

Alina Pruss

Przemiany związków azotu podczas infiltracji w zależności od temperatury wody na przykładzie ujęcia infiltracyjnego w Poznaniu

Jednym z procesów zachodzących podczas sztucznej infiltracji wody powierzchniowej są przemiany związków azotu, w wyniku których – przy udziale bakterii nitryfikacyjnych – następuje utlenienie azotu amonowego do azotanów [1]. W wyniku wymiany jonowej jon amonowy może być sorbowany przez frakcję ilową gruntu. Dobre naświetlenie wody przyczynia się często do równoczesnego rozwoju w niej glonów, które zużywając azotany wzbogacają wodę w metabolity, oznaczane jako azot organiczny. Źródłem azotu są również martwe komórki organizmów planktonowych odkładających się w osadach na dnie stawów. W efekcie tych współzależności woda infiltracyjna zawiera azot amonowy, azotany oraz azot organiczny.

W wypadku dostatecznego stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie ma miejsce biochemiczne utlenianie azotu amonowego do azotanów. Najczęściej jednak stężenie tlenu w wodzie infiltrującej spada, co sprawia, że azot organiczny ulega amonifikacji, a azotany zostają zredukowane do azotu cząsteczkowego. W konsekwencji, ujmowana woda infiltracyjna zawiera nadal azot amonowy, azotany i azot organiczny, lecz ich stężenia zależą głównie od procesów biologicznych przebiegających w stawie i gruncie. Intensywność tych procesów jest funkcją temperatury, wyraźnie zwiększając się po przekroczeniu 10 °C [1]. Dalsze przemiany związków azotu mogą zachodzić podczas filtracji pospiesznej wody. W tym wypadku temperatura ma mniejszy wpływ, gdyż woda w wyniku infiltracji przez warstwę gruntu charakteryzuje się mniejszymi wahaniami temperatury.

W niniejszej pracy przeanalizowano wpływ temperatury wody na przemiany związków azotu na przykładzie ujęcia infiltracyjnego w Poznaniu.

Metodyka

Stawy infiltracyjne w Dębinie usytuowane są na lewym brzegu Warty. Woda infiltracyjna ujmowana jest przez studnie zlokalizowane w trzech galeriach równoległych do rzeki i osi stawów, które w okresach najniższego poziomu wody w rzece zasilane są głównie wodą infiltrującą ze stawów oraz w minimalnym stopniu naturalną wodą podziemną. Czas przetrzymania wody w stawach zależy od wskaźnika infiltracji, zmieniającego się między innymi wraz ze wzrastającą kolmatacją dna i warunkami atmosferycznymi. Woda z ujęcia transportowana jest do dwóch studni zbiorczych za pomocą trzech

lewarów, z których pompowana jest do stacji uzdatniania. Proces uzdatniania wody obejmuje napowietrzanie otwarte, filtrację pospieszną i dezynfekcję chlorem.

W celu dokonania oceny zmian stężeń związków azotu w wodzie zebrano z okresu 22 lat wyniki analiz zawartości azotu amonowego, azotynowego, azotanowego i organicznego, wykonywanych standardowo w laboratorium WPWiK w Poznaniu. Próbkę wody do analiz były pobierane bezpośrednio z Warty na wysokości ujęcia infiltracyjnego, ze studni zbiorczej po infiltracji oraz ze zbiornika wody czystszej po filtrach pospiesznych (przed chlorowaniem). Jako reprezentatywne przyjęto wyniki analiz wykonywanych w środy drugiego tygodnia każdego miesiąca. Wyniki te analizowano biorąc pod uwagę cały okres badań oraz po zgrupowaniu w zbiory obejmujące okresy, gdy temperatura wody była niższa lub wyższa od 10 °C. W ocenie wzięto pod uwagę dwa główne procesy, tj. infiltrację sztuczną i filtrację pospieszną. Istotność różnic pomiędzy zbiorami danych analizowano przy pomocy programu Statistica 5.0.

Omówienie wyników

Zestawiając miesiące z lat 1970–1992, w których temperatury wody w Warcie i wody infiltracyjnej wynosiły poniżej 10 °C (rys.1) stwierdzono, że różnica między wartościami średnimi obu zbiorów wynosiła około 80 dób (od III dekady lutego do I dekady maja). Okres ten uznano za średni czas przetrzymania wody w gruncie podczas infiltracji, zdając sobie sprawę z pominiętego wpływu pojemności cieplnej gruntu oraz sezonowych zmian w eksploatacji stawów.

Średnie stężenia badanych form azotu z uwzględnieniem przesunięcia czasowego przedstawiono w tabeli 1. Analizując wyniki zestawione w ten sposób można by było wnioskować, iż efektywność usuwania azotu amonowego w procesie infiltracji była niewielka. Tymczasem analiza statystyczna istotności różnic pomiędzy zbiorami wyników dla wody z Warty i po infiltracji wykazała istotne różnice (tab.1).

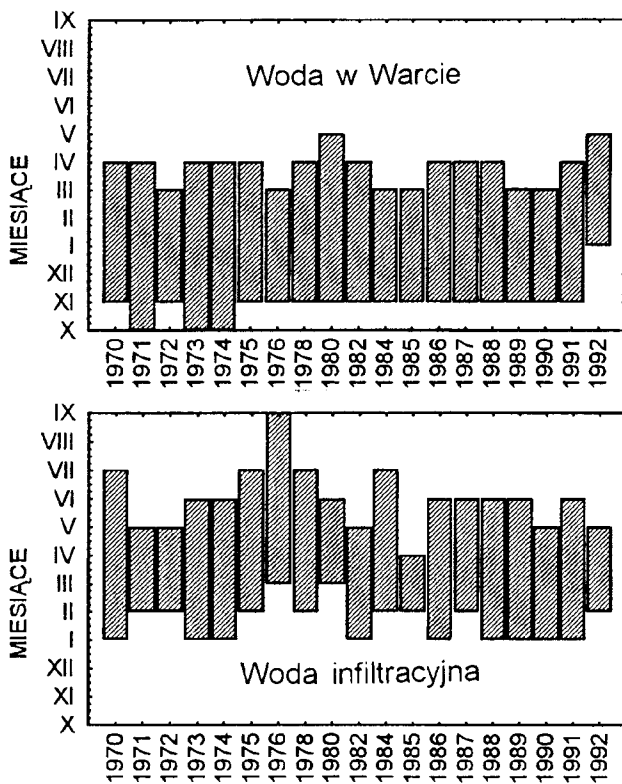
W przypadku azotu amonowego okazało się, że dla temperatur <10 °C nastąpiło statystycznie istotne obniżenie jego stężenia, natomiast dla temperatur ≥10 °C brak było statystycznie istotnych różnic stężeń w wodzie przed i po infiltracji, lecz efekt ten był prawdopodobnie związany z zakwitem planktonu w stawach oraz procesem amonifikacji w osadach dennych.

Analizując stężenia azotanów widoczne było natomiast istotne obniżenie ich zawartości po infiltracji, w obu zakresach temperatur, co wskazywałoby na stale zachodzący w głębi

Tabela 1. Przemiany związków azotu (gN/m^3) na ujęciu infiltracyjnym w Poznaniu po uwzględnieniu czasu infiltracji (ok. 80 d)

Rodzaj próbki wody	Azot organiczny			Azot amonowy			Azotyny			Azotany		
	suma	<10 °C	≥10 °C	suma	<10 °C	≥10 °C	suma	<10 °C	≥10 °C	suma	<10 °C	≥10 °C
Woda z Warty	3,614	3,206	3,918	0,674	0,866	0,488	0,059	0,045	0,064	2,172	2,769	1,683
Woda infiltracyjna	0,4*	-	-	0,519	0,619	0,012	0,012	0,011	0,011	0,477	0,702	0,339
woda po filtrach	0,4*	-	-	0,098	0,189	0,001	0,001	0,001	0,000	0,703	0,977	0,559

zbiór istotnie mniejszy < zbiór istotnie większy, ○ brak statystycznej istotności różnic pomiędzy zbiorami, * – próbki pobierano wybiórczo w 1995 r.

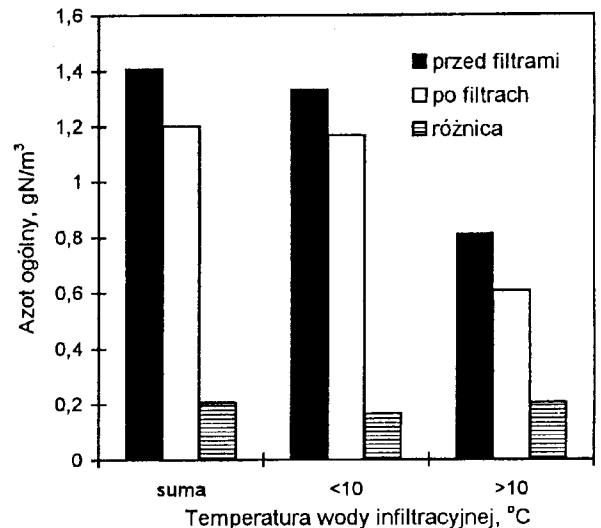


Rys. 1. Miesiące z temperaturą wody <10 °C w Warcie i po infiltracji

gruntu proces denitryfikacji. Mniejsza efektywność denitryfikacji w temperaturze ≥ 10 °C związana była niewątpliwie z niższym w tym czasie stężeniem azotanów w stawach. Stężenie azotynów w wodzie po infiltracji ulegało obniżeniu niezależnie od temperatury.

Podczas filtracji pospiesznej w obu zakresach temperatur zachodziła efektywna nityfikacja, czemu towarzyszyło obniżenie zawartości azotu amonowego oraz zwiększenie stężenia azotanów. Również stężenie azotynów, niezależnie od temperatury, obniżało się w sposób istotny. Zauważalny był ujemny bilans związków azotu podczas filtracji pospiesznej (rys.2). Najprawdopodobniej z usuniętego azotu amonowego tylko część uległa transformacji do azotanów, a reszta w procesie asymilacji [2] została skumulowana w komórkach bakterii nityfikacyjnych tworzących błonę biologiczną na ziarnach materiału filtracyjnego.

Opisując ten stan ilorazem $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ można zauważyć, że tylko 53+64% azotu amonowego uległo transformacji do azotanów (tab.2). Różnice te świadczą o intensywnym wbudowywaniu azotu w komórki biomasy, szczególnie gdy temperatura wody wynosiła ≥ 10 °C. Błona ta odkładała się na ziarnach złoża, lecz w miarę wzrostu i starzenia się niewątpliwie ulegała wymywaniu przez filtrującą wodę, jak również mogła być także wmywana podczas płukania filtrów. Dla



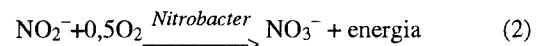
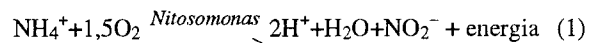
Rys. 2. Bilans azotu ogólnego na ujęciu infiltracyjnym w Poznaniu

Tabela 2. Zmiana ilorazu $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ dla wody po filtracji

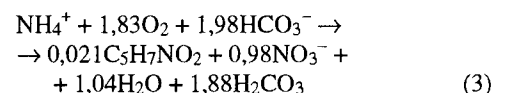
Temperatura, °C	ΔNH_4^+	ΔNO_3^-	$\Delta\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$
Suma	0,421	0,226	0,54
<10	0,430	0,275	0,64
≥10	0,414	0,220	0,53

potwierdzenia tego zjawiska zdecydowano się na pobór próbek wody w celu oznaczenia w niej zawartości azotu organicznego. Analizy wykazały, że azot organiczny znajdował się zarówno w wodzie z płukania filtrów jak i okresowo pojawiał się w wodzie przefiltrowanej, co uznać można za potwierdzenie powyższego przypuszczenia.

Gdyby przyjąć, że udział nityfikacji i asymilacji w usuwaniu azotu amonowego przedstawiają poniższe równania:



to energia uzyskiwana w ramach utleniania azotu amonowego jest wykorzystywana na syntezę biomasy nowych komórek. Równania te można sumarycznie przedstawić w następującej postaci [3,4]:



Wynika stąd, że z utlenienia 1000 cząsteczek azotu amonowego i wykorzystaniu dwutlenku węgla zawartego w wodzie powstanie 21 cząsteczek nowego białka ($\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$). W konsekwencji tego można napisać, że przyrost biomasy wynosi 0,17 gsmo na 1 g usuniętego azotu amonowego. W literaturze

podawana jest także mniejsza wartość, tj. 0,15 gsmo/gNH₄⁺ [5]. Ponieważ podczas filtracji pospiesznej średnie obniżenie stężenia azotu amonowego wynosiło 0,421 gN/m³, to według powyższej zależności przyrost biomasy winien wynieść 0,072 gsmo/gNH₄⁺ i taka wartość mogła brakować w przeprowadzonym bilansie. Z bilansu azotu ogólnego (tab.3) uzyskano większą różnicę, co może wskazywać, że w tym czasie mógł równocześnie zachodzić proces denitryfikacji.

Tabela 3. Bilans azotu ogólnego (gN/m³)

Temperatura, °C	Przed filtrami	Po filtrach	Różnica
Suma	1,408	1,202	0,206
<10	1,332	1,167	0,165
≥10	0,810	0,605	0,202

Podsumowanie

Analizując przebieg procesu infiltracji, z uwzględnieniem 80-dobowego przesunięcia pomiędzy próbkami wody pobieranymi do analizy z Warty i po infiltracji, stwierdzono statystycznie istotne obniżenie stężeń azotu amonowego dla temperatur <10 °C, a także obniżenie stężeń azotynów oraz wzrost stężeń azotanów dla obu zakresów temperatur. W przypadku wyższych temperatur nie wystąpiły statystycznie istotne różnice pomiędzy stężeniami azotu amonowego przed i po infiltracji, co było najprawdopodobniej związane z zakwitami planktonu oraz procesami amonifikacji w osadach dennych.

Proces filtracji pospiesznej wykazał statystycznie istotne obniżenie stężeń azotu amonowego i azotynów oraz wzrost stężeń azotanów dla obu zakresów temperatur. Świadczyło to o zachodzącej nitryfikacji, niezależnie od temperatury wody, jednakże suma związków azotu po filtrach była mniejsza niż przed filtrami. Najprawdopodobniej brakujący azot został zasymilowany w komórkach bakterii tworzących na złożu błonę biologiczną, wymywaną podczas płukania filtrów. Ze względu na deficyt azotu, nawet po uwzględnieniu przyrostu biomasy, nie można odrzucić hipotezy, że podczas filtracji pospiesznej zachodził także proces denitryfikacji.

Autorka składa podziękowania Wojewódzkiemu Przedsiębiorstwu Wodociągów i Kanalizacji w Poznaniu za udostępnienie wyników analiz wody.

LITERATURA

1. M. BŁĄŻEJEWSKI: Sztuczna infiltracja w uzdatnianiu wód powierzchniowych. IOŚ, Warszawa 1982.
2. V. JANDA, J. RUDOVSKY: Removal of ammonia from drinking water by biological nitrification. Journal Water SRT-Aqua, 1994, Vol. 43, No. 3, pp. 120–125.
3. J. DOJLIDO: Chemia wody Arkady, Warszawa 1982.
4. B. SHARMA, R. C. AHLERT: Nitrification and nitrogen removal. Water Research, 1977, Vol. 11, No. 10, pp. 897–925.
5. J. BERNACKA, J. KURBIEL, L. PAWŁOWSKA: Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich. IOŚ, Warszawa 1992.

Conversion of Nitrogen Compounds in the Infiltration Water Intake of Poznań

To assess the variations of nitrogen compound levels in infiltration water we made use of the data sets obtained from physicochemical analyses of water samples, collected in the time span of 1970 to 1992 and investigated for the presence of ammonia nitrogen, nitrite, nitrate and organic nitrogen. The data sets were grouped into three categories: with no disinfection according to water temperature, for water temperature below 10°C, and for water temperature equal to, or higher than, 10°C. For the purpose of the study two processes were considered – infiltration and rapid filtration. On comparing the <10°C data sets for water samples collected directly from the river Warta and after infiltration, we found that the retention time for the investigated period approached 80 days. Statistical analysis revealed a significant difference in ammonia nitrogen concentration between riverine water samples and water samples after infiltration for temperatures <10°C. Nitrite concentration was

lower, and nitrate concentration was higher after infiltration for all the temperatures considered. No significant differences in ammonia nitrogen concentration between the two types of water samples were found to occur at temperatures >10°C. This might be attributed to plankton blooming and ammonification in the pond bottom. Rapid filtration enhanced the nitrification process, which was concomitant with a decrease of ammonia nitrogen concentration and an increase of nitrate nitrogen concentration, irrespective of water temperature. Concentration of nitrite nitrogen also decreased significantly irrespective of temperature. Total nitrogen concentration after passage through the filters was lower than that before passage. The lacking portion of nitrogen must have been assimilated by the bacterial cells which form a biofilm in the soil, but we cannot exclude the occurrence of denitrification in the filter layers, either.