotowe występujące w wodach podziemnych, to głównie azot azotanowy i amonowy. Ich źródłem mogą być ścieki miejskie, przemysłowe, odcieki z wysypisk odpadów, spływy obszarowe, przebiegi z pól uprawnych nawożonych nawozami mineralnymi i obornikiem, a także biochemiczne wiązanie azotu [3]. Na zanieczyszczenie związkami azotowymi szczególnie narażone są czwartorzędowe wody podziemne na terenach pól uprawnych intensywnie nawożonych oraz wody infiltracyjne.

Głównym powodem nadmiernych ilości azotanów w wodach jest niewłaściwe jednorazowe nawożenie upraw zbyt dużymi dawkami szybko rozpuszczalnych nawozów azotowych. Stężenia azotanów w wodach podziemnych w Polsce wynoszą od śladów do 100 gN/m³ [4], a w niektórych rejonach notowano nawet większe ich zawartości [5]. Podobnie zawartości azotu amonowego są największe w płytkich wodach podziemnych w pobliżu pastwisk, ferm hodowlanych, osiedli nie posiadających kanalizacji i oczyszczalni ścieków oraz w wodach infiltracyjnych. Stężenia amoniaku mogą wynosić wówczas do kilku gN/m³ [4]. W wodach infiltracyjnych wzrost stężenia NH₄⁺ obserwuje się w okresie niskich temperatur, powodujących zahamowanie procesu nitryfikacji.

W głębokich wodach podziemnych azot amonowy jest pochodzenia geologicznego i wówczas jego obecności nie należy łączyć z zanieczyszczeniem wód. Azot amonowy nie stanowi bezpośredniego zagrożenia dla zdrowia człowieka, natomiast jego obecność w wodzie stwarza kłopoty przy dezynfekcji chlorem, przyspiesza korozję, a stężenia większe od 0,7 gN/m³ utrudniają, a niekiedy wręcz uniemożliwiają odmanganianie wody w technicznie opanowanym procesie filtracji przez złoża wpracowane. Jony amonowe obecne w oczyszczanej wodzie utleniają się na złożu wpracowanym kosztem redukcji dwutlenku manganu i proporcjonalnie do stężenia zmniejszają stopień usuwania manganu. Przykładem mogą być efekty odmanganiania uzyskiwane w zakładzie uzdatniania wody, będącej mieszaniną wody podziemnej i infiltrującej z zanieczyszczonej rzeki, a zawierającej mangan i azot amonowy odpowiednio w ilościach do 0,8 gMn/m³ i 2,1 gN/m³. Właściwa eksploatacja układu oczyszczania wody: napowietrzanie otwarte + filtracja pospieszna przez złoża piaskowe (tylko w niewielkim stopniu wpracowane do usuwania manganu) zapewniła zaledwie średnio 20% obniżenia stężenia manganu [6].

Azot azotanowy jest natomiast powodem methemoglobinemii u niemowląt oraz może być prekursorem kancerogenezy u dorosłych. Jony NO₂⁻ trafiające do

organizmu, w wyniku redukcji do NO₂⁻, a następnie reakcji NO₂⁻ z drugorzędowymi aminami lub amidami, tworzą N-nitrozoaminę — związek kancerogeny.

W świetle przedstawionych informacji, konieczność usuwania azotu azotanowego oraz kwasów humusowych jest bezdyskusyjna z uwagi na ich ujemny wpływ na zdrowie konsumentów wody.

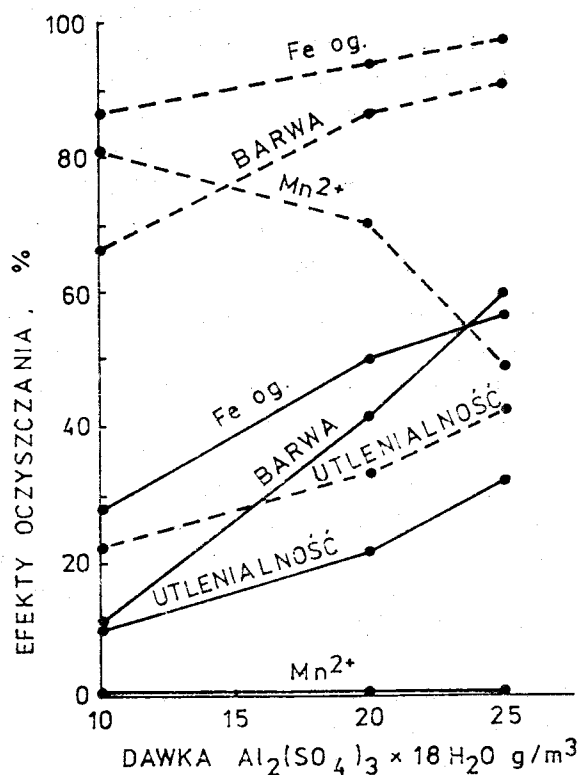
Usuwanie substancji humusowych i związków azotowych z wód

Podczas uzdatniania wody zanieczyszczonej substancjami humusowymi należy bezwzględnie pamiętać, iż zanieczyszczenia te muszą być usunięte z wody przed jej chlorowaniem, a więc możliwością powstania toksycznych THM-ów. Spośród możliwych do wykorzystania w warunkach technicznych sposobów na uwagę zasługuje koagulacja siarczanem glinowym, szczególnie realizowana w złożu filtracyjnym. Zapewnia ona zarówno usunięcie kwasów humusowych, jak i ich połączeń z żelazem.

Podczas koagulacji z jednej strony wykorzystuje się możliwość neutralizacji ujemnie naładowanych anionów organicznych lub ich połączeń z żelazem przez jony Al(III) i ich dodatnio naładowane akwokompleksy, zaś z drugiej dużą pojemność sorpcyjną świeżo strąconego Al(OH)₃.

Badania przeprowadzone dla wody podziemnej zanieczyszczonej kwasami humusowymi (do 11,6 g/m³), związkami żelaza (do 18 gFe/m³) i charakteryzującej się barwą do 250 gPt/m³ oraz utlenialnością do 9 gO₂/m³ wykazały, iż tradycyjnie stosowany układ oczyszczania wody podziemnej był całkowicie nieskuteczny. Wymagane efekty usuwania zanieczyszczeń zapewniła dopiero koagulacja siarczanem glinowym prowadzona w złożu piaskowym (d₁₀ = 0,65 mm, d₈₀ = 1,56 mm, H_z = 0,8 m, V_f = 7,5 m/h).

Zastosowanie koagulacji kontaktowej w złożu filtracyjnym zamiast koagulacji objętościowej poprawiło efekty oczyszczania, zmniejszyło wymaganą ilość urządzeń oraz dawkę koagulantu, a tym samym stworzyło lepsze warunki odżelaziania, a głównie odmanganiania wody (rys. 1). Mankamentem ograniczającym stosowanie koagulacji kontaktowej jest szybki przyrost strat ciśnienia w złożu. W badanym przypadku czas pracy złoża filtracyjnego wynosił 7,0 h. Analiza efektów wykazała, iż związki żelaza usuwane były łącznie z kwasami humusowymi (mierzonymi w sposób pośredni za pomocą barwy i utlenialności).



Rys. 1. Porównanie skuteczności koagulacji objętościowej (linie ciągłe) i kontaktowej w piaskowym złożu filtracyjnym (linie przerywane)

ci), głównie ich frakcjami barwnymi, a stężenia zanieczyszczeń w wodzie oczyszczonej pozostawały w zależności liniowej. Obrazują to poniższe równania:

— woda po koagulacji objętościowej i 2 h sedymentacji:

$$B = 10,36 + 13,51 \text{ Fe}; r = 0,972; p \gg 99\%$$

$$\text{Utl.} = 3,645 + 0,289 \text{ Fe}; r = 0,940; p \gg 99,9\%$$

— woda po koagulacji kontaktowej w złożu filtracyjnym:

$$B = 2,555 + 36,06 \text{ Fe}; r = 0,985; p \gg 99,9\%$$

$$\text{Utl.} = 4,627 + 0,837 \text{ Fe}; r = 0,730; p \gg 99,9\%$$

Potrzebę stosowania koagulacji siarczanem glinowym do usuwania żelaza z wody podziemnej charakteryzującej się dużymi wartościami intensywności barwy (do 160 gPt/m³) i utlenialności (do 23,8 gO₂/m³), a więc wskaźników będących pośrednią miarą stężenia kwasów humusowych, i zawartością żelaza do 27 gFe/m³ wykazano również w pracy [7]. Stwierdzono, że zarówno koagulacja objętościowa, jak i prowadzona w klarowniku umożliwiła usunięcie znacznych ilości związków żelaza, a także związanych z nimi barwy i utlenialności. Porównanie skuteczności

ci badanych sposobów prowadzenia koagulacji jednoznacznie wykazało większą efektywność procesu realizowanego w klarowniku z wykorzystaniem kontaktu oczyszczanej wody z warstwą osadu zawieszonego o wysokości 2,0 m.

Wysoki stopień usuwania kwasów humusowych uzyskać można również podczas ich strącania w środowisku alkalicznym, a także stosując procesy membranowe, jednak metody te są znacznie bardziej skomplikowane, a ostatnie wymagają wstępnego oczyszczania wody.

Znacznie więcej kłopotów powodują związki azotowe, których usuwanie z wody wymaga stosowania droższych i bardziej rozbudowanych układów technologicznych, wymagających starannej eksploatacji.

Azotany, jako bardzo dobrze rozpuszczalne w wodzie, nie są podatne na usuwanie w procesach koagulacji i strącania wapnem. Również ich chemiczna redukcja do azotu gazowego nie zapewnia wystarczającego stopnia usuwania [5]. Dobre efekty uzyskać można stosując procesy membranowe (elektrodializę lub odwróconą osmozę), wymianę jonową oraz biologiczną denitryfikację. Zastosowanie tych metod w praktyce jest jednak kłopotliwe z uwagi na wymagania eksploatacyjne i duże koszty. Procesy membranowe są bardzo energochłonne, a ich zastosowanie wymaga wcześniejszego oczyszczenia wody ze względu na konieczność ochrony drogich membran przed ich zarażaniem. Ponadto z uwagi na brak selektywnych membran, z wody (poza azotanami) usuwa się wiele mikroelementów niezbędnych dla zdrowia. Uniknąć tego można stosując procesy membranowe do uzdatniania tylko określonej części wody. Podobne problemy pojawiają się przy wykorzystaniu wymiany jonowej na żywicach anionowymiennych, których zastosowanie do uzdatniania wody przeznaczonej do picia wymaga atestu PZH. Wysoki stopień usuwania azotanów zapewniają silnie zasadowe anionity. Porównywalnie dużą skuteczność uzyskać można również przy wykorzystaniu anionitów słabo zasadowych przy spełnieniu warunku, iż dopływająca na anionit woda charakteryzuje się odczynem kwasowym.

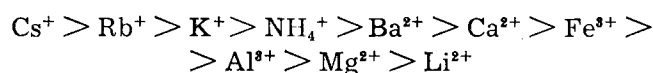
Kolejną metodą jest biologiczna denitryfikacja, będąca również kłopotliwym procesem, lecz jest najtańsza z trzech omawianych [3]. Proces ten jest jednak znacznie trudniejszy w eksploatacji w przypadku usuwania azotanów z wody niż ze ścieków. Dla właściwej egzystencji heterotroficznych lub autotroficznych bakterii denitryfikacyjnych (odpowiedzialnych za redukcję NO₃⁻ do N₂), do wody należy dodawać odpowiednie ilości związków fosforu oraz związków energetycznych — organicznych połączeń węgla w przypadku organizmów heterotroficznych,

bądź siarki lub wodoru gazowego — będących źródłem energii dla organizmów autotroficznych. Woda po procesie denitryfikacji w zależności od warunków prowadzenia procesu i skuteczności jej oczyszczania może zawierać nadmierną ilość bakterii i ich metabolitów (niekiedy toksycznych), siarki, substancji organicznych, a w przypadku niepełnej denitryfikacji — związków azotu. Mimo powyższych uciążliwości metoda ta, przy użyciu kwasu octowego jako donora elektronów, stosowana jest we Francji i zapewnia zmniejszenie stężenia azotanów z 30 do < 10 gN/m³ [5].

Kolejnym zanieczyszczeniem komplikującym uzdatnianie wód podziemnych jest azot amonowy. Obecnie brak jest efektywnych i w miarę prostych metod usuwania amoniaku z wody. Stosowane tradycyjnie napowietrzanie i filtracja wód podziemnych obniżają stężenie azotu amonowego o ok. $0,1 \div 0,3$ gN/m³ [3]. Dużą skuteczność jego usuwania zapewnia chlorowanie do punktu przełamania — zapewniające utlenienie NH_4^+ do N_2 . Wymagana jest jednak duża dawka chloru (stosunek wagowy Cl_2 do amoniaku wynosi teoretycznie ok. 7,6:1 zaś praktycznie 10:1), przy czym istnieje niebezpieczeństwo powstania chlorowanych związków (głównie organicznych) oraz potrzeba dechloracji wody [8]. Dla właściwego przebiegu procesu wymagane jest zapewnienie nie tylko optymalnej dawki chloru ale i wartości $\text{pH} \approx 7,5$, wymaganej intensywności mieszania i czasu kontaktu > 30 min. Ponadto z uwagi na towarzyszący wzrost stężenia jonów H^+ do wody równocześnie z wodą chlorową należy dawkować ług, co w konsekwencji powoduje wzrost zasolenia wody. Stosowanie mniejszych dawek chloru prowadzi do wiązania amoniaku do chloramin, które są trwałe w wodzie jedynie w obecności równowagowej ilości amoniaku, a ich rodzaj zależy od pH i temperatury wody. Chloraminowanie zapobiega powstawaniu THM-ów [9] (azot amonowy działa wówczas jako konkurent prekursorów organicznych w reakcji z chlorem), lecz w obecności azotu organicznego powstają chloraminy organiczne. Obniżenie stężenia NH_4^+ w wodzie uzyskać można dawkując do wody KMnO_4 , który w środowisku obojętnym lub zasadowym redukuje się do MnO_2 posiadającego właściwości sorpcyjne w stosunku do NH_4^+ [8].

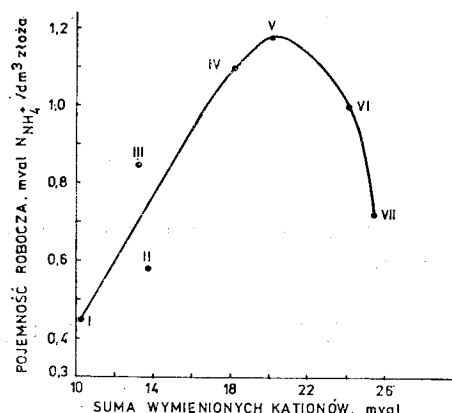
Kolejnym procesem umożliwiającym usuwanie azotu amonowego z wody jest filtracja sucha ze współ- lub przeciwprądowym doprowadzeniem powietrza. Proces ten jest jednak skuteczny wówczas, gdy stężenia związków żelaza i manganu w oczyszczanej wodzie nie przekraczają 1 g/m³ zaś amoniaku 2 gN/m³. Przy większej zawartości wyżej wymienionych do-

mieszek wymagane jest wstępne odżelazianie wody, a następnie filtracja sucha, niekiedy dwustopniowa [10, 11]. Możliwe jest również usuwanie amoniaku w procesie wymiany jonowej na klinoptylolicie (zeolicie z grupy glinokrzemianów), którego selektywność wymiany kationów obrazuje poniższy szereg:



Pojemność wymienna tego minerału zależy od stosunku molowego $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$, średnicy porów szkieletu zeolitu, sposobu jego aktywacji, składu fizyczno-chemicznego uzdatnianej wody i warunków prowadzenia procesu. Zalecane parametry technologiczne są następujące: $\text{pH} = 5 \div 8$, obciążenie hydrauliczne jonitu $6,5 \div 13,0$ m³/m²h, średnica ziaren $d = 0,75 \div 2,5$ mm, a wymiana w cyklu sodowym. Podawana przez różnych autorów zdolność wymienna wynosi $0,057 \div 1,97$ mval N/g [8].

Selektywność klinoptylolitu w stosunku do jonów NH_4^+ jest ograniczona, gdyż wymienia on również inne kationy obecne w uzdatnianej wodzie. Potwierdziły to wyniki badań przeprowadzonych dla roztworów modelowych przy zastosowaniu klinoptylolitu o składzie: $(\text{Na}_{0,37} \text{K}_{0,506} \text{Mg}_{0,112} \text{Ti}_{0,024} \text{Sr}_{0,008} \text{Ca}_{0,61} \text{Al}_{2,354} \text{Fe}_{0,04} \text{Si}_{9,854} \text{O}_{24}) \cdot 7,753 \text{H}_2\text{O}$ [12]. Wyznaczona pojemność robocza z uwagi na usuwanie NH_4^+ (pozostałe stężenie $\text{NH}_4^+ < 0,5$ gN/m³) leżała w zakresie $0,45 \div 1,18$ mval N/dm³ złoża i zależała od rodzaju i stężenia wymienianych kationów.



Początkowe stężenie kationów, gkt/m ³					
Roztwór	NH_4^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}
I	2,14	62,9	10,5	0,3	0,1
II	2,04	60,0	10,6	0,3	0,1
III	2,18	60,0	12,0	1,1	1,26
IV	1,8	30,7	6,4	0,15	0,05
V	2,34	34,3	6,4	0,15	0,05
VI	1,94	60,1	10,7	1,64	0,1
VII	1,39	65,7	10,7	1,2	0,1

Rys. 2. Wpływ początkowego stężenia kationów na roboczą pojemność wymienną klinoptylolitu

Przedstawiona na rysunku 2 zależność jednoznacznie wskazuje, iż wraz ze wzrostem początkowego stężenia jonów Ca(II) i Mg(II) zmniejszała się wartość roboczej pojemności wymiennej (q_r) klinoptylolitu. Stwierdzono również, że obecność jonów Fe(III) nieznacznie zwiększała skuteczność wymiany jonów NH_4^+ , czego nie potwierdzają wyniki badań uzyskane przez innych autorów. Wyjaśnienie tego zjawiska wymaga dalszych badań. Z uwagi na warunki hydrauliczne (przyrost strat ciśnienia w złożu w wyniku zatrzymywania w nim wytrącającego się Fe(OH)_3) w przypadku znacznych zawartości żelaza w oczyszczanej wodzie, proces wymiany jonowej należałoby poprzedzić odżelazianiem wody.

Mankamentem wymiany jonowej na klinoptylolicie jest niewielka robocza zdolność wymienna azotu amonowego z wód naturalnych zawierających inne wymieniane kationy, a więc zbyt częsta regeneracja złoża, a także równoczesne usuwanie jonów Ca(II) i Mg(II) (zmiękczenie wody). Przy zastosowaniu wymiany jonowej do usuwania zarówno azotu amonowego jak i azotanowego, eksploatację układu uzdatniania wody komplikują powstające w wyniku regeneracji złoża jonowymiennych zużyte roztwory regeneracyjne — wymagające unieszkodliwiania. Do unieszkodliwiania roztworów powstających po regeneracji klinoptylolitu można wykorzystać biologiczną nitryfikację, odpędzanie amoniaku powietrzem bądź oczyszczanie elektrolityczne. Teoretycznie możliwe jest również wykorzystanie dwóch pierwszych procesów do usuwania NH_4^+ z wody, lecz stosowanie ich stwarza duże kłopoty eksploatacyjne.

Badania nad wykorzystaniem biologicznej nitryfikacji azotu amonowego przebiegającej w złożu z węgla aktywnego wykazały, że utlenienie NH_4^+ do NO_3^- było możliwe po wpracowaniu się złoża (trwającym 20 dni) i przy obecności wystarczającej ilości tlenu rozpuszczonego w oczyszczanej wodzie równej $4,57 \text{ gO}_2/\text{gN}$ [13]. Metoda ta nie usuwa jednak z wody związków azotowych, a jedynie zmienia formę ich występowania.

Wnioski

1. Związki azotowe i humusowe, z uwagi na ich niekorzystny wpływ na zdrowie odbiorców wody przeznaczonej do picia i potrzeb gospodarczych, muszą być usuwane z wody.
2. Obecność tych zanieczyszczeń oraz potrzeba ich usuwania z wód podziemnych powodują, że tradycyjnie stosowane procesy uzdatniania wód podziemnych są niewystarczająco skuteczne i muszą być zastępowane innymi, lecz bardziej skomplikowanymi.

3. Dużą efektywność usuwania kwasów humusowych i ich połączeń z żelazem zapewnia koagulacja kontaktowa siarczanem glinowym prowadzona w złożu filtracyjnym lub w osadnikach z osadem zawieszonym.

4. Brak jest skutecznych i równocześnie w miarę prostych metod usuwania azotanów i azotu amonowego z wody. Możliwe do wykorzystania procesy komplikują układy technologiczne i wymagają bardzo starannej eksploatacji, a o ich wyborze decydować powinny rodzaj i stężenie usuwanego związku azotowego.

LITERATURA

1. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Usuwanie organicznych połączeń żelaza z wód podziemnych. *GWITS*, nr 1991/1, s. 18.
2. R.E. MILLER, S.J. RANDTKE, L. R. HATHAWAY: Organic carbon and THM formation potential in Kansas groundwater. *JAWWA*, 1990/3, s. 49.
3. A.L. KOWAL: Zanieczyszczenie wód związkami azotowymi. *Ochrona Środowiska*, nr 3 (29), 1986 s. 3.
4. W. ROSZAK: Kształtowanie się składu chemicznego płytkich wód podziemnych w pradolinie Odry w rejonie Wrocławia. *Prace Geologiczno-Mineralogiczne*, Wyd. Uniwers. Wrocław., Wrocław 1991.
5. J. WĄSOWSKI: Sposoby usuwania azotanów z wód podziemnych. *GWITS*, nr 1988/7, s. 141.
6. A.L. KOWAL, J. MACKIEWICZ, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Określenie wpływu domieszek wody z rzek Prosną i Ołoboku na ujęcia wody podziemnej dla m. Kalisza i Ostrowa Wlkp. Raport Inst. Inż. Ochr. Środ. PWr., nr SPR 43/86.
7. W. SAWINIĄK: Badania nad zastosowaniem wodorotlenku żelazowego do usuwania dużych ilości żelaza i manganu z wód podziemnych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*, nr 1053, Gliwice 1990.
8. S. BIŁOZOR: Przegląd metod usuwania azotu amonowego z wody do picia. *Mat. konf. „Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i wsi”*, PZITS Katowice, Wisła 1989.
9. Y. ARGAMAN i in.: Preventing haloform formation in treated surface water. *JAWWA*, 1984/4, s. 172.
10. J. WĄSOWSKI: Uzdatnianie wody na filtrach suchych. *GWITS*, nr 1989/1, s. 16.
11. J. MACKIEWICZ: Doświadczenia w oczyszczaniu wód podziemnych. *Mat. XXVI Sem. Projektantów Wodociągów*, BPBK Kraków, Dobczyce 1990.
12. A. PATYNA: Ocena przydatności klinoptylolitu w uzdatnianiu wody podziemnej zanieczyszczonej azotem amonowym. *Maszynopis*, PWr. I-15, 1990.
13. S. BIŁOZOR, Z. SOZAŃSKA: Proces nitryfikacji w biologicznie aktywnych filtrach węglowych. *Ochrona Środowiska*, nr 2—3 (32—33), 1987.

NITROGEN COMPOUNDS AND HUMIC ACIDS: TROUBLESOME POLLUTANTS OF GROUNDWATERS

The presence of humic acids and nitrogen compounds in groundwater creates serious troubles. Since these pollutants may have health implications, they should be removed from the water which is to be used for drinking or household

purposes. Another troublesome problem is the removal of these species, which complicates the technological systems of groundwater treatment. In this paper some techniques have been proposed to enable an efficient abatement of humic-acid and nitrogen-compound concentrations. The treatment effects achieved by some of the unit processes are discussed in detail.