

Alina Pruss

Badania wpływu zmian grubości błony biologicznej na ziarnach złoża filtracyjnego na zużycie tlenu podczas usuwania azotu amonowego z wody

Badania przeprowadzone na modelach filtrów pospiesznych wykazały, że podczas filtracji wody zawierającej azot amonowy tylko jego część ulega transformacji do azotanów [1–3]. Reszta – głównie w procesie asymilacji – kumuluje się w komórkach bakterii nitryfikacyjnych i heterotroficznych tworzących błonę biologiczną na ziarnach materiału filtracyjnego. Bakterie heterotroficzne zużywając rozpuszczony węgiel organiczny obecny w filtrowanej wodzie wbudowują część azotu amonowego w swoją biomasę [4–6]. Zwiększająca się wykładniczo liczba bakterii przyczynia się do wzrostu grubości błony biologicznej. W związku z tym o usuwaniu azotu amonowego w złożu filtracyjnym będą decydowały procesy zachodzące w błonie biologicznej, przy czym wraz ze wzrostem jej grubości powinien zmieniać się w niej udział bakterii nitryfikacyjnych i heterotroficznych. To z kolei uzasadniałoby zmieniający się mechanizm usuwania z wody azotu amonowego przy niższym od stechiometrycznego zużyciu tlenu. W celu weryfikacji tej hipotezy przeanalizowano procesy zachodzące w warstwie błony biologicznej pokrywającej ziarna złoża filtracyjnego, ze szczególnym uwzględnieniem asymilacji azotu amonowego przez bakterie heterotroficzne. Te ostatnie, w odróżnieniu od bakterii nitryfikacyjnych, są jednak mniej trwale związane z błoną biologiczną, co przyczynia się do ich łatwiejszego – w porównaniu z bakteriami nitryfikacyjnymi – usuwania podczas filtracji wody oraz płukania złoża filtracyjnego [7–9].

Opis stanowiska badawczego

Badania przeprowadzono na modelu fizycznym filtru pospiesznego, którego złożo stanowił aktywny biologicznie piasek filtracyjny pobrany z filtrów pospiesznych stacji uzdatniania wody w Poznaniu. Kolumnę filtracyjną stanowiła rura z polimetakrylanu metylu o średnicy wewnętrznej 8,4 cm i wysokości 200 cm. Złożo filtracyjne o wysokości 110 cm znajdowało się na żwirowej warstwie podtrzymującej o wysokości 5 cm. W celu zapewnienia stałej temperatury kolumnę filtracyjną umieszczono w płaszczu wodnym z przepływającą wodą, której równoległy strumień poddawany był filtracji. Układ badawczy zasilano pozbawioną chloru wodą wodociągową, która dopływała poprzez zawór pływakowy do zbiornika wstępnego, gdzie była napowietrzana oraz ogrzewana do stałej temperatury 15 °C. Zanieczyszczenie wody azotem

amonowym modelowano chlorkiem amonu, którego mianowany roztwór w ilości proporcjonalnej do obciążenia hydraulicznego filtru dawkowano do przewodu pomiędzy zbiornikiem wstępnym i filtrem. Woda wodociągowa charakteryzowała się zawartością związków fosforu średnio około 0,25 gP₂O₅/m³, co uznano za ilość wystarczającą do przebiegu procesów biologicznych w złożu filtracyjnym.

Filtrację prowadzono przy ciśnieniu około 7 m słupa wody. Straty ciśnienia podczas cyklu filtracyjnego określono na podstawie zmian natężenia przepływu wody. Filtr płukano po każdym cyklu filtracyjnym wodą wodociągową w kierunku z dołu ku górze z intensywnością zapewniającą 50% ekspansję złoża.

W próbkach wody przed i po filtrze oznaczono zawartość azotu amonowego, azotynów, azotanów, azotu ogólnego, azotu organicznego oraz tlenu rozpuszczonego. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z PN. W filtracie oraz w popłuczynach dokonano identyfikacji bakterii heterotroficznych w oparciu o testy API firmy BioMerieux.

Badania przeprowadzono w dwóch cyklach filtracyjnych różniących się prędkościami filtracji. W pierwszym cyklu prędkość filtracji wynosiła 5 m/h, natomiast w drugim – 10 m/h. W obu cyklach zawartość azotu amonowego w wodzie dopływającej do filtru wynosiła około 2 gNH₄⁺/m³, zasadowość wody była równa 175 gCaCO₃/m³, a pH=7,2. Próbkę wody do analizy pobrano na dopływie i odpływie z filtru w odstępach kilkudobowych.

Metodyka określania zmian grubości błony biologicznej

Badania przeprowadzono na biologicznie wpracowanym złożu filtracyjnym, czyli złożu z wykształconą błoną biologiczną. Przed każdym cyklem filtracyjnym złożo było płukane, przy czym podczas płukania błona biologiczna nie została wymyta, o czym świadczyła zarówno wysoka skuteczność usuwania azotu amonowego z wody od razu po włączeniu filtru do eksploatacji, jak i mniejsza porowatość złoża od porowatości złoża niewpracowanego, która wynosiła 41,5%. Przyrost grubości błony biologicznej na złożu filtracyjnym określono odnosząc grubość błony biologicznej powstałej w czasie eksploatacji filtru do stanu złoża biologicznie wpracowanego. W celu ilościowej oceny grubości błony biologicznej określono zmiany porowatości złoża, przyjmując, że odpowiada ona udziałowi wolnych przestrzeni pomiędzy ziarnami materiału filtracyjnego w całkowitej objętości złoża.

Przed każdym cyklem filtracyjnym, po wypłukaniu złoża, doświadczalnie określono początkową porowatość złoża biologicznie wpracowanego (p_0). Znajac objętość części filtru wypełnionego złożem filtracyjnym ($V_z=5,54 \text{ dm}^3$), filtr do wysokości złoża filtracyjnego wypełniono wodą, a następnie zmierzono jej objętość przyjmując, że odpowiada ona objętości porów złoża ($V_p=2,200 \text{ dm}^3$). Pomiary objętości wykonano z dokładnością do $0,001 \text{ dm}^3$. Następnie ze wzoru:

$$p_0 = \frac{V_p}{V_z} 100\% \quad (1)$$

w którym:

p_0 – początkowa porowatość złoża wpracowanego, %

V_p – objętość wody, którą zalano złożo, dm^3

V_z – objętość odwodnionego materiału filtracyjnego, dm^3

obliczono początkową porowatość złoża, która wynosiła 39,7%.

Zmniejszenie porowatości złoża podczas filtracji wody mogło być spowodowane zarówno przyrostem błony biologicznej na materiale filtracyjnym, jak i w pewnym stopniu urywanymi cząstkami błony biologicznej unoszonymi przez wodę. Ze względu na fakt, iż filtrowano wodę wodociągową, która nie zawierała zawieszin, w celu uproszczenia rozważań założono, że zmniejszenie porowatości złoża jest spowodowane tylko przyrostem błony biologicznej wokół ziaren materiału filtracyjnego.

W czasie trwania cykli filtracyjnych, w miarę przyrostu błony biologicznej lub jej urywania się, przy stałym ciśnieniu słupa wody, zmieniało się natężenie przepływu wody. Przekształcając wzór na rzeczywistą prędkość przepływu wody w porach złoża określono porowatość złoża podczas filtracji, tzn. obliczono zmieniającą się w czasie filtracji objętość wolnych przestrzeni pomiędzy ziarnami złoża z zależności:

$$p = \frac{Q}{F v} \quad (2)$$

w której:

p – tzw. porowatość powierzchniowa, równa ilorazowi powierzchni porów w danym przekroju do całej powierzchni złoża w tym przekroju (w celu uproszczenia założono, że porowatość powierzchniowa jest równa porowatości objętościowej [10])

Q – natężenie przepływu wody przez złożo filtracyjne, cm^3/s

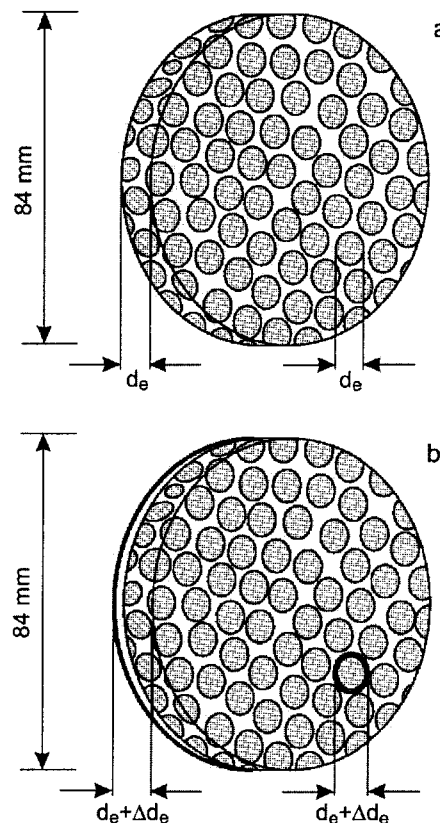
F – powierzchnia przekroju złoża (powierzchnia brutto, tj. łącznie ziaren i kanalików porów w przekroju prostopadłym do kierunku przepływu wody), cm^2

v – prędkość przepływu wody w kanalikach porów złoża, cm/s

Korzystając ze zmierzonej doświadczalnie początkowej porowatości złoża biologicznie wpracowanego oraz znając natężenie przepływu, które zmierzono z dokładnością do $0,001 \text{ dm}^3/\text{min}$ i powierzchnię złoża, przekształcając wzór (2) obliczono początkową prędkość przepływu wody. Założono, że podczas cyklu filtracyjnego, przy danej prędkości filtracji, prędkość przepływu wody w porach złoża jest stała.

Na podstawie analizy sitowej biologicznie wpracowanego materiału filtracyjnego obliczono średnicę efektywną ziaren złoża (d_e) i zakładając kulisty kształt ziaren obliczono objętość jednego ziarna. W dalszej analizie rozpatrzono warstwę złoża o wysokości odpowiadającej średnicy efektywnej ziaren (d_e). Z jej objętości oraz znanej porowatości złoża określono hipotetyczną objętość ziaren w rozpatrywanej warstwie. Następnie, wykorzystując obliczoną objętość jednego ziarna, określono liczbę ziaren wchodzących w skład rozpatrywanej

warstwy złoża. Postępujący podczas filtracji przyrost błony biologicznej na ziarnach złoża przyczyniał się do zwiększenia ich średnicy oraz zmniejszenia kanalików w porach między nimi. Konsekwencją tego była zmieniająca się porowatość analizowanej warstwy. Różnica porowatości oraz stała liczba ziaren wchodzących w skład rozpatrywanej warstwy złoża była podstawą do obliczenia zmieniającej się średnicy ziaren złoża podczas filtracji. Różnica pomiędzy średnicą obliczoną w ten sposób i średnicą efektywną odpowiadała przyrostowi grubości błony biologicznej [3]. Tok rozumowania przyjęty w celu określenia przyrostu grubości błony biologicznej na ziarnach materiału filtracyjnego przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Wycinek złoża filtracyjnego o wysokości równej średnicy ziaren materiału filtracyjnego (a – bezpośrednio po wypłukaniu złoża, b – podczas cyklu filtracyjnego)

Omówienie wyników badań

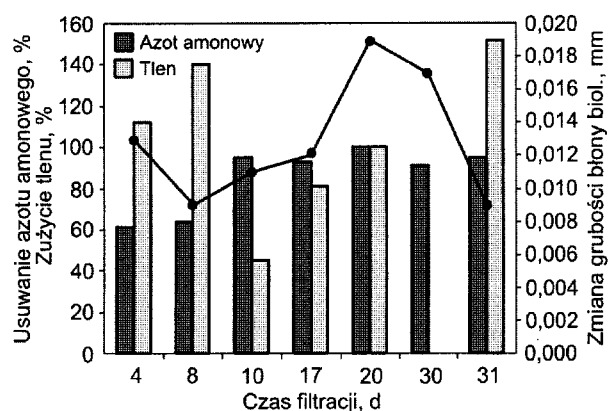
Wyniki badań przedstawiono w tabelach 1 i 2. Analizując ilość usuniętego azotu amonowego oraz zawartość tlenu w wodzie podczas filtracji z prędkością 5 m/h stwierdzono, że zużycie tlenu na usunięcie azotu amonowego, w stosunku do wynikającego ze stechiometrii reakcji nitrifikacji, w całym cyklu filtracyjnym wynosiło od około $2 \text{ gO}_2/\text{gNH}_4^+$ do $7 \text{ gO}_2/\text{gNH}_4^+$, co stanowiło od 45% do 152% teoretycznego zapotrzebowania na tlen (rys. 2). Proces usuwania azotu amonowego z wody przebiegał ze skutecznością od 61% do 100%. W odpływie z filtru nie było azotynów, pojawiły się natomiast azotany, co świadczyło o tym, że w złożu zachodził proces nitrifikacji. Ilość powstałych azotanów nie odpowiadała jednak ilości azotu amonowego usuniętego podczas filtracji. Różnicę stanowił azot amonowy, który został wbudowany w biomasę bakterii zasiedlających błonę biologiczną.

Tabela 1. Wyniki badań uzyskane podczas filtracji z prędkością początkową 5 m/h

Czas filtracji, d	0	4	8	10	17	24	30	31
Prędkość filtracji, m/h	5,00	5,02	5,18	5,14	5,05	4,77	4,82	5,18
Azot amonowy w dopływie, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	–	2,30	2,14	2,14	1,63	1,53	1,58	1,51
Azot amonowy w odpływie, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	–	0,89	0,76	0,10	0,11	0,00	0,14	0,07
Usunięcie azotu amonowego $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$ %	– –	1,41 61	1,38 64	2,04 95	1,52 93	1,53 100	1,44 91	1,44 95
Azotyny w dopływie, $\text{gNO}_2^-/\text{m}^3$	–	–	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001	0,004
Azotyny w odpływie, $\text{gNO}_2^-/\text{m}^3$	–	–	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Azotany w dopływie, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	–	0,097	0,340	0,146	0,292	0,454	0,292
Azotany w odpływie, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	–	0,599	0,632	0,583	0,697	1,118	0,859
Azotany powstałe, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	–	0,502	0,292	0,437	0,405	0,664	0,567
Tlen w dopływie, gO_2/m^3	–	–	11,2	10,6	9,6	10,0	10,4	10,0
Tlen w odpływie, gO_2/m^3	–	–	2,4	6,4	4,0	3,0	–	0,0
Zużycie tlenu gO_2/m^3 $\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+$	– –	7,2 5,10	8,8 6,38	4,2 2,06	5,6 3,68	7,0 4,58	– –	10 6,94
Zużycie tlenu na usunięcie 1 gNH_4^+ w stosunku do zapotrzebowania stechiometrycznego, %	–	112	140	45	81	100	–	152
Średnica efektywna ziarna (d_e), mm	1,087	1,112	1,105	1,107	1,111	1,124	1,120	1,105
Porowatość (p), %	40,000	35,741	36,927	36,522	35,903	33,962	34,286	36,927
Zmiana grubości błony biologicznej, mm	–	0,013	0,009	0,011	0,012	0,019	0,017	0,009

Tabela 2. Wyniki badań uzyskane podczas filtracji z prędkością początkową 10 m/h

Czas filtracji, d	0	4	12	21	26	33
Prędkość filtracji, m/h	10,00	9,77	10,23	9,95	9,95	10,00
Azot amonowy w dopływie, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	–	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Azot amonowy w odpływie, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	–	0,25	0,00	0,37	0,00	0,00
Usunięcie azotu amonowego $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$ %	– –	1,75 88	2,00 100	1,63 81	2,00 100	2,00 100
Azotyny w dopływie, $\text{gNO}_2^-/\text{m}^3$	–	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Azotyny w odpływie, $\text{gNO}_2^-/\text{m}^3$	–	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000
Azotany w dopływie, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	0,437	0,356	0,178	0,000	0,162
Azotany w odpływie, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	1,134	1,328	0,470	0,259	0,680
Azotany powstałe, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	–	0,697	0,972	0,292	0,259	0,518
Azot organiczny w dopływie, gN/m^3	–	1,735	2,204	0,903	1,287	1,065
Tlen w dopływie, gO_2/m^3	–	7,0	9,4	10,0	10,0	9,0
Tlen w odpływie, gO_2/m^3	–	2,8	3,8	3,6	2,0	2,0
Zużycie tlenu gO_2/m^3 $\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+$	– –	4,2 2,40	5,6 2,80	6,4 3,93	8,0 4,00	7,0 3,50
Zużycie tlenu na usunięcie 1 gNH_4^+ w stosunku do zapotrzebowania stechiometrycznego, %	–	53	61	86	88	77
Średnica efektywna ziarna (d_e), mm	1,087	1,102	1,092	1,100	1,100	1,097
Porowatość (p), %	40,000	37,446	39,187	38,142	38,142	38,316
Zmiana grubości błony biologicznej, mm	–	0,008	0,002	0,007	0,007	0,005

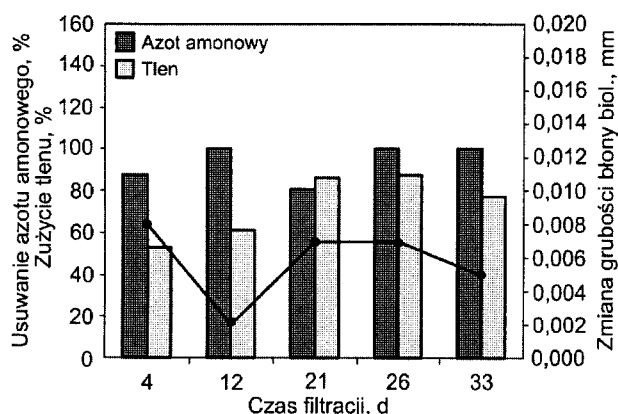


Rys. 2. Usuwanie azotu amonowego, zużycie tlenu i zmiana grubości błony biologicznej podczas filtracji wody z prędkością 5 m/h

Zaobserwowano, że bezpośrednio po zerwaniu błony biologicznej w 8. i 31. dobie cyklu filtracyjnego zużycie tlenu wzrosło powyżej zapotrzebowania wynikającego ze stechiometrii reakcji nityfikacji. To pozwalało sądzić, że filtracja wody z prędkością 5 m/h umożliwiła powstanie błony biologicznej o znacznej grubości. Wraz ze wzrostem jej grubości do bakterii usytuowanych bezpośrednio przy ziarnach materiału filtracyjnego dopływało coraz mniej substratów oraz coraz mniej tlenu, co powodowało obumieranie części organizmów w bezpośrednim sąsiedztwie ziaren materiału filtracyjnego i w konsekwencji – odrywanie błony. Martwe bakterie przenoszone wraz ze strumieniem wody stanowiły pożywkę dla żywych bakterii heterotroficznych, skutkiem czego bezpośrednio po oderwaniu błony następował intensywny rozwój bakterii heterotroficznych i związane z tym większe zużycie tlenu.

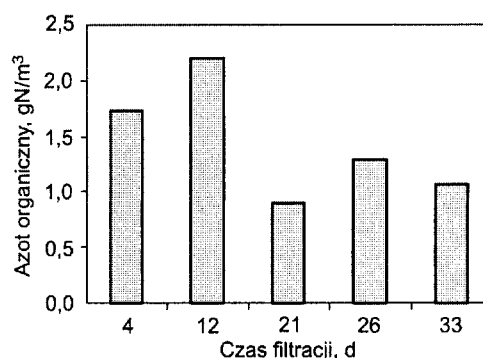
Badania bakteriologiczne potwierdziły obecność bakterii heterotroficznych zarówno w filtracie, jak i w wodzie po płukaniu złoża filtracyjnego. W wodzie odpływającej z filtru zidentyfikowano *Stenotrophomonas maltophilia* 2 oraz *Comamonas acidovorans*. W wodzie po płukaniu filtru oznaczono natomiast *Pseudomonas fluorescens* oraz *Oligella* spp. Po zerwaniu części błony biologicznej na ziarnach nastąpiło jej stopniowe odbudowanie.

W drugim cyklu filtracyjnym prędkość filtracji wynosiła 10 m/h. W całym cyklu zużycie tlenu było niższe od wynikającego ze stechiometrii reakcji nityfikacji. Zużycie tlenu na usunięcie z wody azotu amonowego wahało się od 2,4 gO₂/gNH₄⁺ do 4,0 gO₂/gNH₄⁺, co stanowiło 53+88% teoretycznego zapotrzebowania na tlen (rys. 3).



Rys. 3. Usuwanie azotu amonowego, zużycie tlenu i zmiana grubości błony biologicznej podczas filtracji wody z prędkością 10 m/h

Oznacza to, że część usuniętego azotu amonowego została zużyta w procesie asymilacji przez bakterie nityfikacyjne i heterotroficzne. Podczas całego cyklu filtracyjnego azot amonowy usuwany był ze skutecznością od 81% do 100%. W odpływie z filtru nie stwierdzono obecności azotynów, natomiast pojawiły się azotany. Ilość powstałych azotanów, podobnie jak w cyklu filtracyjnym z prędkością 5 m/h, nie odpowiadała ilości azotu amonowego usuniętego z wody. Większa prędkość filtracji powodowała natomiast ciągłe wymywanie fragmentów błony biologicznej, która wraz z filtratem w postaci azotu organicznego była usuwana ze złoża filtracyjnego (rys. 4).



Rys. 4. Zawartość azotu organicznego w filtracie podczas filtracji wody z prędkością 10 m/h

Podczas filtracji wody z prędkością 10 m/h zaobserwowano mniejszy, niż w przypadku filtracji wody z prędkością 5 m/h, przyrost grubości błony biologicznej. Najmniejszy przyrost grubości błony biologicznej zaobserwowano w 12. dobie cyklu filtracyjnego. W tym samym czasie zanotowano również największą zawartość azotu organicznego w filtracie. Był to efekt odrywania się błony, której fragmenty wraz z wodą przedostawały się do filtratu. Usuwanie azotu amonowego w tym czasie zachodziło ze 100% skutecznością, przy zużyciu tlenu wynoszącym 2,8 gO₂/gNH₄⁺. Suma zawartości azotu amonowego, azotynów i azotanów, które dopłynęły do filtru w 12. dobie jego pracy wynosiła 2,356 gN/m³ natomiast w filtracie pojawiło się 3,532 gN/m³, z czego 2,204 gN/m³ stanowił azot organiczny. Bezpośrednio po zerwaniu błony biologicznej w 12. dobie cyklu filtracyjnego nieznacznie wzrosło zużycie tlenu, nie przekroczyło ono jednak zapotrzebowania wynikającego ze stechiometrii reakcji nityfikacji.

Przyrost błony biologicznej przy większej prędkości filtracji był wolniejszy w wyniku stałego odrywania się części organizmów heterotroficznych i powolnego przyrastania struktur bakterii nityfikacyjnych odporniejszych na działanie strumienia przepływającej wody. W efekcie tego, przy większych prędkościach filtracji, niższym zużyciu tlenu od wynikającego ze stechiometrii reakcji procesu nityfikacji, tworząca się na ziarnach błona biologiczna miała bardziej zwartą strukturę i później osiągnęła grubość czyniącą ją podatną na zrywające działanie strumienia wody. Można zatem sądzić, że większa prędkość filtracji przyczyniła się do formowania innej struktury błony biologicznej.

Podsumowanie

Badania wykazały, że grubość błony biologicznej utworzonej na ziarnach złoża filtracyjnego wpływała na zużycie tlenu podczas usuwania azotu amonowego z wody. Podczas filtracji wody z prędkością 5 m/h powstawała grubsza błona biologiczna,

przy czym bezpośrednio po jej zerwaniu nastąpiło zwiększone zużycie tlenu, wyższe od wynikającego ze stechiometrii reakcji nitrifikacji. Filtracja wody z prędkością 10 m/h przyczyniała się natomiast do utworzenia cieńszej błony biologicznej, lecz bardziej odpornej na czynniki hydrauliczne. Zużycie tlenu w całym cyklu filtracji było niższe od wynikającego ze stechiometrii reakcji nitrifikacji. Niewątpliwie miało to związek z innym udziałem bakterii nitrifikacyjnych i heterotroficznych oraz ciągłym wymywaniem ze złoża filtracyjnego fragmentów błony biologicznej w procesie usuwania azotu amonowego z wody, czego konsekwencją była obecność azotu organicznego w filtracie.

LITERATURA

1. M. BŁAŻEJEWSKI, A. PRUSS: Ocena udziału procesu asymilacji w usuwaniu azotu amonowego z wody. *Ochrona Środowiska*, 1999, nr 4, ss. 17–20.
 2. A. PRUSS: Parametry identyfikacyjne procesu nitrifikacji w złożach filtracyjnych. Rozprawa doktorska, Politechnika Poznańska, Poznań 2002 (praca niepublikowana).
 3. A. PRUSS, M. BŁAŻEJEWSKI: Wpływ gradientu prędkości na grubość błony biologicznej na ziarnach złoża filtracyjnego i usuwanie z wody azotu amonowego. *Mat. konf. „II Kongres Inżynierii Środowiska”*, tom 1, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 2005, Vol. 32, pp. 261–269.
 4. M.T.T. LIPPONEN, J. PERTTI, P.J. MARTIKAINEN, E. RITVA, R.E. VASARA, K. SERVOMAA, O. OUTI ZACHEVSA, M.H. KONTROA: Occurrence of nitrifiers and diversity of ammonia-oxidizing bacteria in developing drinking water biofilms. *Water Research*, 2004, Vol. 38, pp. 4424–4434.
 5. S. SUMMERFELT, M.J. SHARRER: Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems. *Aquacultural Engineering*, 2004, Vol. 32, pp. 171–182.
 6. J.M. EBELING, M.B. TIMMONS, J.J. BISOGNI: Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture*, 2006, Vol. 257, pp. 346–358.
 7. K. OLAŃCZUK-NEYMAN, R. BRAY: Biological processes in the manganese and ammonia nitrogen removal from groundwater. *Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”*, PZITS, Poznań 1998, t. 2, ss. 61–71.
 8. K. OLAŃCZUK-NEYMAN, R. BRAY: Mikrobiologiczne aspekty usuwania manganu i azotu amonowego z wód podziemnych na wpracowanych złożach piaskowych. *Mat. konf. „I Kongres Biotechnologii”*, Wrocław 1999, ss. 155–166.
 9. V. LAZAROVA, B. CAPDEVILLE, L. NIKOLOV: Biofilm performance of fluidized bed biofilm reactor for drinking water denitrification. *Wat. Sci. Technol.*, 1992, Vol. 26, No. 3/4, pp. 555–566.
 10. Z. HEIDRICH: Urządzenia do uzdatniania wody. *Zasady projektowania i przykłady obliczeń*. Arkady, Warszawa 1980.
- Pruss, A. Contribution of Biofilm Thickness on Sand Filter Grains to Oxygen Uptake During Ammonia Nitrogen Removal. *Ochrona Środowiska* 2007, Vol. 29, No. 1, pp. 35–39.
- Abstract:** The study was carried out using a physical model of a rapid filter with a biologically active sand bed. The filtration cycles tested involved two velocities: 5 m/h and 10 m/h, water temperature being set to 15 °C. It was found that with the extension of the filtration time ammonia nitrogen was periodically removed with a lower oxygen uptake than the one resulting from the stoichiometry of the nitrification reaction. And this indicates that, besides nitrification, there is a concurrent process where ammonia nitrogen is assimilated by nitrifying and heterotrophic bacteria. The experiments revealed that at the filtration velocity of 10 m/h biofilm growth was slower. This is attributable to the continuing detachment of a certain portion of the heterotrophic organisms, on one hand, and to the slower growth rate of nitrifying bacteria that are characterized by a higher resistance when exposed to the water stream, on the other hand. As a result, owing to an increased filtration velocity and a lower oxygen uptake than the one resulting from the stoichiometry of the nitrification reaction, the biofilms growing on the grain surface developed a more compact structure and thereafter reached a thickness that reduced their inherent resistance to the influence of the water stream. At a lower filtration velocity, the biofilm grew thicker. It was also found that the recurrent phenomena of biofilm detachment and reduction in biofilm thickness (observed during the filtration cycle) were concomitant with a rise in oxygen uptake to a value higher than the one resulting from the stoichiometry of the nitrification reaction.
- Keywords:** Rapid filtration, biofilm, nitrification, heterotrophic bacteria, nitrifying bacteria.