

**Marek M. SOZAŃSKI¹,
Łukasz WEBER²,
Joanna JEŻ-WALKOWIAK¹**

*¹Politechnika Poznańska
Instytut Inżynierii Środowiska
Zakład Zaopatrzenia w Wodę
Poznań*

*²Zespół Specjalistów ds. Badań i Wdrożeń
Mikrosil Polska Sp z o.o.
Września*

USUWANIE JONÓW AMONOWYCH Z WODY PODZIEMNEJ. BADANIA PILOTOWE NA STACJI UZDATNIANIA WODY „ODRA” W ŚWINOUJŚCIU

REMOVAL OF AMMONIA IONS FROM GROUNDWATER. RESULTS OF PILOT STUDIES ON WTP „ODRA” IN ŚWINOUJŚCIE

1. Wprowadzenie

Obowiązujące przepisy z zakresu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi określają maksymalną zawartość jonu amonowego na poziomie $0,5 \text{ mg NH}_4^+/\text{L}$. W 2007 roku nastąpiła zmiana przepisów w stosunku do Rozporządzenia z 2002 roku, w którym maksymalne stężenie jonu amonowego na poziomie $0,5 \text{ mg/L}$ dotyczyło wód chlorowanych, natomiast w przypadku wód niechlorowanych normy spełniała woda zawierająca do $1,5 \text{ mg NH}_4^+/\text{L}$. Obecnie wiele Zakładów Uzdatniania Wody (ZUW), w których do tej pory były spełnione wymagania dotyczące jakości wody uzdatnionej, stanęło przed koniecznością intensyfikacji procesów usuwania azotu amonowego.

Można wyróżnić trzy podstawowe metody usuwania azotu amonowego:

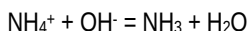
- odgazowanie,
- biologiczna nityfikacja,
- wymiana jonowa.

Pośród wymienionych sposobów najczęściej stosowana jest metoda druga. Proces nityfikacji zachodzi często przy okazji innych procesów uzdatniania wody podziemnej np.: usuwania manganu czy żelaza. Aby proces nityfikacji przebiegał z wystarczającą efektywnością konieczne jest przestrzeganie ścisłych zasad technologicznych.

W artykule przedstawiono podstawowe zagadnienia teoretyczne procesu nityfikacji oraz wyniki badań pilotowych nad usuwaniem azotu amonowego prowadzonych w ZUW w Świnoujściu.

2. Metody usuwania azotu amonowego z wody podziemnej

Na formę występowania azotu amonowego w wodzie podziemnej bezpośredni wpływ ma odczyn wody, zgodnie z równaniem równowagi:



Im odczyn wody jest wyższy, tym więcej azotu amonowego występuje w formie gazowej, jako NH_3 . Przy wartościach pH typowych dla wód naturalnych azot amonowy występuje prawie wyłącznie jako jon NH_4^+ . Występowanie azotu amonowego w formie NH_3 (przy wysokim odczynie wód pozwala usunąć ten związek przy użyciu napowietrzania otwartego. Metoda ta pozwala na usunięcie całego azotu amonowego występującego w formie gazowej, przy zachowaniu:

- maksymalnego rozdeszczenia napowietrzanej wody, pozwalającego zwiększyć powierzchnię międzyfazową wymiany gazów,
- efektywnego odprowadzenia wydzielonych w czasie napowietrzania gazów.

Urządzeniami nadającymi się do tego celu są m.in. kaskady napowietrzające i złoża ociekowe. Metodą napowietrzania nie da się jednak usunąć z wody amoniaku w postaci NH_4^+ , dominującego w wodach podziemnych o odczynie zbliżonym do obojętnego. Podwyższanie pH podnosi efektywność usuwania azotu amonowego w procesie napowietrzania, jednak jest to metoda kosztowna i wymagająca dawkowania do wody reagentów chemicznych.

W klasycznych układach uzdatniania wody podziemnej usuwanie azotu amonowego w ilościach nie przekraczających $1,0 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$ może odbywać się przy zachowaniu pewnych zasad technologicznych przy okazji procesów odżelaziania i odmanganiania wody w procesie filtracji przez złoża filtracyjne. Poniżej zostaną przedstawione warunki efektywnego usuwania azotu amonowego z wody na drodze nityfikacji.

2.1. Nityfikacja azotu amonowego - teoria

Biologiczne utlenianie jonu amonowego odbywa się w toku dwuetapowej nityfikacji.

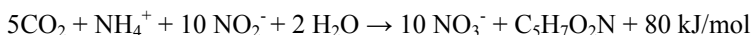
W pierwszym etapie bakterie *Nitrosomonas* utleniają jon amonowy do jonu azotowego NO_2^- . W drugim natomiast bakterie *Nitrobacter* utleniają powstałe w pierwszym etapie azotyny do azotanów. Oba gatunki bakterii wykorzystują do przebiegu wspomnianych procesów tlen oraz dwutlenek węgla jako źródło węgla.

Przebieg procesu nityfikacji można zilustrować w następujących reakcjach

I etap - bakterie *Nitrosomonas*:



II etap bakterie *Nitrobacter*:



$\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ – uproszczony wzór chemiczny komórki bakteryjnej

Efektywny przebieg procesu biochemicznego utleniania amoniaku wymaga długich czasów kontaktu. Szybkość wzrostu bakterii nityfikacyjnych zależy od stężeniem tlenu i amoniaku jako podstawowych substratów procesu, a także w mniejszym stopniu od zawartości ortofosforanów i zasadowości wody.

Podstawowymi czynnikami wpływającymi na efektywność procesów biochemicznego utleniania azotu amonowego z wód podziemnych są:

- Stężenie tlenu rozpuszczonego. Stechiometrycznie ilość tlenu potrzebna do utlenienia jonu amonowego do jonu azotynowego (I etap nityfikacji) jest równa 3,43 mgO₂/mgN, a dla drugiego etapu (utlenienie jonu azotynowego do azotanowego) wynosi 1,14 mgO₂/mgN. W sumie na oba etapy nityfikacji potrzeba 4,57 mgO₂/mgN. Praktyka pokazuje, że rzeczywiste zużycie tlenu na procesy nityfikacji zazwyczaj jest niższe. Istnieje minimalna wartość stężenia tlenu w wodzie, poniżej której znacznie obniża się prędkość nityfikacji. Dla pierwszej fazy (bakterie Nitrosomonas) wartość ta wynosi 2,0 mgO₂/L, dla drugiej (bakterie Nitrobacter) 4,0 mgO₂/L. Proces nityfikacji ustaje, gdy stężenie O₂ obniży się poniżej 0,08 mgO₂/L (w praktyce poniżej 0,20 mgO₂/L).
- Temperatura. Ze względu na fakt, iż bakterie nityfikacyjne są organizmami mezofilnymi optymalna temperatura dla ich rozwoju wynosi 28 – 36 °C. Proces przebiega bez większych zakłóceń i wystarczająco efektywnie przy temperaturze 8,0 – 12,0 °C. Literatura podaje, że minimalną temperaturą dla nityfikacji są 2,0-4,0 °C.
- Odczyn wody. Odczynem optymalnym dla przebiegu nityfikacji jest 7,6 (według niektórych źródeł 7,2). Przy odczynie niższym od 6,6 wydajność nityfikacji spada o ponad połowę. W wyniku biochemicznego utleniania azotu amonowego następuje spadek wartości zasadowości wody, co ma znaczenie zwłaszcza w przypadku wód o bardzo niskiej zasadowości. Obniżenie zasadowości wynosi 7,0 mgCaCO₃/1,0 mgNH₄⁺. W wodach o słabych zdolnościach buforujących możemy mieć do czynienia z lokalnymi spadkami pH, które spowalniają przebieg procesu nityfikacji. Nityfikacja ustaje, gdy wartość zasadowości spada poniżej 25,0 mgCaCO₃/L. Praktyka pokazuje, że przy zasadowości < 50,0 mgCaCO₃/L zauważa się wyraźne spowolnienie procesu.
- Substraty i produkty reakcji. Bakterie Nitrosomonas (pierwsza faza nityfikacji) są wrażliwe na nadmierne stężenie jonów NO₂⁻ (nagromadzenie produktów własnego metabolizmu), natomiast Nitrobacter na nadmierne stężenie jonu amonowego – NH₄⁺. Dotyczy to stężeń znacznie przekraczających wartości występujące w wodach naturalnych.

W przebiegu procesu nityfikacji wyróżnia się cztery obszary, w których obserwuje się wyraźny wpływ stężenia substratów i pH na efektywność procesu [1]:

- obszar całkowitej inhibicji procesu wskutek obniżenia pH poniżej 5,0 (zakwaszenia produktami reakcji I etapu (azotynami w postaci kwasu azotowego (II)),
- obszar całkowitej inhibicji procesu wskutek nadmiernego stężenia amoniaku cząsteczkowego i pH > 7,7,
- obszar inhibicji utleniania azotynów (NO₂⁻),
- obszar pełnego przebiegu nityfikacji dla pH 5,5 – 7,5, przy zawartości azotu amonowego < 50,0 mgNH₄/L)

Należy zwrócić uwagę, że metoda biologicznego utleniania jonów amonowych nie powoduje usunięcia z wody związków azotu, a powoduje jedynie zmianę formy ich

występowania. Biorąc zatem pod uwagę fakt, iż obowiązujące rozporządzenie ogranicza stężenie w wodzie zarówno związków azotu amonowego jak i azotu azotanowego przy wysokim stężeniu N-NH_4^+ i przy wysokiej sprawności nityfikacji może dojść do przekroczenia wartości azotanów w uzdatnionej wodzie.

2.2. Badania pilotowe procesu nityfikacji

Biochemiczna metoda utleniania jonów amonowych przy udziale bakterii *Nitrobacter* i *Nitrosomonas* zachodzi w złożach filtracyjnych. Efektywność procesu zależy od zastosowanego złoża oraz warunków technicznych i hydraulicznych procesu filtracji. Do usuwania azotu amonowego w procesie nityfikacji konieczne jest wpracowanie złoża filtracyjnego. Przez wpracowanie złoża rozumie się proces zasiedlania powierzchni i porów wewnętrznych ziaren materiału filtracyjnego przez bakterie nityfikacyjne, żyjące lub występujące w formie przetrwalnikowej w warstwie wodonośnej i wydobywane na powierzchnię ziemi wraz z wodą surową. Naturalne wpracowanie złóż przebiega w bardzo różnym czasie. Znane są przypadki uzyskania aktywności nityfikacyjnej złoża, filtrującego wodę podziemną w ciągu kilkunastu dni. Niekiedy proces ten trwa znacznie dłużej, przekraczając nawet pół roku.

Jednym z czynników, który może przyspieszyć wpracowanie złóż do procesu nityfikacji jest stosowanie złóż o wysokiej porowatości wewnętrznej. Do takich złóż należy węgiel aktywny oraz złożo chalcedonitowe. Chalcedonit stosuje się w klasycznych układach jednoczesnego usuwania z wody podziemnej żelaza, manganu i azotu amonowego. Chalcedonit cechuje porowatość w zakresie porów wewnętrznych (mikro- i mezoporów) na poziomie około 15 – 30 %. W związku z powyższym złożo to posiada bardzo dobre warunki do zasiedlania i rozwoju bakterii nityfikacyjnych. Potwierdziły to badania pilotowe procesu nityfikacji na złożach chalcedonitowych, prowadzone na Stacji Uzdatniania Wody „Odra”. Wyniki tych badań zostaną omówione w dalszej części artykułu.

3. Stacja Uzdatniania Wody „Odra”

Stacja Uzdatniania Wody „Odra” jest jednym z trzech obiektów eksploatowanych przez Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Świnoujściu. Wodociągi przejęły stację w bardzo złym stanie od nieistniejącego już Przedsiębiorstwa Połowów Dalekomorskich „Odra”. Od początku istnienia obiektu istniały problemy z uzyskaniem jakości wody uzdatnionej na poziomie zgodnym z obowiązującymi normami. Stacja czerpie wodę z dwóch czwartorzędowych ujęć podziemnych. Wskaźniki jakości wody surowej zamieszczono w tabeli 1.

Tabela 1. Jakość wody ujmowanej na potrzeby SUW Odra.

Ujęcie WYDMY			
Mętność NTU	Barwa mgPt/L	pH	Zasadowość mgCaCO ₃ /L
0,0 – 1,7	7 - 12	7,1 - 8,3	100 - 110
Amoniak [mg/N-NH ₄ /L]	Żelazo [mgFe/L]	Mangan [mgMn/L]	Utlenialność [mgO ₂ /L]
0,25 – 1,33	0,17 - 0,40	0,11 - 0,21	1,8 - 3,3
Ujęcie ODRA			
Mętność NTU	Barwa mgPt/L	pH	Zasadowość mgCaCO ₃ /L
0,0 – 2,6	43 - 86	7,6 - 8,1	160 - 230
Amoniak [mg/N-NH ₄ /L]	Żelazo [mgFe/L]	Mangan [mgMn/L]	Utlenialność [mgO ₂ /L]
1,9 - 5,5	1,24 – 3,3	0,51 – 0,72	5,6 – 17,0

Ujęcie Wydmy eksploatuje poziom wodonośny o dobrej jakości. Stężenie żelaza i amoniaku w niektórych studniach mieści się w normie. Również utlenialność ma wartość wykluczającą możliwość występowania związków żelaza i manganu w postaci kompleksów organicznych. W wodzie studni ujęcia „Odra” przekroczone są wskaźniki: amoniak do 5,5 mgN-NH₄⁺/L, mangan do 0,72 mgMn/L, żelazo do 3,3 mgFe/L, utlenialność do 17,0 mgO₂/L i barwa rzeczywista do 86mgPt/L. Żelazo i mangan występują w postaci trudnusuwalnych kompleksów organicznych. Stężenie amoniaku wymaga zastosowania wysokoefektywnego napowietrzania wody.

Zarówno ujęcie Odra jak i Wydmy mają pozwolenia wodno-prawne na 60,0 m³/h – w sumie 120,0 m³/h co stanowi docelowe zapotrzebowanie na wodę ze Stacji Odra.

Problemy technologiczne na SUW „Odra” pojawiły się w momencie włączenia do eksploatacji studni ujęcia Odra. W związku z powyższym podjęto decyzję o modernizacji technologii uzdatniania wody. Pierwszym krokiem były badania pilotowe.

4. Badania pilotowe na SUW Odra

Badania prowadzone były przez ponad 6 miesięcy. Wykorzystano do tego celu klasyczną instalację badawczą, składającą się z trzech kolumn o średnicy wewnętrznej 9,0 cm i wysokości 3 m, wykonanych z pleksi. Kolumny zasypano złożem chalcedonitowym o uziarnieniu: 0,8 – 2,0 mm i wysokości warstwy filtracyjnej równej 2,0 m. Złoże spoczywało na 0,4 m warstwie podtrzymującej (o uziarnieniu 2,0–8,0 mm).

Układ pracował w systemie filtracji jednostopniowej i dwustopniowej. Kolumny FI i FII pracowały w systemie filtracji dwustopniowej. Kolumna FI pracowała jako pierwszy stopień filtracji, po którym woda była powtórnie napowietrzana i podawana na kolumnę FII, stanowiącą drugi stopień filtracji. Filtrację jednostopniową prowadzono na kolumnie FIII.

Kolumny filtracyjne wyposażone były w:

- kurki probiercze (10 sztuk) rozmieszczone równomiernie na wysokości złoża,
- piezometry (10 sztuk) na tych samych wysokościach co kurki probiercze,

- stabilizator przepływu z rotametrem,
- instalację płuczącą wodą oraz powietrzem.

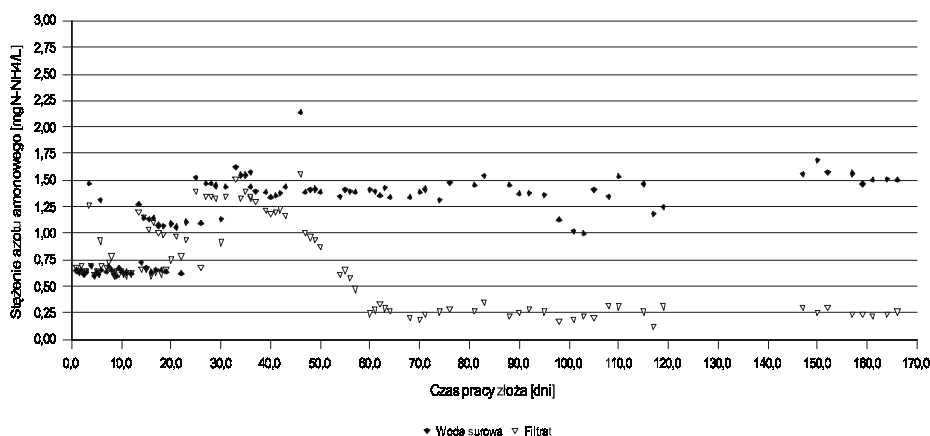
Plan badań zakładał:

- filtrację z prędkością 6,0 m/h na wszystkich kolumnach,
- płukanie po osiągnięciu strat hydraulicznych w złożu równych 2,5 – 3,0 mH₂O,
- wykonywanie analiz po każdym stopniu filtracji w zakresie:
 - wszystkich form azotu mineralnego,
 - tlenu, odczynu wody,
 - żelaza, manganu, barwy, mętności,
 - temperatury, zasadowości, utlenialności,
- odczyty ciśnienia z piezometrów na różnych głębokościach złoża i na tej podstawie wyznaczenie strat ciśnienia wody,
- płukanie w trybie: woda (5,0 min) – powietrze (2,0 – 3,0 min) – woda (do czystych popłuczyn); płukanie wodą odbywało się z intensywnością, gwarantującą 25 % ekspansję złoża.

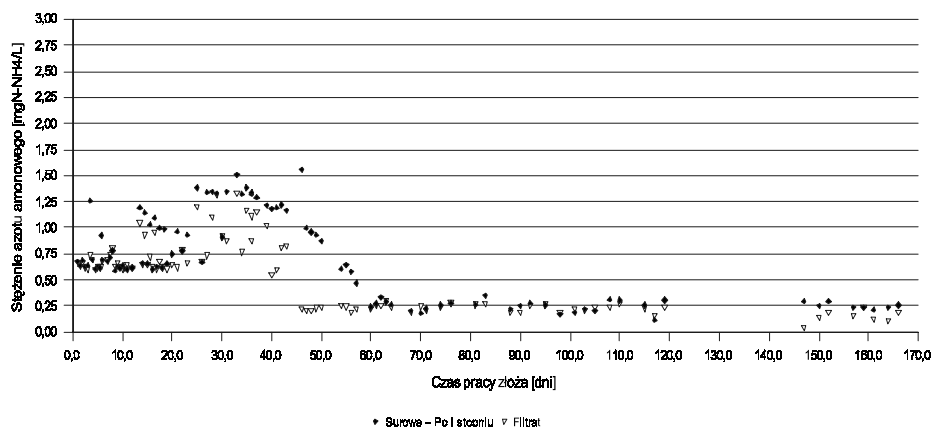
W toku badań przeszedł proces wpracowania złoża do usuwania manganu oraz azotu amonowego, a także efektywność usuwania barwy i utlenialności w toku procesu koagulacji powierzchniowej.

5. Wyniki badań – nityfikacja

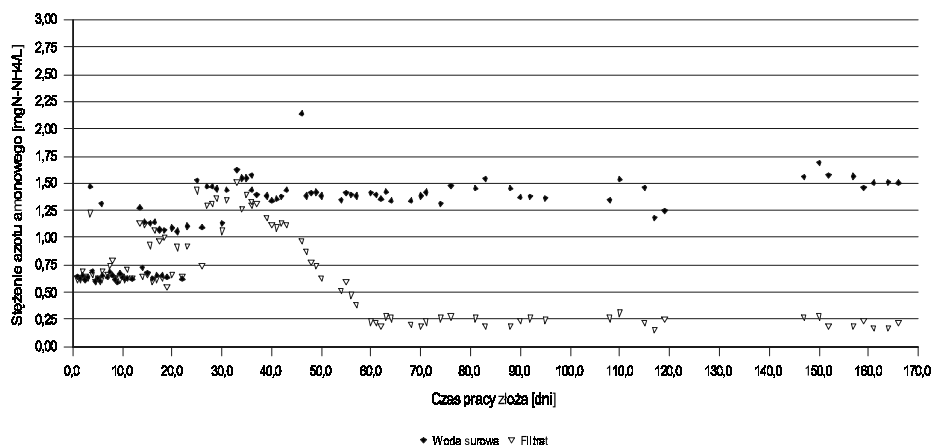
Pomiary stężenia azotu amonowego pozwoliły prześledzić proces wpracowania złoża chalcodonitowego do procesu nityfikacji. Na wykresach 1 – 3 przedstawiono przebieg wpracowania złoża do procesu nityfikacji na poszczególnych kolumnach filtracyjnych.



Wykres 1. Wpracowanie złoża chalcodonitowego do usuwania azotu amonowego. Kolumna F1 – pierwszy stopień filtracji dwustopniowej.



Wykres 2. Wpracowanie złoża chalcedonitowego do usuwania azotu amonowego. Kolumna FI I – drugi stopień filtracji dwustopniowej.

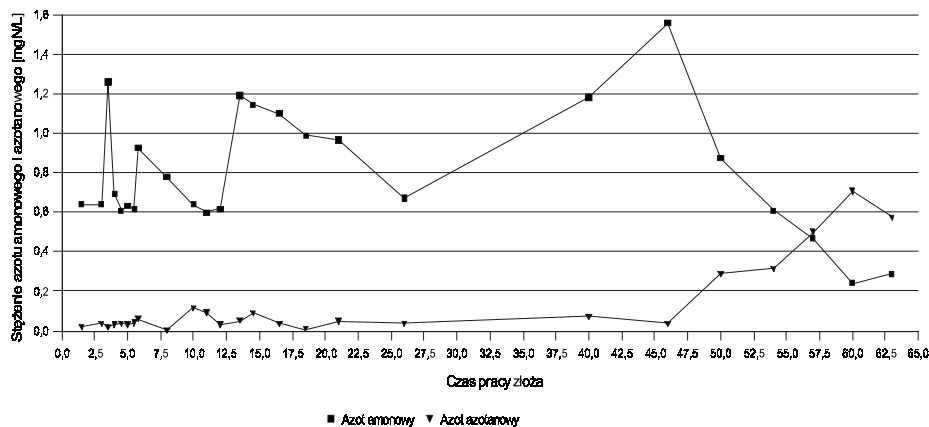


Wykres 3. Wpracowanie złoża chalcedonitowego do usuwania azotu amonowego. Kolumna FI II – filtracja jednostopniowa.

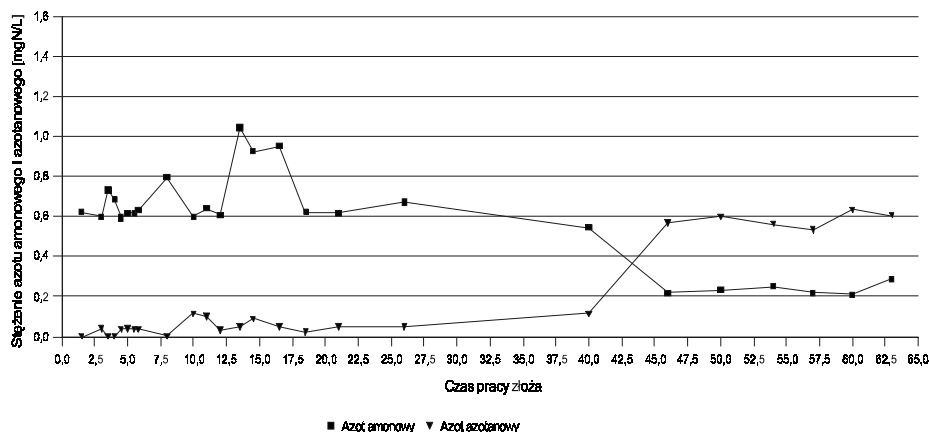
W przypadku filtracji dwustopniowej pierwszy pracował się drugi stopień. Po 45 dniach filtracji osiągnięto zawartość azotu amonowego w filtracie na poziomie zgodnym z normą. Był to moment, w którym zaczynało się pracowanie kolumny FI (pierwszego stopnia). Zarówno na FI jak i FIII (filtracja jednostopniowa) uzyskano porównywalny czas pracowania do usuwania azotu amonowego równy około 60 dni.

Po pracowaniu pierwszego stopnia w filtracji dwustopniowej, na stopień drugi (kolumna FII) trafiała woda pozbawiona azotu amonowego (ilości śladowe). W obu przypadkach (filtracja jedno i dwustopniowa) po pracowaniu złoża do usuwania azotu amonowego proces nityfikacji przebiegał stabilnie, a stężenie azotu amonowego mieściło się w wartościach dopuszczalnych.

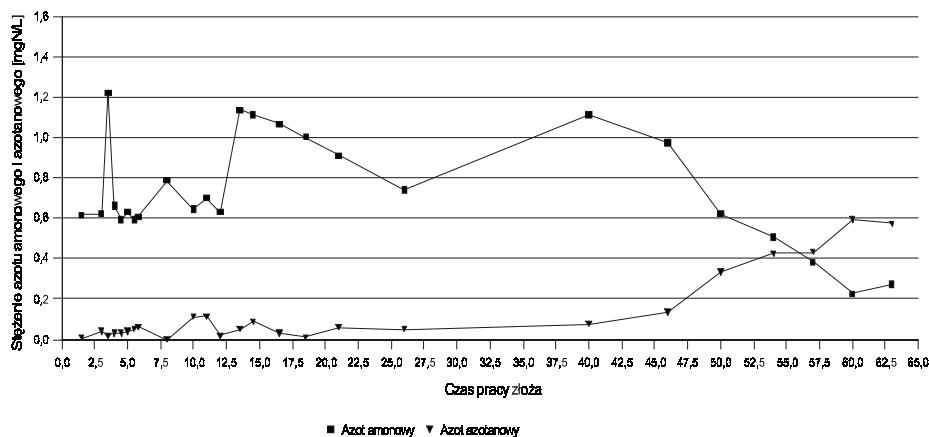
Wraz ze spadkiem zawartości azotu amonowego w wodzie uzdatnionej rosła zawartość azotanów. Stężenie tego związku obserwowano do momentu wpracowania złóż do usuwania jonu amonowego. Na wykresach 4 – 6 przedstawiono postęp procesu nityfikacji w formie zależności stężeń azotu amonowego i azotanowego od czasu pracy złoża. We wszystkich trzech kolumnach można zauważyć, że w momencie, gdy zaczyna obniżać się stężenie azotu amonowego w wodzie uzdatnionej wzrastają azotany.



Wykres 4. Stężenie azotu amonowego i azotu azotanowego. Kolumna FI – pierwszy stopień, filtracja dwustopniowa.



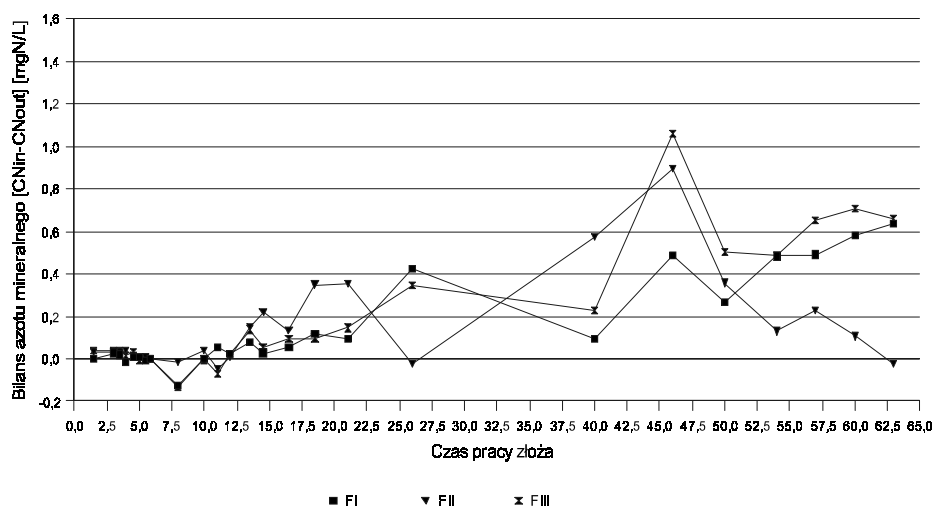
Wykres 5. Stężenie azotu amonowego i azotu azotanowego. Kolumna FII – drugi stopień, filtracja dwustopniowa.



Wykres 6. Stężenie azotu amonowego i azotu azotanowego. Kolumna FIII – filtracja jedno-stopniowa.

Poszczególne formy azotu nie bilansowały się. Suma różnych form mineralnych azotu (amonowy, azotanowy i azotynowy) na wejściu na kolumnę nie była równa sumie tych form na wyjściu z kolumny. Azot mineralny w filtracie był niższy od azotu mineralnego w dopływie na filtry.

Na wykresie 7 przedstawiono różnicę w stężeniu azotu mineralnego w wodzie surowej i w filtracie.



Wykres 7. Różnica stężenia azotu mineralnego ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) w wodzie surowej i w filtracie

W przypadku złoża FI i FIII (odpowiednio pierwszy stopień filtracji dwustopniowej i filtracja jednostopniowa) różnica w ilości azotu mineralnego w wodzie surowej i uzdatnionej rośnie w miarę wpracowania złoża do usuwania amoniaku. Po 65 dniach pracy w wodzie surowej jest o około 0,6 mgN/L azotu mineralnego więcej niż w wodzie uzdatnionej. W przypadku kolumny FII (drugi stopień filtracji dwustopniowej) do momentu kiedy na kolumnę docierała podwyższona ilość azotu amonowego rosła również różnica pomiędzy stężeniem azotu mineralnego na wejściu i wyjściu z kolumny. Od czasu, gdy ilość azotu amonowego na wejściu na FII zaczęła spadać (wpracowanie kolumny FI) również stopniowo malała różnica pomiędzy sumą poszczególnych form azotu na wejściu i wyjściu z kolumny, by z wartości maksymalnej (45 dzień) spaść do wartości bliskiej zero, przy której azot mineralny bilansuje się.

Z procesem nityfikacji wiążą się dodatkowo następujące zmiany w chemizmie uzdatnianej wody:

- spadek zawartości tlenu zużywanego na procesy biologiczne,
- spadek zasadowości wody,
- obniżenie odczynu.

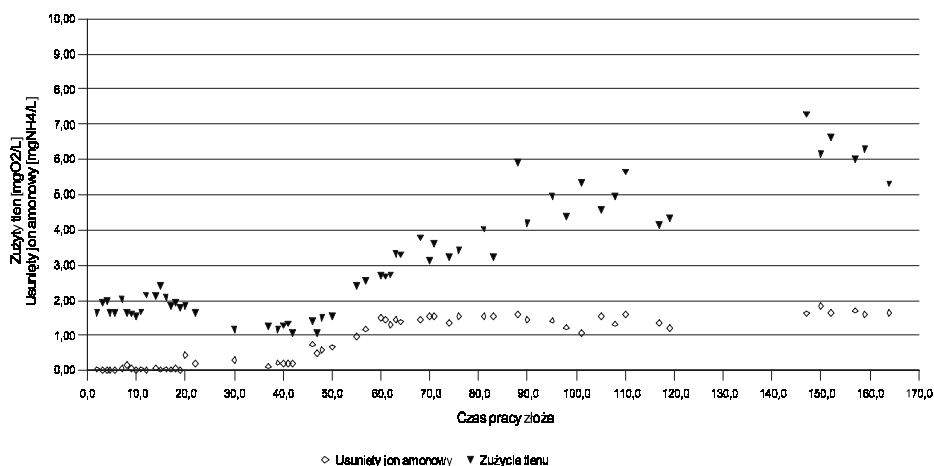
Wszystkie z wymienionych zjawisk zaobserwowano w toku badań pilotowych. Na wykresach 8 i 9 przedstawiono zużycie tlenu (liczone jako różnica pomiędzy stężeniem tlenu na dopływie i w odpływie z filtra) na procesy biologiczne i chemiczne na kolumnach FI i FIII w zależności od czasu pracy złoża. Na wykresach tych przedstawiono również przebieg zmian wartości różnicy stężenia azotu amonowego w dopływie i w odpływie z filtra w zależności od czasu pracy złoża. Jak widać w obu przypadkach w początkowym okresie badań zużycie tlenu, osiąga wartość 1,5 – 2,0 mgO₂/L. Biorąc pod uwagę fakt, że stężenie amoniaku w tym czasie praktycznie nie ulega zmianie, zużycie tlenu może wiązać się z utlenieniem żelaza i innych łatwo utleniających substancji. Wyznaczone średnie zużycie tlenu na 1 mg usuniętego jonu amonowego wynosi:

- dla kolumny FI – w fazie ustabilizowanej nityfikacji - 3,04 mgO₂/L,
- dla kolumny FIII – w fazie ustabilizowanej nityfikacji - 3,24 mgO₂/L.

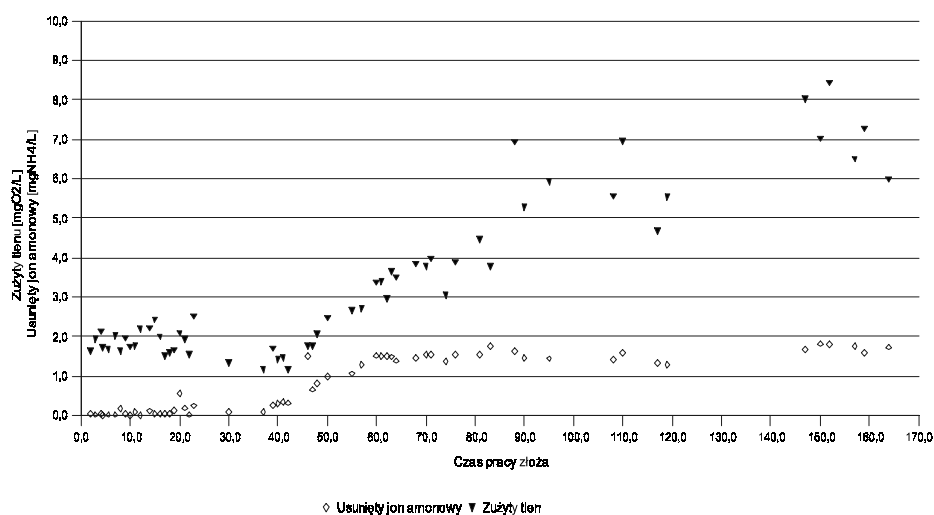
Jest ono zatem niższe o blisko 25 % od zużycia stechiometrycznego. Jeżeli odjąć od zużycia tlenu po procesie wpracowania wartość stałą z pierwszego etapu badań i na tej podstawie wyznaczyć zapotrzebowanie na tlen w procesie nityfikacji wówczas wyniosłoby ono:

- dla kolumny FI: 2,32 mgO₂/L na każdy miligram usuniętego jonu amonowego,
- dla kolumny FIII: 2,12 mgO₂/L na każdy miligram usuniętego jonu amonowego.

Dla takich założeń zapotrzebowanie na tlen jest blisko dwukrotnie niższe od stechiometrycznego.

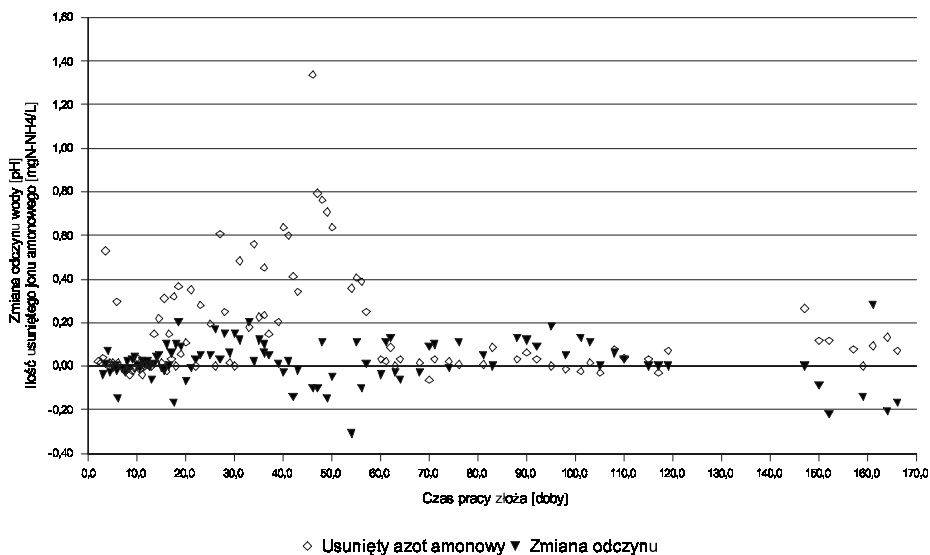
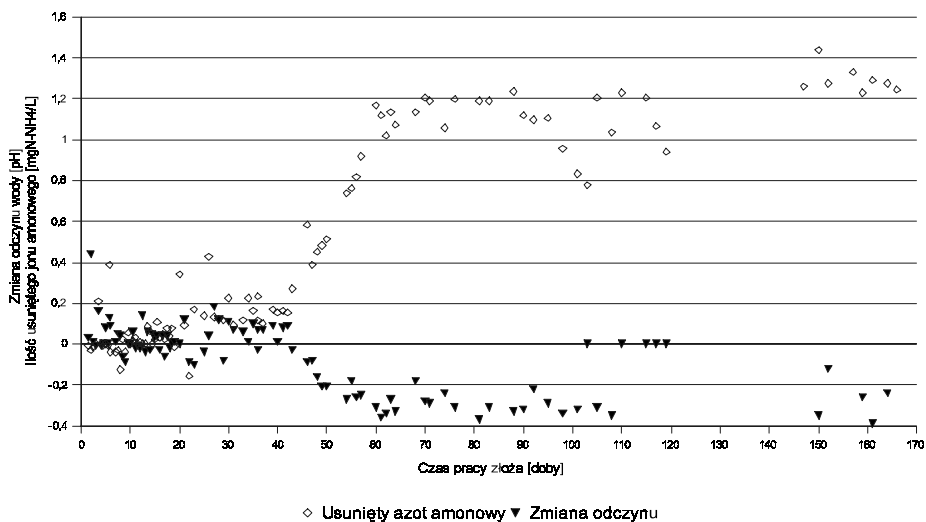


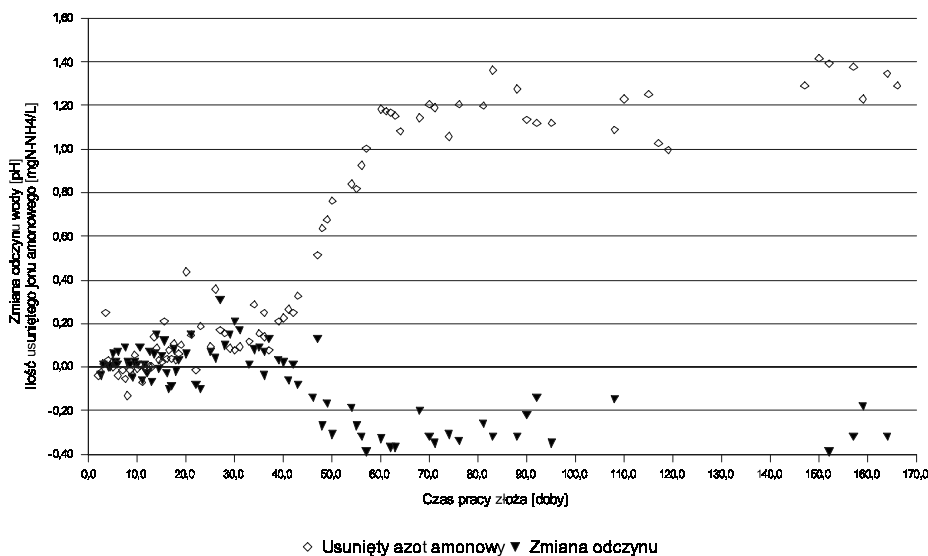
Wykres 8. Zużycie tlenu w procesie nityfikacji na złożu FI (pierwszy stopień filtracji dwustopniowej).



Wykres 9. Zużycie tlenu w procesie nityfikacji na złożu FIII (filtracja jednostopniowa).

W toku prowadzonych badań zauważono również wpływ nityfikacji na obniżenie odczynu uzdatnianej wody. Wykresy 10 – 12 przedstawiają zmianę odczynu wody (liczoną jako różnicę odczynu wody dopływającej na kolumnę filtracyjną i odczynu filtratu) w zależności od czasu pracy złoża. Na wykresach tych przedstawiono również zmianę stężenia azotu amonowego w filtracie w czasie pracy złoża.





Wykres 12. Wpływ nitrifikacji na obniżenie odczynu wody (filtracja jednostopniowa)

Średni spadek odczynu przy nitrifikacji 1,00 mg azotu amonowego wynosił 0,22 [pH]. W początkowej fazie badań nie zaobserwowano większych zmian odczynu, co pozwala wyeliminować wpływ innych procesów (jak usuwanie żelaza) na obniżanie pH. Dopiero od początku wpracowywania się złoża do nitrifikacji i spadku stężenia azotu amonowego w filtracie obserwuje się wyraźny spadek odczynu wody.

W czasie prowadzonych badań zaobserwowano również spadek wartości zasadowości wody wraz ze spadkiem stężenia azotu amonowego w filtracie, które nastąpiło po procesie wpracowania złoża. W miarę rozwoju błony biologicznej obserwowano średnie zmniejszenie zasadowości wody przefiltrowanej na poziomie 5,0–10,0 mgCaCO₃/L.

6. Podsumowanie i wnioski

Badania nad nitrifikacją azotu amonowego na złożach chalcedonitowych pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- szybkiemu wpracowaniu złoża chalcedonitowego do usuwania azotu amonowego z wody podziemnej w procesie nitrifikacji sprzyja wysoka porowatość wewnętrzna ziaren złoża, sięgająca 30 %,
- w badaniach na SUW Odra, przy prędkości filtracji 6,0 m/h czas wpracowania wyniósł odpowiednio: dla pierwszego stopnia filtracji dwustopniowej: 58 dni, dla drugiego stopnia filtracji dwustopniowej: 42 dni, dla filtracji jednostopniowej: 56 dni,
- różnica 15 dni w czasie wpracowania do usuwania jonu amonowego kolumny FI (pierwszego stopnia) i FIII (filtracja jednostopniowa) wskazuje na możliwe

występowanie czynników zakłócających nitryfikację w wodzie surowej; czynniki te mogła usunąć filtracja pierwszego stopnia i dlatego drugi stopień pracował się w krótszym czasie,

- szybszemu wpracowaniu II stopnia filtracji mógł sprzyjać:
 - dłuższy, 7-dobowy cykl filtracyjny na drugim stopniu filtracji, wynikający z niskiego przyrostu strat ciśnienia (woda na drugi stopień filtracji była pozbawiona żelaza), w stosunku do 2-5 dobowych cykli na pierwszym stopniu; kolumna FII była rzadziej płukana, co ograniczało zrywanie wykształconej błony biologicznej,
 - brak żelaza w wodzie trafiającej na drugi stopień filtracji – złożo na drugim stopniu było czyste, pory wewnętrzne ziaren otwarte, co również mogło poprawić warunki rozwoju błony biologicznej,
- efektywność procesu nitryfikacji, po wpracowaniu była wysoka i stała w czasie,
- jon amonowy był w całości utleniany do azotanów, stężenie azotynów znajdowało się na bardzo niskim poziomie, bliskim granicy oznaczalności,
- zmniejszaniu stężenia azotu amonowego z wody surowej towarzyszyło obniżenie:
 - tlenu (po korekcie w ilości $2,2 \text{ mgO}_2/\text{L}$ na $1 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$)
 - odczynu wody (średnio 0,22 pH na $1 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$),
 - zasadowości (średnio $10,0 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$ na $1 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$)
- bilans azotu mineralnego (azotany, azotyny i jon amonowy), wskazuje, że stężenie azotu mineralnego w wodzie trafiającej na kolumny jest większe niż w wodzie przefiltrowanej, co ma związek z udziałem asymilacji azotu amonowego; proces ten był opisywany w literaturze [4],
- potwierdzeniem asymilacji azotu amonowego w procesie usuwania tego związku z wody jest niższe od stechiometrycznego zużycie tlenu i niższa niż stechiometryczna produkcja azotanów i azotynów,

Jak wykazały opisane badania złożo chalcedonitowe jest wysokoelektywnym materiałem filtracyjnym, który może być wykorzystywany w układach z jednoczesnym usuwaniem żelaza, manganu oraz jonu amonowego.

Bibliografia

- [1] Wąsowski J.: „Wybrane wysokoelektywne procesy w technologii uzdatniania wody” Materiały konferencji „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”; Poznań 1992
- [2] Nawrocki J.; Biłozor S.: „Uzdatnianie wody”; Wydawnictwo Naukowe PWN; Warszawa – Poznań 2000.
- [3] Kowal A.; Świdorska – Bróz M.: „Oczyszczanie wody”; PWN Warszawa – Wrocław 2000.
- [4] Błażejowski M.; Pruss A.: „Niektóre problemy odmanganiania w przypadku zawartości w wodzie azotu amonowego”; Materiały konferencji „Zaopatrzenie w wodę. Jakość i ochrona wód”; Kraków – Poznań 2000.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy artykułu pragną serdecznie podziękować pracownikom Zakładu Wodociągów i Kanalizacji w Świnoujściu, czynnie uczestniczącym w badaniach technologicznych na SUW Odra. W szczególności pani Dyrektor Małgorzacie Bogdał, pracownikom laboratorium ZWiK pod kierownictwem Pani Anny Majewskiej, pracownikom Działu Produkcji Wody z Panami Piotrem Deresińskim, Andrzejem Marynowskim i Piotrem Sabalskim.

