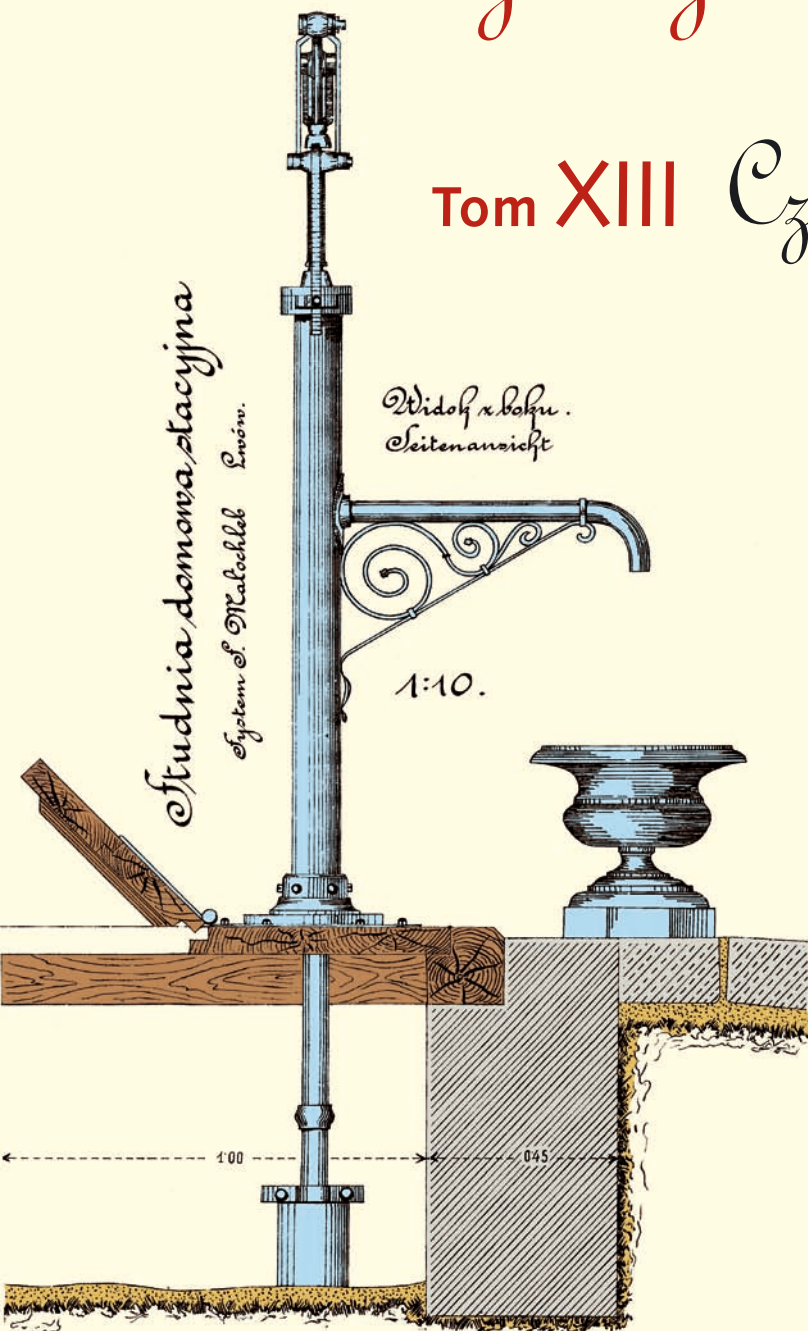


Współczesne problemy hydrogeologii

Tom XIII Część 2.





Wydanie publikacji zostało sfinansowane przez
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej

Recenzenci:

Jadwiga Szczepańska
Wojciech Ciężkowski
Józef Górski
Andrzej Kowalczyk
Ewa Krogulec
Grzegorz Malina
Jerzy Małecki
Marek Marciniak
Jacek Motyka
Marek Nawalany
Jan Przybyłek
Andrzej Rózkowski
Andrzej Sadurski
Andrzej Szczepański
Stanisław Staško
Stanisław Witczak
Andrzej Zuber

Redakcja: Andrzej Szczepański, Ewa Kmiecik, Anna Żurek

Teksty artykułów w częściach 2. i 3. zostały wydrukowane z wersji elektronicznej dostarczonej przez Autorów, metodą bezpośredniej reprodukcji (*camera ready*)

Projekt okładki i stron tytułowych: Andrzej Tomaszewski

Na okładce: fragment projektu studni miejskiej we Lwowie z 1906 roku
— ze zbiorów prof. **Antoniego S. Kleczkowskiego** (1922–2006)

Korekta: Zespół

Skład komputerowy systemem $\text{T}_{\text{E}}\text{X}$: pre $\text{T}_{\text{E}}\text{X}$ t, www.pretext.com.pl

Druk: ROMA-POL, www.romapol.pl

ISBN-13 978-83-88927-16-4

Ewa Krogulec, Krzysztof Józwiak

**Azot mineralny w płytkich wodach
podziemnych Kampinoskiego Parku
Narodowego**

**Inorganic Nitrogen in the Shallow Groundwater
of the Kampinoski National Park**

Słowa kluczowe azotany, azotyny, amoniak, procesy hydrogeochemiczne

Key words ammonia, nitrite, nitrate, hydrogeochemical processes

Abstract The presence of mineral forms of nitrogen in the ground waters of the Kampinoski National Park (KPN) varies considerably. The research results have shown that during the nitrogen changes within the active exchange zone, nitrification processes prevail in the KPN area and the surroundings. Denitrification occurs with much lower intensity and is limited mainly to the swampy environment. The type and intensity of specific processes depends on the genesis of the environment concerned, the content of oxygen and organic matter and redox conditions. In terms of nitrogen concentrations, the quality of waters in KPN does not raise reservations. The analysis of the concentration of mineral nitrogen forms can be used to assess the degree of anthropopressure in the area of the park itself and its surrounding buffer zone and verify the natural and specific susceptibility of the ground waters to contamination.

Źródła azotu w wodach podziemnych w rejonie KPN i otuliny

Kampinoski Park Narodowy wraz z otoczeniem jest terenem o dość zróżnicowanym charakterze zagospodarowania, od zurbanizowanego (przedmieścia Warszawy) poprzez rolniczy (poziom błoński i częściowo taras kampinoski), zwartej zabudowy jednorodzinnej (rejon miejscowości: Kampinos, Zaborów, Leszno, Łomianki i in.) do niezagospodarowanego obszaru Parku.

Zagrożenia wód podziemnych związkami azotu w strefie zachodnich granic KPN są związane głównie z atmosferycznym przenoszeniem zanieczyszczeń na teren parku z dalszych odległości. W związku ze znaczną średnią częstością kierunków wiatrów z kierunków NE, E i SE wynoszącą łącznie 31,5%, znaczna część emitowanych do atmosfery zanieczyszczeń z obszaru Warszawy trafia nad obszar Puszczy Kampinoskiej (Sałata i in., 2003). Poziom błoński, jest terenem rolniczym z miejscowościami o zwartej, jednorodzinnej zabudowie. Obszar ten, w zaawansowanym stadium początkowych przekształceń antropogenicznych, pozostaje pod potencjalnym, negatywnym wpływem zagrożeń wynikających ze stosowania nawozów, dopływu zanieczyszczeń z gospodarstw domowych (najczęściej nieskanalizowanych), warsztatów, zakładów rzemieślniczych, sklepów lub stacji benzynowych, a nawet tras komunikacyjnych. Główne typy zagrożeń zmian chemizmu wód w KPN i otulinie związane są ze zmianami w sposobie zagospodarowanie terenu, zasiedlaniem terenów, zmianą typu gospodarki rolnej (głównie ekstensywną) na hodowlano-warzywniczą, gospodarką wodno-ściekową (Macioszczyk i in., 2000, 2002; 2004). Łącznie, w trakcie badań w otulinie Parku i jej najbliższym otoczeniu zidentyfikowano 629 małych potencjalnych i realnych ognisk zanieczyszczeń oraz 173 duże potencjalne i realne ogniska.

Procesy chemiczne i biochemiczne w przemianach azotu

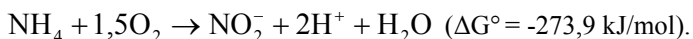
Dwoma najważniejszymi czynnikami regulującymi przemiany związków azotu są zawartość tlenu i substancji organicznej – wpływają one na kształtowanie się warunków redoks, a co za tym idzie na kolejność przebiegu procesów utleniania i redukcji. Do procesów prowadzących do przemian azotu w środowisku zaliczamy procesy:

Immobilizacji — azot w szczątkach organicznych wiązany jest w związki organiczne ulegające humifikacji.

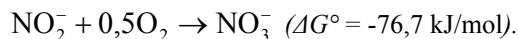
Amonifikacji (*mineralizacji*) — proces polegający na przemianie organicznych związków azotowych do azotu amonowego pod wpływem mikroorganizmów heterotroficznych.

Nitryfikacji — dwustopniowy proces przemiany azotu amonowego do azotanów. Podstawową rolę pełnią bakterie z grup *Nitrosomonas* i *Nitrobacter*. Są to tlenowe bakterie autotroficzne uzyskujące energię z utleniania amoniaku do azotynów, a następnie azotynów do azotanów. Szybkość procesu jest zależna od ilości węgla organicznego i dwutlenku węgla.

W pierwszym etapie zachodzi utlenienie azotu amonowego do azotynów przez bakterie *Nitrosomonas*:



Etap drugi, to utlenienie azotynów do azotanów przez bakterie Nitrobacter:



Pierwszy etap wymaga dostarczenia znacznie większych ilości energii, co w przypadku spadku wraz z głębokością ilości dostępnego węgla organicznego prowadzi do ograniczenia reakcji i niewielkich ilości azotynów w wodzie. Proces nityfikacji przebiega w środowisku utleniającym przy wysokich wartościach potencjału redox. Dla niezakłóconego przebiegu reakcji niezbędna jest obecność tlenu w stężeniu wynoszącym co najmniej 2 mg/l. W przypadku niedoboru tlenu nityfikacja może zatrzymać się na pierwszym etapie i w wodzie obecne będą zwiększone ilości azotynów. Minimalne stężenie tlenu rozpuszczonego, potrzeba do przebiegu procesów nityfikacji wynosi 0,3 mg/l (Randall i in., 1992). Znaczący wpływ na intensywność procesu nityfikacji ma odczyn wód, pH optymalne wynosi 7-8, natomiast przy pH = 6,6 szybkość nityfikacji zmniejsza się o połowę. Poniżej 2°C proces nityfikacji ulega całkowitemu zahamowaniu (Wąsowski, 1992).

Denityfikacji – denityfikację można schematycznie zapisać jako biochemiczną redukcję azotanów do azotu gazowego. Jest to proces przebiegający wieloetapowo, w dużym stopniu przebieg procesu uzależniony jest od samego systemu hydrogeologicznego (otwarty lub zamknięty). Stężenie tlenu w wodach podziemnych, aby zachodziły procesy denityfikacji z udziałem bakterii autotroficznych powinno przekraczać 0,5 mg/L (Kowal, 1997). Zawartość tlenu powyżej 0,13 mg/L powoduje zahamowanie procesu denityfikacji przez niektóre rodzaje bakterii, optymalny odczyn środowiska dla redukcji azotanów waha się pomiędzy 7–8, w zakresie 8–9,5 i 4–7 szybkość denityfikacji spada liniowo (Randall i in., 1992).

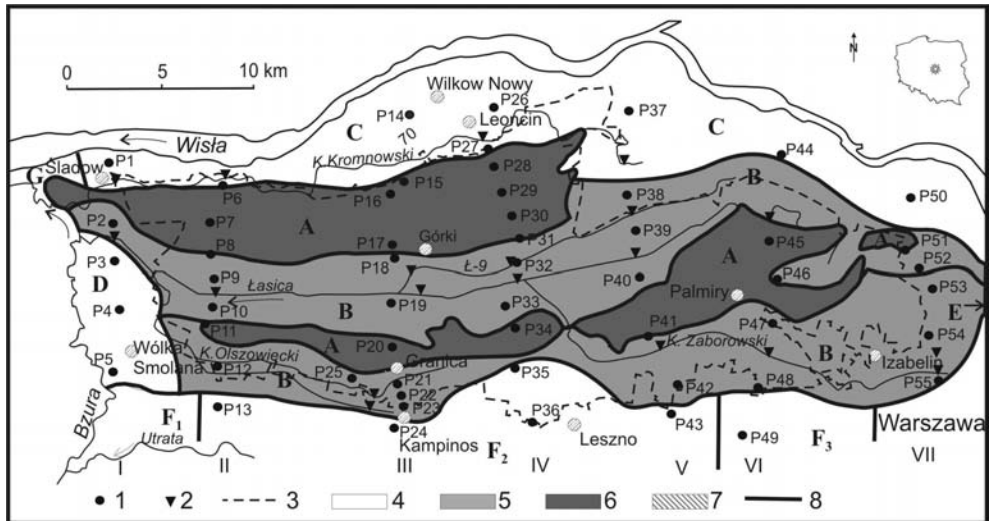
Azot w poszczególnych hydrostrefach KPN i otoczenia

W hydrogeologicznej jednostce dolinnej, w obrębie której położony jest KPN wraz z otuliną, wydzielono obszary o podobnych warunkach hydrodynamiczno-środowiskowych, nazwane hydrostrefami (Krogulec, 2004). Kryteriami wydzielenia hydrostref były przede wszystkim różnice dotyczące: dynamiki i charakteru zmian stanów wód podziemnych, średniej głębokości do zwierciadła wód podziemnych, czynników warunkujących proces zasilania i drenażu, warunków środowiskowych (typy gleb, zagospodarowanie terenu, zróżnicowanie morfologii itp.). Przestrzenny układ hydrostref nawiązuje do typowego dla obszaru KPN i otuliny pasowego układu form rzeźby powierzchni terenu oraz wydzielonych na obszarze otuliny stref oddziaływania antropopresyjnego na wody podziemne.

W rejonie KPN i otuliny można wydzielić następujące hydrostrefy (Krogulec, 2004):

- *Strefa ograniczonego oddziaływania antropopresji na wody podziemne:*
 - **A** - pasy wydymowe,
 - **B** - pasy dolinne (bagienne),
 - **C** - tarasy zalewowe Wisły,
- *Strefa wyraźnego oddziaływania antropopresji na wody podziemne:*
 - **D** - obszar zasięgu oddziaływania ujęcia wód podziemnych w Wólce Smolanej,

- E - przedmieścia Warszawy z infrastrukturą silnie oddziałującą na warunki hydrogeologiczne tych terenów; do strefy tej włączono obszar Łomianek,
- F – poziom błoński, podzielony na podregiony: zachodni F₁, środkowy F₂, wschodni F₃,
- Strefa zróżnicowanej (średniej) antropopresji na wody podziemne:
 - G - tarasy zalewowe i nadzalewowe Wisły oraz tarasy Bzury (obszar poza zasięgiem oddziaływania ujęcia w Wólce Smolanej).



Rysunek 1. Sieć monitoringowa KPN. Objasnienia: 1 — piezometry; 2 — punkty wodowskazowe; 3 — granice KPN; Hydrostrefy: 4 — taras zalewowy Wisły; 5 — pasy bagienne; 6 — pasy wydmore; 7 — poziom błoński z wysoczyzną; 8 — granice stref oddziaływania antropogenicznego

Figure 1. Monitoring network of the KPN. Explanation: 1 — piezometers; 2 — water-gauge; 3 — boundary of KPN; Hydrospheres: 4 — flood terrace of Vistula river; 5 — swamp belt; 6 — dune belt; 7 — blonski terrace with plateau; 8 — boundary of anthropogenic zone

Opróbowanie wód podziemnych przeprowadzono w okresie 2 X – 12 X 2006 r. Badano parametry fizyko-chemiczne w 56 piezometrach należących do sieci monitoringowej KPN oraz 4 punktach wodowskazowych (rys. 1). W trakcie badań terenowych oznaczano stężenia N-NH₃, N-NO₂⁻, O₂, CO₂, mierzono również wartości pH, PEW, Eh. Tego samego dnia w laboratorium oznaczano stężenie azotu azotanowego (N-NO₃⁻). Okres badań związany był z zakończeniem sezonu wegetacyjnego. W okresie tym następuje wzmożone wymywanie związków azotu z gleby do głębszych partii profilu litologicznego. Największe wartości wymywania azotanów obserwowane są w strefach ugorów (na poziomie 144 kg N/ha przy braku nawożenia) i gruntów ornych (52 kg N/ha przy braku nawożenia) (Żurek, 2002).

Tabela. 1 Zakres stężeń form mineralnych azotu w wodach podziemnych w hydrostrefach w rejonie KPN i otuliny***Table. 1.** Concentration inorganic nitrogen in the groundwater in hydrozones of the Kampinoski National Park area

Parametry statystyczne	N-NH ₃ [mg/L]	N-NO ₂ ⁻ [mg/L]	N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	Średnia głębokość do zwierciadła wody [m p.p.t.]	Podatność	
					DRASTIC (IPZ ₂)	Czas przesączania [lata]
Taras zalewowy – A (obszar zmieniony antropogenicznie)						
min	0,00	0,000	0,30	0,0	119	0.083
max	1,45	0,022	14,50	4,58	189	5
śr	0,26	0,008	6,33	1,91	131	1
Północny pas wydmy – B (obszar niezmieniony antropogenicznie)						
min	0,00	0,000	0,00	0,57	122	0.083
max	0,55	0,039	5,20	5,28	174	3
śr	0,12	0,010	1,70	2,50	165	0,5–1
Południowy pas wydmy - B						
min	<u>0.00*</u> 0,00	<u>0.000</u> 0,003	<u>0.40</u> 0,70	1,32	112	0.083
max	<u>0.27</u> 0,51	<u>0.003</u> 0,008	<u>4.80</u> 1,93	4,68	166	3
śr	<u>0.07</u> 0,17	<u>0.002</u> 0,006	<u>2.38</u> 0,97	2,63	155	0,5
Północny pas bagienny - C						
min	<u>0.00</u> 0,00	<u>0.001</u> 0,006	<u>0.00</u> 0,40	0,04	121	0.083
max	<u>1.99</u> 1,56	<u>0.050</u> 0,102	<u>8.10</u> 5,70	2,16	176	5
śr	<u>0.46</u> 0,67	<u>0.020</u> 0,034	<u>2.57</u> 2,44	1,02	144	0,5-1
Południowy pas bagienny – C						
min	<u>0.00</u> 0,00	<u>0.000</u> 0,000	<u>0.00</u> 0,00	0,0	102	0.083
max	<u>1.45</u> 0,16	<u>0.014</u> 0,040	<u>1.20</u> 4,20	3,16	167	5
śr	<u>0.31</u> 0,03	<u>0.005</u> 0,014	<u>0.40</u> 1,31	1,17	140	0,5-1
Poziom łożyski (obszar nie zmieniony antropogenicznie) - F₁, F₂						
min	0,08	0,08	0,08	0,0	120	0,083
max	5,12	5,12	5,12	3,81	155	3
śr	1,53	1,53	1,53	2,17	145	1
Poziom łożyski (obszar zmieniony antropogenicznie) – F₃						
min	0,08	0,011	0,30	0,09	120	0,083
max	5,12	0,285	6,60	2,99	187	3
śr	1,53	0,090	2,06	1,98	155	1

*licznik – wartości w punktach uznanych za warunki naturalne,

mianownik – warunki zmienione antropogenicznie.

W wodach podziemnych KPN i otoczenia jony N-NH_3 występują w wyrównanych stężeniach sięgających w warunkach naturalnych 1,99 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$ i 1,56 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$ w warunkach zmienionych antropogenicznie (tab. 1). W wodach podziemnych w warunkach naturalnych stężenia N-NO_2^- nie przekraczały 0,5 mg/L, w strefach zmienionych antropogenicznie 0,102 mg/L. Stężenia azotu azotanowego wyniosły, w strefach zmienionych antropogenicznie maksymalnie 14,5 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$.

W obrębie tarasu zalewowego Wisły zawartość tlenu w wodach podziemnych wynosiła od 0,92 do 7,95 mg/L przy stosunkowo niskim stężeniu jonów N-NH_3 nie przekraczającym 0,25 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$. Jedynie w piezometrze P15, zawartość tlenu była poniżej granicznej wartości 0,3 mg O_2/L , przełożyło się to na znacznie większe stężenia amoniaku wynoszące 1,45 mg/L. Odczyn wód w obrębie tarasu zalewowego wynosił najczęściej 6–6,2. W punkcie P27 pomierzone pH wyniosło 5,4, a więc tempo nityfikacji zostało tu znacznie ograniczone – w wodach zanotowano 0,25 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$. Nie badano zawartości substancji organicznej, jednak biorąc pod uwagę genezę i wykształcenie litologiczne warstwy wodonośnej można przyjąć, że jej stężenie jest wyrównane. Pomierzone wartości potencjału redoks nie wskazują jednak na występowanie lokalnych warunków redukcyjnych (292 ÷ 442 mV). W takich warunkach hydrochemicznych możliwość zachodzenia procesu denityfikacji jest bardzo ograniczona lub wręcz nie może zachodzić. Powoduje to utrzymywanie się wysokich stężeń azotanów w wodach podziemnych. W opisywanej sesji badawczej zanotowano maksymalne stężenie na poziomie 65 mg NO_3^-/L , jednak w trakcie badań trwających od października 2004 zanotowano maksymalną wartość na poziomie 147 mg NO_3^-/L , stężenia azotanów są tutaj średnio 6÷20 razy wyższe niż w innych hydrostrefach.

W pasach wydmowych w warunkach naturalnych, w punktach badawczych, gdzie stężenia tlenu były niższe od 0,3 mg O_2/L i/lub występowały niższe wartości pH (najczęstsze mieściły się w zakresie 5,3-6,8) notowano minimalne stężenia amoniaku na poziomie 0,28 mg/L (tab. 1). W pozostałych punktach, gdzie warunki hydrochemiczne pozwalały na łatwe zachodzenie nityfikacji stężenia, nie przekraczały 0,03 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$. Zawartość azotu azotanowego w wodach podziemnych koreluje się z zawartością amoniaku. Punkty o zwiększonym stężeniu NO_2^- są otworami, w których występują warunki utrudniające przebieg nityfikacji (niskie pH i/lub niskie stężenia tlenu). W październiku 2006 r. najwyższe zanotowane stężenia azotanów wyniosły 25,3 mg/L, należy jednak zauważyć, że szczególnie rejon północnego pasa wydmowego charakteryzuje się dużymi wahaniami stężeń w poszczególnych punktach badawczych (0÷26 mg/L – w okresie 2004-2006 r.). Zmienność stężeń azotanów w pasie południowym jest mniejsza (0÷3,3 mg/L – w okresie 2004-2006 r.). Wynika to m.in. z faktu większego zróżnicowania chemizmu wód w pasie północnym czy występowania w nim skomplikowanego, lokalnego systemu krążenia wód na styku z tarasem zalewowym (Krogulec, 2004; Krogulec, Józwiak, 2005; Józwiak, Krogulec, 2006). Wpływ na większe znaczenie denityfikacji w obrębie pasa północnego ma też okresowy przepływ wód podziemnych od strony północnego pasa bagiennego w kierunku pasa wydmowego – dopływ wód o charakterze redukcyjnym, z małą zawartością tlenu.

W pasach bagiennych w ok. 40% punktów badawczych zawartość rozpuszczonego w wodach podziemnych tlenu była zbyt niska do sprawnego przebiegu nityfikacji. W punktach tych zaobserwowano podwyższone stężenia N-NH_3 , korelacja pH wód i stężeń amoniaku zachowała identyczne jak w poprzednich środowiskach analogie. Należy przyjąć, że środo-

wisko pasów bagiennych KPN jest najbardziej zróżnicowane pod względem zmienności pola hydrochemicznego. Występują tu warunki pozwalające na zachodzenie procesów denitryfikacji (duża zawartość substancji organicznej, brak lub bardzo niskie stężenia tlenu, niższe niż w innych hydrostrefach wartości Eh – średnio 22 mV). Powoduje to m.in. utlenianie żelaza (II), wzrost stężeń wodorowęglanów i siarczanów. Pomimo zaliczenia do obydwu pasów do tego samego typu środowiska bagiennego różnią się one od siebie – zarówno pod kątem intensywności zachodzących procesów hydrogeochemicznych jak i systemu krążenia wód (Krogulec, Józwiak, 2005; Józwiak, Krogulec, 2006). Chemizm wód w pasie południowym jest wypadkową dopływu wód od strony tarasu błońskiego i procesów zachodzących w obrębie pasa. W pasie północnym notowane są stale niższe wartości azotanów spowodowane istnieniem warunków sprzyjających zachodzeniu denitryfikacji (mniej tlenu, więcej substancji organicznej, częściej występujące optymalne wartości pH).

Taras błoński jest przykładem obszaru znajdującego się w stadium przekształceń antropogenicznych, zagospodarowanie rolnicze i gospodarka komunalna powodują występowanie wysokich stężeń amoniaku (maks. 5,12 mg N-NH₃/L) i azotynów (0,285 mg N-NO₂/L w wodach podziemnych). Stężenia tlenu oraz wartości pH teoretycznie pozwalają na zachodzenie obydwu etapów nityfikacji azotu. Niezbyt wysokie stężenia azotanów można wytłumaczyć zachodzeniem w warstwie wodonośnej procesów denitryfikacji związanej m.in. z rozkładem związków żelaza.

Podatność naturalną wód podziemnych na zanieczyszczenia rejonu KPN wraz z otuliną określono przy zastosowaniu metody DRASTIC oraz czasu migracji zanieczyszczeń konserwatywnych (Krogulec, 2004). Czas migracji jest uzależniony głównie od litologii skał (głównie porowatości efektywnej), wodoprzepuszczalności, głębokości do zwierciadła wód podziemnych oraz intensywności zasilania. Stężenie azotanów (uznanych za zanieczyszczenie konserwatywne) zostało skonfrontowane z oceną podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia, co może stanowić weryfikację metody. Wg klasyfikacji Kleczkowskiego (Kleczkowski, 1990) wody podziemne rejonu KPN są bardzo podatne na zanieczyszczenia (czas migracji najczęściej wynosi 1 rok), czyli system wodonośny jest podatny na większość zanieczyszczeń, może nastąpić szybki wzrost zanieczyszczeń dla wielu scenariuszy ich migracji (Foster i in, 2002). W północnym pasie wydmy, gdzie maksymalny czas przesączania nie przekracza 3 lat, a dominuje czas w zakresie 0,5-1 roku (podatność średnia - DRASTIC), wartość N-NO₃⁻ jest niska, nie przekracza 5,2 mg N-NO₃⁻/L. Jeszcze niższe stężenia N-NO₃⁻ notowane były w południowym pasie wydmy, w którym zwierciadło wody występuje na zróżnicowanej głębokości, ale średnio nieco głębiej niż w pasie północnym, średni czas przesączania wynosi 0,5 roku. W pasach bagiennych charakteryzujących się średnią podatnością na zanieczyszczenia (średni czas przesączania 0,5-1 rok; IPZ - 140) zawartości N-NO₃⁻ są wyższe w pasie północnym, gdzie zwierciadło wody występuje nieco płycej niż w pasie południowym. Na tarasie zalewowym na którym rejestrowane jest duże zróżnicowanie głębokości do zwierciadła wód podziemnych, czas przesączania jest również zmienny (maksymalnie 5 lat, średnio 1 rok), a dominuje średnia podatność (choć jest tu notowany najwyższy w KPN wskaźnik IPZ - 196), zawartość N-NH₃ zmienia się w granicach od 0,3 do 14,5 mg N-NO₃⁻/L. Na poziomie błońskim, charakteryzującym się zmienną podatnością na zanieczyszczenia, stężenia N-NH₃ są wyższe w rejonach zmienionych antropogenicznie.

Dalsze badania nad korelacją zawartości N-NH₃, głębokością zwierciadła wody podziemnej czy intensywnością zasilania w oparciu o metodę statystyczną pozwolą na weryfikację oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia oraz ocenę podatności specyficznej wód podziemnych na zanieczyszczenia rejonu KPN.

Podsumowanie

Występowanie mineralnych form azotu w wodach podziemnych Kampinoskiego Parku Narodowego jest bardzo zróżnicowane. Badania, zostały wykonane w okresie przyjętym w literaturze za czas kiedy do wód podziemnych migrują maksymalne dawki związków azotu. Wyniki badań wykazały, że w trakcie przemian azotu w strefie aktywnej wymiany, na obszarze KPN i otoczenia dominują procesy nityfikacji. Denityfikacja zachodzi z o wiele mniejszą intensywnością i ograniczona jest głównie do środowiska pasów bagiennych. Rodzaj i intensywność poszczególnych procesów uwarunkowana jest genezą badanego środowiska, zawartością tlenu, substancji organicznej oraz warunkami redoks. Biorąc pod uwagę tylko stężenia azotu, jakość wód KPN jako wód przeznaczonych do spożycia jest dobra, chociaż lokalnie wody te mogą być istotnie zanieczyszczone. Stężenia mineralnych form azotu pozwalają na określenie stopnia antropopresji, mogą stanowić przy szerszym wykorzystaniu metod statystycznych element weryfikacji oceny podatności naturalnej wód podziemnych na zanieczyszczenia.

Literatura

- Foster S.S.D., Hirata R., Gomes D., D'Elia M., Paris M., 2002: *Groundwater quality protection*. The World Bank Washington, D.C.
- Józwiak K., Krogulec E., 2006: *Zastosowanie modelowania geochemicznego jako elementu wspomagającego monitoring przyrodniczych obszarów chronionych*. Przegl. Geol., vol. 54, nr 11, str. 987–992.
- Kleczkowski A. S. (red.), 1990: *Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony, skala 1:500 000*. Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH, Kraków.
- Kowal A. L., 1997: *Usuwanie związków azotowych z wody*. Politechnika Wroclawska, raport SPR nr 36, Wrocław.
- Krogulec E., 2004: *Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w dolinie rzecznej na podstawie przesłanek hydrodynamicznych*. Wyd. UW, Warszawa. Str. 177. ISBN 83-235-0165-3.
- Krogulec E., Józwiak K., 2005: *Wskaźnikowe badania hydrochemiczne w rejonie Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN)*. [W] Współczesne Problemy Hydrogeologii, tom XII, Toruń 2005, str. 405-411.
- Macioszczyk A., Krogulec E., Józwiak K., 2004: *Szczegółowe rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego sięgających od strony południowej*. Arch. WSEiZ, Str. 62.

- Macioszczyk A., Macioszczyk T., Józwiak K., 2002: *Szczegółowe rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego sięgających od strony tarasu zalewowego Wisły*. Arch. WSEiZ. Str. 46.
- Macioszczyk A., Macioszczyk T., Krogulec E., Józwiak K., 2000: *Ogólne rozpoznanie hydrogeologicznych zagrożeń Kampinoskiego Parku Narodowego związanych z gospodarką w otoczeniu Parku*. Arch. WSEiZ. Str. 20.
- Randall C. W. i in., 1992: *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Water Quality Management Library, Vol. 5, Technomic Publishing Company Inc.
- Salata M., Trębińska E., 2003: *Aktualny stan jakości powietrza w Warszawie*. [W:] www.wios.warszawa.pl.
- Wąsowski J., 1992: *Wybrane wysokoefektywne procesy w technologii uzdatniania wody*. [W:] Mat. Konf. - Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań.
- Żurek A., 2002: *Azotany w wodach podziemnych*. [W:] Biuletyn PIG nr 400, Warszawa. Str. 115-141.