

Doroła KACZOR-KURZAWA

Państwowy Instytut Geologiczny-Państwowy Instytut Badawczy
ul. Zgoda 21, 25-953 Kielce
e-mail: dorota.kaczor-kurzawa@pgi.gov.pl

Ocena i przyczyny zanieczyszczenia azotanami wód podziemnych w zachodniej części Polesia Lubelskiego i Wołyńskiego

W pracy przedstawiono stan zanieczyszczenia wód pierwszego poziomu wodonośnego azotanami na obszarze zagospodarowanym rolniczo (około 300 km²) w zachodniej części Polesia Zachodniego (Lubelskiego) i Wołyńskiego. Zawartość azotanów została zbadana w wodach podziemnych metodą fotometryczną za pomocą fotometru Slandi LF300 w 31 punktach dokumentacyjnych (studniach kopanych, studni wierconej, źródłach i sondach ręcznych). Zanieczyszczenie wód azotanami (o zawartości powyżej 50 mg NO₃⁻/dm³) stwierdzono w 10 próbkach wody (32% populacji danych), a stan zagrożenia tym zanieczyszczeniem (o zawartości 25÷50 mg NO₃⁻/dm³) odnotowano w 5 punktach. Stwierdzone zanieczyszczenie wód pierwszego poziomu ma charakter lokalny i związane jest głównie z nieuporządkowaną gospodarką komunalną oraz złym stanem sanitarnym gospodarstw rolnych. Migracji zanieczyszczeń transportowanych przez infiltrujące wody opadowe z powierzchni terenu do systemu wodonośnego sprzyjają dobre własności filtracyjne skal strefy aeracji i płytkie występowanie poziomu wód podziemnych (do 5 m). Naturalna podatność rozpatrywanego poziomu wodonośnego na ponad 90% powierzchni terenu badań jest wysoka i bardzo wysoka, co powoduje, że czas przenikania wód (z zanieczyszczeniami) wynosi tu odpowiednio do 5 lat (dla około 30% powierzchni terenu - podatność bardzo wysoka) i 5-25 lat (dla około 65% powierzchni terenu - podatność wysoka).

Słowa kluczowe: pierwszy poziom wodonośny, zanieczyszczenia azotanami, wrażliwość wód podziemnych, Polesie (SE Polska)

Wstęp

Obserwowany od wielu lat wzrost zawartości związków azotu pochodzenia rolniczego w wodach podziemnych i powierzchniowych jest poważnym problemem w Polsce [1-10] i na świecie [11, 12]. Wysokie stężenia związków azotu, a szczególnie azotanów w wodach są szkodliwe dla zdrowia ludzi i zwierząt, a w przypadku wód powierzchniowych powodują ich eutrofizację, która przyczynia się do zachwiania równowagi biologicznej w środowisku wodnym. W celu rozpoznania i ograniczenia negatywnych skutków występowania azotanów w wodzie Rada Wspólnot Europejskich nałożyła na kraje członkowskie w Dyrektywie Azotanowej z 1991 roku [13] obowiązek wskazania obszarów o wodach już zanieczyszczonych azotanami oraz obszarów szczególnie wrażliwych (podatnych) na to zanieczyszczenie. Zapisy kolejnych dyrektyw [14, 15] rozszerzają zakres wymogów w tym

zakresie i zobowiązują także do podjęcia działań naprawczych i zapobiegawczych dalszym zanieczyszczeniu aż do osiągnięcia dobrego stanu ilościowego i chemicznego wód, ostatecznie do 2027 roku. Zadanie to realizowane jest m.in. na podstawie przeprowadzanych okresowo ocen jakości wód podziemnych. Wyniki takiej oceny, wykonanej przez autorkę w 2012 roku w Państwowym Instytucie Geologicznym-Państwowym Instytucie Badawczym w Kielcach, zamieszczono w niniejszym artykule. Ocena ta została wykonana w ramach tematu Państwowej Służby Hydrogeologicznej: *Baza danych GIS Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000 „Pierwszy poziom wodonośny - wrażliwość na zanieczyszczenie i jakość wód”, arkusz Siedliszcze* [4].

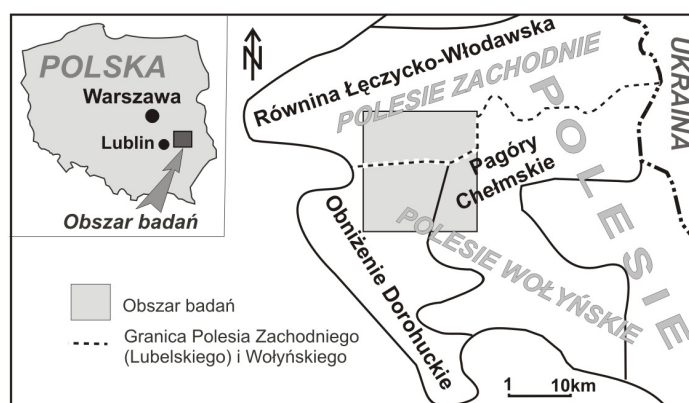
Przedmiotem badań był pierwszy od powierzchni terenu poziom wodonośny, rozumiany jako warstwa lub zespół warstw wodonośnych o dobrej łączności hydraulicznej, średniej wodoprzepuszczalności powyżej 3 m/24 h, łącznej miąższości ponad 2 m i ciągłości występowania na obszarze przynajmniej 20 km² [16].

Wody tego poziomu wymagają szczególnej ochrony, ponieważ nie podlegają obowiązkowej kontroli jakości, a na obszarach wiejskich nadal niejednokrotnie są wykorzystywane do picia i na potrzeby gospodarcze. Zły stan chemiczny tych wód stanowi także zagrożenie dla zalegających niżej głównych poziomów użytkowych, które stanowią podstawową bazą zaopatrzenia w wodę dla wodociągów komunalnych. Wody pierwszego poziomu wraz z rozpuszczonymi w nich zanieczyszczeniami przesączają się w głąb, powodując degradację jakości kolejnych warstw i poziomów wodonośnych.

Celem pracy jest przedstawienie stanu zanieczyszczenia pierwszego poziomu wodonośnego związkami azotu, przyczyn ich występowania oraz wskazanie obszarów najbardziej narażonych na te zanieczyszczenia pod względem ich naturalnej ochrony. Ocena stanu zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami została dokonana na podstawie połowych badań chemicznych. W pracy przedstawiono także propozycję działań zapobiegawczo-naprawczych dla poprawy i utrzymania dobrej jakości wód rozpatrywanego poziomu.

1. Obszar badań

Prace badawcze prowadzone były na obszarze o powierzchni 300 km², objętym arkuszem Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, arkusz Siedliszcze (751), ograniczonym współrzędnymi 23°00' i 23°15' długości geograficznej wschodniej oraz 51°10' i 51°20' szerokości geograficznej północnej (rys. 1). Obszar badań położony jest w województwie lubelskim, w powiatach chełmskim i łęczyckim, w południowo-zachodniej części Polesia (na pograniczu Polesia Zachodniego (Lubelskiego) i Wołyńskiego), w obrębie jednostek geograficznych niższego rzędu: Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej, Obniżenia Dorohuczcy i Pagórów Chełmskich [17]. Przeważają tu tereny gospodarowane rolniczo, o dużym udziale obszarów stale lub okresowo podmokłych.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań na tle jednostek geograficznych [17]

Fig. 1. Location of the study area against geographic background [17]

Pod względem usytuowania w systemie jednostek budowy geologicznej obszar ten znajduje się w NE skrzydle niecki lubelskiej, zbudowanej ze skał węglanowych wieku kredowego, o miąższości od 400 do około 600 m, wykształconych w postaci kredy piszącej, margli, wapieni i opok [18]. Powyżej zalegają serie piaszczysto-żwirowe, gliny zwałowe, mułki zastoiskowe i torfy czwartorzędowe. Osady pokrywy czwartorzędowej występują na około 90% powierzchni omawianego obszaru i osiągają grubość od kilku do 40÷50 m w dolinie rzeki Wieprza i do 50÷80 m w kopalnych zagłębieniach w północnej części terenu.

Wody podziemne o charakterze użytkowym wypełniają skały kredy górnej oraz czwartorzędowe, tworząc wspólny poziom czwartorzędowo-górnokredowy [19]. W górnokredowym poziomie wodonośnym obieg wody odbywa się poprzez sieć spękań ciosowych i tektonicznych do głębokości 200÷300 m, poniżej której następuje pogorszenie własności filtracyjnych skał aż do obszarów bezwodnych, gdzie następuje całkowity zanik szczelin i spękań. Wody w czwartorzędzie występują w osadach piaszczysto-żwirowych pochodzenia lodowcowego lub rzeczno-

Głębokość do zwierciadła wód podziemnych wynosi przeważnie od 2 do 5 m, tylko w dolinach rzecznych wynosi poniżej 2, a niejednokrotnie poniżej 1 m. Natomiast w południowo-wschodnim krańcu, w obrębie Pagórów Chełmskich, zwierciadło wód podziemnych pierwszego poziomu leży na głębokości poniżej 20 m [20]. Rzędne zwierciadła wody zmieniają się od 210 m n.p.m. w obszarze Pagórów Chełmskich do 170 m n.p.m. w zachodniej i północnej części obszaru.

Główną strefą drenażu wód podziemnych jest rzeka Wieprz wraz z jej dopływami - rzekami Świnką i Mogielnicą. Drenaż wód odbywa się także w sposób wymuszony poprzez ich eksploatację na ujęciach komunalnych w miejscowościach: Siedliszcze, Kulik, Cyców, Wesołówka (poziom górnokredowy) i w Zawadowie (poziom czwartorzędowy).

Wody poziomu górnokredowego są częścią dużej struktury wodonośnej - Głównego Zbiornika Wód Podziemnych (GZWP) nr 407 Niecka Lubelska (Chełm - Zamość) o szacunkowych zasobach dyspozycyjnych 1050 m³/d [21].

2. Metodyka badań

Ocena stężenia azotanów w wodach podziemnych została wykonana na podstawie wyników badań chemicznych, przeprowadzonych dla 31 próbek wody pobranych ze studzien kopanych, studni wierconej, źródeł i płytkich sond penetracyjnych. Analizy chemiczne wykonano w terenie metodą fotometryczną za pomocą polowych mierników SLANDI: fotometr LF300, konduktometr SC300 i pH-metr SP300, bezpośrednio po pobraniu wody ze studni, źródeł i sond. Oprócz zawartości azotanów oznaczono także inne parametry wody, tj. odczyn pH, przewodność elektryczną (PEW), amoniak, azotyny, chlorki, siarczany.

Prace terenowe i badania chemiczne wykonano w czerwcu 2012 roku. Punkty dokumentacyjne rozmieszczone były równomiernie na całym terenie badań tak, by badania były reprezentatywne dla obszarów o podobnych cechach hydrogeologicznych (wykształcenie litologiczne warstwy wodonośnej, pozycja stratygraficzna, jednorodny charakter zwierciadła wód podziemnych i geologiczna geneza formy terenu). Obszary te odpowiadały „jednostkom hydrogeologicznym” wyznaczonym na mapie występowania i hydrodynamiki pierwszego poziomu wodonośnego [20]. Badaniami objęto studnie czynne, użytkowane do celów spożywczych bądź bytowo-socjalnych.

W ramach prac terenowych pobrano do badań i wykonano analizy chemiczne dla 23 próbek wody ze studzien kopanych, 1 próbkę ze studni wierconej i 2 próbki ze źródeł (rys. 2). Odwiercono także 5 płytkich sond ręcznych w celu sprawdzenia, czy odnotowane w studniach gospodarskich zanieczyszczenia mają większy zasięg o charakterze obszarowym. Sondy odwiercono w strefach splotu wód podziemnych, pomiędzy punktem o stwierdzonym zanieczyszczeniu wód związkami azotu a lokalną bazą ich drenażu, czyli doliną rzeczną. Sondy do głębokości 2,5 m wykonano w miejscowościach Kolonia Chojeniec, Kolonia Ludwinów, Lipówki, Malinówka i Podgłębokie (rys. 2), a następnie pobrano z nich próbki wody do badań chemicznych.

Otrzymane wyniki zostały poddane klasyfikacji na podstawie obowiązujących aktów prawnych, określających stan jakościowy wód podziemnych [13, 15, 22]. Klasyfikacja ta była podstawą do oznaczenia stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami.

Dodatkowo, wyznaczono naturalną wrażliwość (podatność) wód pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenia antropogeniczne. Została ona określona na podstawie czasu migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do pierwszego poziomu wodonośnego, który odpowiada czasowi wymiany połowej pojemności wodnej gleb i skał strefy aeracji przez infiltrujące wody opadowe (tzw. MRT - *Mean Residence Time*). Do określenia oceny naturalnej wrażliwości wykorzystano następujące parametry: miąższość strefy aeracji (m_A) - odpowiadająca głębokości do pierwszego poziomu wodonośnego, współczynnik połowej pojemności wodnej gleb (w_{og}), skał przepuszczalnych (w_{op}) i nieprzepuszczalnych (w_{oi}) - zależny od współczynnika filtracji skał i wykształcenia litologicznego, procentowy udział warstw izolujących w profilu strefy aeracji (S_p), względny współczynnik infiltracji

efektywnej opadów atmosferycznych (W) - obliczony na podstawie wodoprzepuszczalności utworów powierzchniowych oraz moduł zasobów odnawialnych wód podziemnych (ZO) - uwzględniający średnie i ekstremalne wartości odpływu podziemnego, a także zagospodarowanie i morfologię terenu [4]. Na podstawie tych parametrów obliczono całkowity czas dotarcia zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej (MRT) według następującego algorytmu: $MRT = MRT_s + MRT_1 + MRT_2$ [lata]; gdzie:

MRT_s - czas wymiany połowej pojemności wodnej profilu glebowego, lata:

$$MRT_s = \frac{1000 \cdot 1,5 \cdot w_{og}}{R}$$

MRT_1 - czas wymiany połowej pojemności wodnej utworów przepuszczalnych strefy aeracji, lata:

$$MRT_1 = \frac{1000 \cdot (m_A - 1,5) \cdot (1 - S_p) \cdot w_{og}}{R}$$

MRT_2 - czas wymiany połowej pojemności wodnej utworów izolujących w strefie aeracji, lata:

$$MRT_2 = \frac{1000 \cdot (m_A - 1,5) \cdot S_p \cdot w_{oi}}{R}$$

R - infiltracja efektywna, mm/rok: $R = ZO \cdot W$

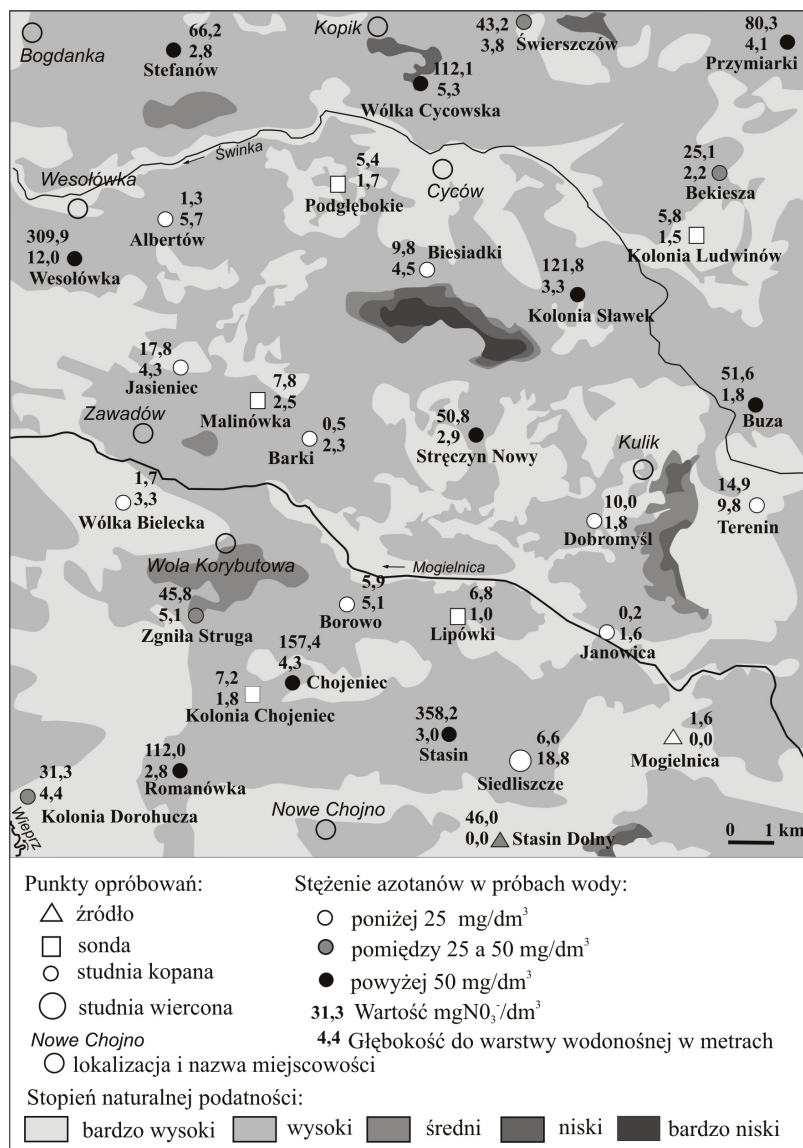
Otrzymane wartości czasu MRT zostały przedstawione na mapie w postaci kilku przedziałów czasowych (<5, 5-25, 25-50, 50-100, > 100 lat), którym odpowiadają różne klasy (stopnie) podatności wód na degradację ich jakości wskutek przenikania zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Są to odpowiednio: klasa bardzo wysoka dla $MRT < 5$ lat, wysoka ($MRT = 5-25$ lat), średnia ($MRT = 25-50$ lat), niska ($MRT = 50-100$ lat) i bardzo niska ($MRT > 100$ lat).

3. Otrzymane wyniki i dyskusja

Stężenie azotanów w zbadanych próbkach wody mieściła się w przedziale od 0,2 do 358,2 mg/dm³. Lokalizację poszczególnych punktów dokumentacyjnych wraz z otrzymanymi wynikami przedstawiono na rysunku 2.

W 10 próbkach wody (tj. 32% populacji danych), pobranych z miejscowości Stefanów, Wólka Cycowska, Przymiarki, Kolonia Wesołówka, Sławek, Stręczyn Nowy, Buza, Chojeniec, Romanówka, Stasin Dolny, stężenie azotanów wynosiło powyżej 50 mg/dm³, a w 5 próbkach (tj. 16% populacji danych), pochodzących ze Świerszczowa, Zgniłej Strugi, Biekiesza, Dorohuczy i źródła ze Stasina Dolnego, mieściło się pomiędzy 25 a 50 mg/dm³. W pozostałych 16 próbkach (tj. 52% populacji danych) wynosiło od 0,2 do 17,8 mg/dm³. Wartość 50 mg NO₃⁻/dm³ według

Rozporządzenia Ministra Środowiska [23] wskazuje na zły stan jakościowy wody, czyli świadczy o jej zanieczyszczeniu. Wartość $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$ jest jednocześnie dopuszczalną granicą zawartości tych jonów w wodach przeznaczonych do spożycia przez ludzi [24]. Natomiast stężenie azotanów pomiędzy 25 a $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$ jest wskaźnikiem stanu wód podziemnych, określanym według Rozporządzenia Ministra Środowiska [22] jako stan zagrożony zanieczyszczeniami azotanowymi.

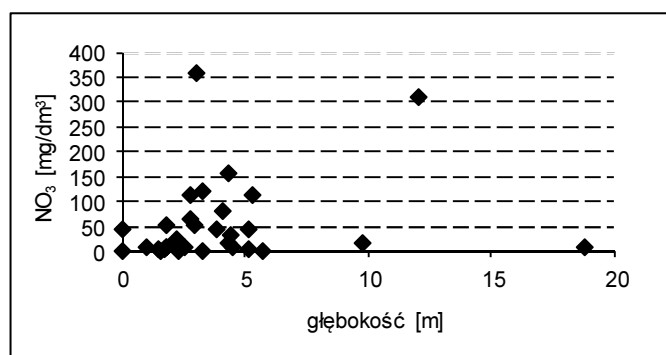


Rys. 2. Lokalizacja punktów dokumentacyjnych na tle mapy podatności wód pierwszego poziomu

Fig. 2. Location of the documentation points in relation to the map of the groundwater natural vulnerability

Wymienione punkty dokumentacyjne o podwyższonych ($25 < \text{NO}_3^- \leq 50 \text{ mg/dm}^3$) i wysokich (powyżej $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$) stężeniach azotanów w wodach podziemnych są rozproszone w obrębie omawianego obszaru, co świadczy o tym, że pochodzą one z ognisk zanieczyszczeń o charakterze lokalnym. Brak skażenia obszarowego związkami azotu potwierdzają wyniki badań wód z płytkich sond penetracyjnych, w których stężenie NO_3^- było niewielkie i wynosiło mniej niż 10 mg/dm^3 .

Otrzymane wielkości stężeń azotanów w wodzie zostały odniesione do głębokości ich poboru (rys. 3). Na wykresie zmienności tych dwóch parametrów widać, że nie zależą one od siebie, co potwierdza obliczony współczynnik korelacji równy 0,19 oraz współczynnik determinacji wynoszący 0,04 (4%). Tak niska wartość współczynnika determinacji oznacza, że zmienność stężenia azotanów w wodzie nie wykazuje związku z głębokością poboru próby.



Rys. 3. Wykres zależności stężeń azotanów w próbkach wody od głębokości ich poboru

Fig. 3. Correlation between nitrates concentration in the water samples and the depth of the Upper Aquifer

Można więc uznać, że wody w rozpatrywanym poziomie, niezależnie od głębokości ich występowania (do 20 m), są w takim samym stopniu narażone na zanieczyszczenia antropogeniczne. Obserwacja ta jest zgodna z wynikami syntezy danych z analiz chemicznych monitoringu krajowego [6], świadczących o tym, że zmniejszenie zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami następuje dopiero na głębokości poniżej 20 m. Natomiast najwięcej zmian jakości wód z tego powodu występuje w płytkich warstwach wodonośnych na głębokości 0÷5 m.

Na opisywanym obszarze zanieczyszczenia azotanowe mogą łatwo przemieszczać się na duże odległości z uwagi na dobre własności filtracyjne skał. Stefa aeracji zbudowana jest tu z dobrze przepuszczalnych piasków oraz silnie spękanych skał węglanowych, co powoduje, że infiltracja wód wraz z niesionymi zanieczyszczeniami może odbywać się relatywnie szybko nawet na znaczne odległości (kilkadziesiąt metrów w kilka lat).

Przykłady takich zanieczyszczeń wód podziemnych azotanami pochodzącymi z oddalonych źródeł emisji znane są także z innych części Polski. Jednym z nich jest ujęcie komunalne w Łobodnie koło Częstochowy, gdzie w poziomie wapieni jury górnej, na głębokości około 20 m, rozpoznano skażenie wód azotanami o stężeniu przekraczającym obowiązujące normy dla wód przeznaczonych do spożycia [5]. Zanieczyszczenia te emitowane były z zabudowy miejskiej Łobodna i Kłobucka, oddalonych o 1÷5 km. Proces naprawczy polegał tu na ograniczeniu ilości poboru wód w celu obniżenia zawartości azotanów w wodzie, co było możliwe dzięki notowanym na ujęciu rezerwom zasobowym [5]. Zastosowanie takich prostych rozwiązań nie zawsze jest możliwe, dlatego proces oczyszczania i redukcji azotanów z wody jest trudny, długotrwały i kosztowny. Do usuwania azotanów z wody stosuje się metody fizyczno-chemiczne, takie jak wymianę jonową, procesy membranowe czy redukcję katalityczną oraz metody biologiczne, wśród których należy wymienić denitryfikację heterogeniczną, autotroficzną denitryfikację wodorową i siarkową [25, 26]. Przykładem wykorzystywania jednej z nich jest denitryfikacja heterogeniczna, która pozwala na ujęciu komunalnym „Wierzchowisko” (w pobliżu Częstochowy) zredukować ilość azotanów w wodzie do około 80% [27].

Badania modelowe czasoprzestrzennego przemieszczania się azotanów w wodach podziemnych na przykładzie dorzecza rzeki Eden w Anglii wykazały istotną rolę parametru „opóźnienia” między wystąpieniem zanieczyszczenia w wodach podziemnych a czasem wprowadzeniem ich do środowiska [12]. W tym przypadku okres opóźnienia wynosił nawet do 60 lat, zanieczyszczenie wód notowane w latach 1983-2000 było wynikiem intensywnego nawożenia pól w latach 1940-1970. Opóźnienie to odpowiada czasowi dotarcia zanieczyszczeń do poziomu wodonośnego, który zależy głównie od miąższości i wykształcenia litologicznego warstw wodonośnych strefy aeracji.

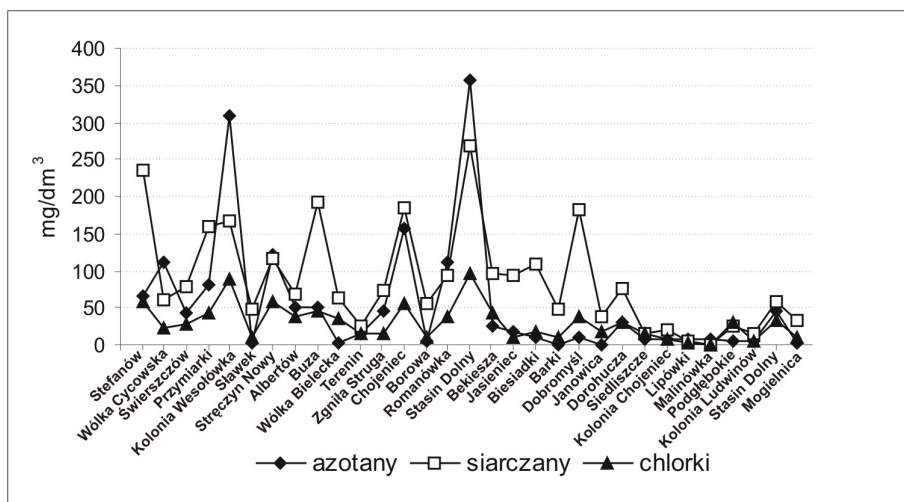
Na omawianym obszarze czas ten został określony w zależności od różnej podatności naturalnej na zanieczyszczenia antropogeniczne, migrujące z powierzchni terenu do systemu wodonośnego. Autorka wyznaczyła pięć klas podatności (wrażliwości) naturalnej opisanych w części metodycznej artykułu. Na większości, bo na około 65% powierzchni terenu badań, stopień podatności na zanieczyszczenie jest wysoki, a czas migracji wód do pierwszego poziomu wodonośnego wynosi tu od 5 do 25 lat. Natomiast na około 30% powierzchni omawianego obszaru stopień podatności jest bardzo wysoki, a zanieczyszczenia z powierzchni terenu mogą przedostać się do warstwy wodonośnej w czasie krótszym niż 5 lat. Tak krótki czas przenikania zanieczyszczeń do wód podziemnych wynika przede wszystkim z dobrych warunków infiltracji skał strefy aeracji (obecność dobrze przepuszczalnych utworów piaszczystych lub węglanowych) i płytkiego występowania zwierciadła wód podziemnych (poniżej 5 m). Zanieczyszczenia z powierzchni terenu mogą tu bardzo szybko przenikać do wód podziemnych pierwszego poziomu i przemieszczać się dalej zgodnie z kierunkami ich przepływu.

Strefy o średnim stopniu podatności wyznaczono tylko na niewielkich fragmentach badanego terenu (około 3% powierzchni), w rejonie Woli Korybutowej, Stefanowa, Dobromyśla (rys. 2). Czas migracji zanieczyszczeń wynosi tu od 25 do

50 lat. Dłuższy w tym przypadku czas migracji związany jest z niższą głębokością zalegania zwierciadła wód, od 5 do 20 m pod powierzchnią terenu, oraz obecnością utworów słabo przepuszczalnych lub nieprzepuszczalnych, jak ropy, gliny i mułki w profilu osadów nadkładu, powodujących spowolnienie infiltracji zanieczyszczeń do wód podziemnych.

Naturalna podatność o stopniu niskim (około 1,5% obszaru badań) i bardzo niskim (około 0,5% całkowitej powierzchni) charakteryzuje tereny na południe od Cycowa, Kulika i Terenina oraz w północnym krańcu obszaru badań - rejon Kopyka i Świerszczowa. Tutaj wody poziome przypowierzchniowe są najlepiej chronione przez wyżej leżące osady izolujące. W rezultacie wyznaczony dla tych obszarów czas migracji zanieczyszczeń do poziomu wodonośnego wynosi od 50 do 100 lat oraz ponad 100 lat. Okres ten jest wystarczający, by przesączające się w głąb wody, niosące rozpuszczone zanieczyszczenia, uległy samooczyszczeniu lub na to, by zostały podjęte odpowiednie działania naprawcze, szczególnie w przypadku pojawienia się substancji trudno usuwalnych ze środowiska wodnego.

Degradację jakości wód podziemnych na omawianym terenie powodują także jony chlorkowe i siarczanowe, występujące w znacznych stężeniach. Na rysunku 4 widać, że podwyższone stężenia siarczanów (od 57,5 do 267,2 mg/dm³) i chlorków (od 15,4 do 97,3 mg/dm³) występują w próbkach, w których odnotowano także wysokie stężenia azotanów (powyżej 25 mg/dm³).



Rys. 4. Wykres zawartości azotanów, siarczanów i chlorków w próbkach wody

Fig. 4. The concentration of nitrate, sulfate and chloride ions in groundwater samples

Zależność tych parametrów sprawdzono za pomocą analizy korelacji. Obliczony współczynnik korelacji dla zmienności stężeń azotanów i siarczanów w wodzie wyniósł 0,7, a dla azotanów i chlorków równy był 0,9. Tak wysoka wartość obliczonych wskaźników potwierdza silną zależność występowania tych jonów w wodzie. Można więc uznać, że podwyższone stężenia azotanów, siarczanów i chlorków pochodzą z tych samych ognisk zanieczyszczeń antropogenicznych.

Natomiast stężenie jonów amonowych i azotynowych w żadnym z oznaczeń nie przekroczyło normatywnych wartości granicznych dla wód przeznaczonych do spożycia.

Także wartość przewodności elektrolitycznej, zmieniającej się od 206 do 2380 $\mu\text{S}/\text{cm}$, była niższa od dopuszczalnej normy dla wód przeznaczonych do spożycia przez ludzi, czyli 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wartość pH badanych wód wahała się w zakresie 6,06÷7,13 i dla większości próbek mieściła się w granicach dopuszczalnego przedziału 6,5÷9,5. Jedynie dla trzech próbek pochodzących ze studni kopanych w Albertowie, Romanówce i Dorohuczycy wartość tego parametru była niższa i wynosiła od 6,06 do 6,33. Obniżona wartość odczynu pH może być tu związana z obecnością występujących w pobliżu niewielkich bagien i torfowisk lub z wkładkami substancji organicznych w osadach czwartorzędu.

Podwyższone stężenie azotanów (powyżej 50 mg/dm^3) odnotowano głównie w studniach kopanych zlokalizowanych przy gospodarstwach, na terenie których stwierdzono występowanie składowisk odpadów z produkcji rolnej, nieszczelne szamba oraz zrzuty ścieków bezpośrednio do gruntu. Obserwacje te potwierdzają wcześniej publikowane wnioski o tym, że główną przyczyną występowania wysokich stężeń azotanów w wodach podziemnych jest nieuporządkowana gospodarka komunalna i zły stan sanitarny gospodarstw rolnych [1].

W celu ograniczenia dalszego rozwoju zanieczyszczenia wód pierwszego poziomu na terenach wiejskich należy przede wszystkim uporządkować gospodarkę komunalną poprzez m.in. budowę kanalizacji sanitarnej lub przydomowych oczyszczalni. Według danych GUS, na omawianym terenie wskaźnik „zwodociągowania” wzrastał nierównomiernie w stosunku do wskaźnika „skanalizowania”. W powiecie chełmskim w latach 2000-2008 wykonano 19÷28 $\text{km}/100 \text{ km}^2$ sieci wodociągowej i 2÷3,5 $\text{km}/100 \text{ km}^2$ sieci kanalizacyjnej, a w powiecie łęczyckim wskaźniki te wynosiły odpowiednio 55÷120 $\text{km}/100 \text{ km}^2$ sieci wodociągowej i 18÷112 $\text{km}/100 \text{ km}^2$ sieci kanalizacyjnej. W poszczególnych gminach stopień skanalizowania wynosi od 10 do 30%, a tylko w gminie Łączna (powiat łęczycki) sięga 80% [28]. Oprócz budowy sieci kanalizacyjnej powinna wzrosnąć także liczba oczyszczalni ścieków. Obecnie oczyszczalnie mechaniczno-biologiczne znajdują się w miejscowościach Siedliszcze, Cyców i Bogdance (tylko dla obiektów kopalni) oraz w Nowym Chojnie (tylko dla Domu Pomocy Społecznej). Łączna ilość ścieków wprowadzana do środowiska z tych oczyszczalni wynosi około 500 m^3/d [4]. Pozostałe ścieki gromadzone są zwykle w nieuszczelnionych szambach lub odprowadzane bezpośrednio do gruntu lub wód powierzchniowych. Każde gospodarstwo powinno także posiadać szczelny zbiornik na gnojowicę oraz wybetonowane podłoże dla składowania obornika.

Innym sposobem działania, mogącym zapobiegać powstawaniu kolejnych ognisk zanieczyszczeń wód podziemnych, jest także podnoszenie świadomości ekologicznej mieszkańców.

Wnioski

1. Badania wód pierwszego poziomu wodonośnego wykazały ich zanieczyszczenie azotanami o ponadnormatywnym stężeniu (powyżej 50 mg/dm^3) w 10 próbkach (32% populacji danych), pobranych w miejscowościach: Stefanów, Wólka Cycowska, Przymiarki, Kolonia Wesołówka, Sławek, Stręczyn Nowy, Buza, Chojeniec, Romanówka, Stasin Dolny.
2. Stan zagrożenia zanieczyszczeniem azotanami (o stężeniu $25\div 50 \text{ mg/dm}^3$) stwierdzono w 5 próbkach (16% populacji), pochodzących ze Świerszczowa, Zgniłej Strugi, Biekieszy, Dorohuczy i Stasina Dolnego.
3. Przeprowadzona analiza wskazuje, że zanieczyszczenie azotanami ma charakter punktowy i wiąże się głównie ze ściekami bytowymi i odpadami z produkcji rolnej, odprowadzanymi bezpośrednio do gruntu.
4. Migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do wód podziemnych sprzyja naturalna podatność systemu wodonośnego, która na ponad 90% powierzchni terenu badań jest wysoka i bardzo wysoka. Oznacza to, że czas pionowego przenikania tych zanieczyszczeń wynosi odpowiednio do 5 lat (klasa bardzo wysoka - około 30% powierzchni terenu) i 5-25 lat (klasa wysoka - około 65% powierzchni terenu).
5. Jako działania naprawcze i zapobiegające rozwojowi zanieczyszczenia wód podziemnych należy wskazać uporządkowanie gospodarki komunalnej poprzez budowę kanalizacji i oczyszczalni przydomowych, wyposażenie gospodarstw w szczelne zbiorniki na odpady z produkcji rolnej oraz zaangażowanie lokalnych instytucji w podnoszenie świadomości ekologicznej mieszkańców.

Literatura

- [1] Czebreszuk J., Ćwiertniewska Z., Nidental M., Wstępna analiza wyników połowych badań zróżnicowania obszarowego i sezonowych zmian zawartości azotanów w pierwszym poziomie wodonośnym, Biuletyn PIG 2011, 445, 59-66.
- [2] Guzik M., Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie w obszarze górnej Odry (JCWPd nr 128) wraz z oceną zawartości azotanów w wodach pierwszego poziomu wodonośnego, Biuletyn PIG-PIB 2013, 456, 199-204.
- [3] Kaczorowski Z., Mizera J., Malina G., Janczarek K., Rychliński T., Pacholewski A., Weryfikacja modeli hydrodynamiki i migracji związków azotu w rejonie ujęć wód podziemnych Łobodno i Wierzchowisko (GZWP 326N), Geologos 2006, 10, 121-130.
- [4] Kaczor-Kurzawa D., Baza danych GIS Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000 „Pierwszy poziom wodonośny - wrażliwość na zanieczyszczenie i jakość wód”, arkusz Siedliszcze (751), PIG-PIB, Warszawa 2013.
- [5] Mizera J., Sterowanie eksploatacją wód podziemnych w celu ochrony zasobów ujęcia Łobodno przed zanieczyszczeniem azotanami, Praca doktorska, AGH, Kraków 2010.
- [6] Rojek A., Palak-Mazur D., Kostka A., Kuczyńska A., Ocena stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami na podstawie danych z monitoringu stanu chemicznego, Biuletyn PIG-PIB 2013, 456, 507-512.

- [7] Różański K., Żurek A., Identyfikacja pochodzenia azotanów w wodach podziemnych na podstawie ich składu izotopowego, [w:] Bocheńska T., Staško S. (red.), Współczesne problemy hydrogeologii, Wyd. Oficyna Wydawnicza SUDETY, Wrocław 2001, tom 10, 403-412.
- [8] Żurek A., Azotany w wodach podziemnych, Biuletyn PIG 2002, 400, 115-141.
- [9] Żurek A., Ocena poziomu wymycia azotanów do wód podziemnych na podstawie badań w małych zlewniach rolniczych, Biuletyn PIG 2009, 436, 589-595.
- [10] Żurek A., Czop M., Motyka J., Azotany w wodach jurajskiego piętra wodonośnego w rejonie Olkusza, Geologia 2010, 36, 109-134.
- [11] Shesterkin V.P., Shesterkina N.M., Long-term variability of nitrate and nitrite nitrogen runoff in the Amur River near Khabarovsk, Water Resources 2014, 41, 439-445.
- [12] Wang L., Butcher S.S., Stuart M.E., Gooddy D.C., Bloomfield J.P., The nitrate time bomb: a numerical way to investigate nitrate storage and lag time in the unsaturated zone, Environmental Geochemistry and Health 2013, 35, 667-681.
- [13] Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego, DzUrz UE L 375/1.
- [14] Ramowa Dyrektywa Wodna: Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 roku w sprawie ustanowienia ram działalności Wspólnoty w zakresie polityki wodnej.
- [15] Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu.
- [16] Dowgiałło J., Kleczkowski A.S., Macioszczyk T., Rózkowski A. (red.), Słownik hydrogeologiczny, PIG, Warszawa 2002.
- [17] Kondracki J., Geografia regionalna Polski, Regiony fizycznogeograficzne, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa 2009.
- [18] Harasimiuk M., Szwałajewski W., Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000 - arkusz Siedliszcze (751), PIG-PIB, Warszawa 1996.
- [19] Zezula H., Pietruszka W., Mapa hydrogeologiczna Polski 1:50 000, arkusz Siedliszcze (751), PIG, Warszawa 1998.
- [20] Pietruszka W., Zezula H., Baza danych GIS Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000 „Pierwszy poziom wodonośny - występowanie i hydrodynamika”, arkusz Siedliszcze (751), PIG, Warszawa 2006.
- [21] Kleczkowski A.S. (red.), Mapa obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony 1:500 000, AGH, Kraków 1994.
- [22] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych, DzU 2008, Nr 143, poz. 896.
- [23] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych, DzU 2002, Nr 241, poz. 2093.
- [24] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, DzU 2010, Nr 466, poz. 72.
- [25] Dziubek A.M., Maćkiewicz J., Removal of nitrates from water by selective Ion Exchange, Environmental Protection Engineering 2009, 35, 171-177.
- [26] Rocca Della C., Belgiorno V., Meriç S., An heterotrophic/autotrophic denitrification (HAD) approach for nitrate removal from drinking water, Process Biochemistry 2006, 41, 1022-1028.
- [27] Mizerka J., Szymaniec B., Folwaczny M., Usuwanie azotanów z wody podziemnej na przykładzie ujęcia „Wierzchowisko” eksploatowanego przez Wodociągi Częstochowskie, Ochrona Środowiska 2013, 35-38.
- [28] www.bip.um.lublin, Program ochrony środowiska województwa lubelskiego na lata 2012-2015 z perspektywą do 2019 (projekt).

The Assessment and Reasons of Nitrates Contamination within the Uppermost Aquifer in the Western Part of Polissia Region (SE Poland)

This paper presents research concerning nitrates contamination within the Uppermost Aquifer on 300 km² study area in Polissia region, SE Poland. The analysis of nitrate concentration was conducted with the use of field-gauges set SLANDI. 31 analyzed groundwater samples were collected from hand-dug wells, pumping wells, springs and water-sampling probes. The nitrates pollution of groundwater ($\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg/dm}^3$) was confirmed for 10 samples (32% of population), and potential nitrate pollution hazard ($\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg/dm}^3$) was determined for 5 groundwater samples. Such results were determined in samples coming from the following villages: Stefanów, Wólka Cycowska, Przymiarki, Kolonia Wesolówka, Sławek, Stręczyn Nowy, Buza, Chojeniec, Romanówka, Stasin Dolny, Świerszczów, Zgniła Struga, Biekiesza and Dorohucza. High nitrates concentration within the Uppermost Aquifer were confirmed only locally, nearby farms characterized by invalid sanitary condition. In such cases the nitrate pollution of groundwater was caused mostly by waste from farming production and/or leaking septic tanks. High nitrates concentration was usually connected with high content of sulfates (from 57.5 up to 267.2 mg/dm³) and chlorides (Cl^- from 15.4 up to 97.3 mg/dm³). Relatively high rate of nitrate pollution migration, from the land surface towards the Uppermost Aquifer, resulted from the specific construction of vadose zone, which is built of permeable sands and limestone. Additionally, groundwater table is situated on the depth up to 5 m below land surface. The above mentioned conditions caused that, the greater part of the examined area is characterized by *high vulnerability* (65% of the area) or *extremely high vulnerability* (30%) to anthropogenic contamination. Vertical migration time of anthropogenic pollution, transported by infiltrating water from the land surface to the aquifer, is estimated on less than 5 years for the areas of extremely high vulnerability, and on 5 up to 25 years for the areas of high vulnerability.

Keywords: the Upper Aquifer, nitrates contamination, vulnerability of the groundwater, the Polissia region, SE Poland