

Weryfikacja modeli hydrodynamiki i migracji związków azotu w rejonie ujęć wód podziemnych Łobodno i Wierzchowisko (GZWP 326N)

Nitrate ions (NO_3^-) in groundwater in the vicinity of
water intakes Wierzchowisko and Łobodno (MGWB
326N): Verification of the fate and transport model

Zbigniew Kaczorowski¹, Jerzy Mizera², Grzegorz Malina³,
Krzysztof Janczarek³, Tomasz Rychliński³,
Andrzej Pacholewski⁴

¹ Hydrogeotechnika Kielce, Sp. z o.o.

² Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego S.A.

³ Politechnika Częstochowska, Instytut Inżynierii Środowiska

⁴ Państwowy Instytut Geologiczny, Oddział Górnośląski
e-mail: gmalina@is.pcz.czyst.pl; zkac@pgi.gov.pl

Abstract: A constant increase of nitrate ions (NO_3^-) concentrations (from ca. 10 to 400% in some wells within 1995–2005) is observed within the Major Groundwater Basin (MGWB) 326N exploited by the Water Supply and Sewerage Company in Częstochowa district. The verified fate and transport model allowed for determining concentrations and loads of NO_3^- introduced into groundwater within infiltrating precipitation, as well as scenarios of concentration changes until 2015 for diverse regimes of water extraction. From 6 considered scenarios, the most appropriate for the water intake Łobodno, is the extraction regime that will lead to the prognosed mean NO_3^- concentration in 2015 of 44,0 mg/l (i.e. 91% of the concentration in 2005). In the case of the water intake Wierzchowisko, the most appropriate is the water extraction regime, for which the predicted mean NO_3^- concentration is 59,3 mg/l (i.e. 102% of the concentration in 2005).

Key words: groundwater contamination, water extraction regime, nitrates, prognoses

1. Wstęp

Obserwowany wzrost stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych w Polsce spowodowany czynnikami antropogenicznymi skłania do stworzenia możliwie najbardziej efektywnych procedur ochrony wód podziemnych. Główny Zbiornik Wód

Podziemnych (GZWP) nr 326, będący jednym z najbardziej zasobnych zbiorowisk wód podziemnych w Polsce, jest eksploatowany przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji (PWiK) Okręgu Częstochowskiego S.A. Eksploatowane wody charakteryzują się bardzo dobrymi własnościami fizykochemicznymi i w większości nie wymagają uzdatniania. Budowa geologiczna (bardzo słaby stopień naturalnej izolacji warstw wodonośnych) oraz szczelinowo-krasowe warunki migracji wód (duże prędkości filtracji) powodują, że zbiornik jest stale narażony na możliwość szybkiego zanieczyszczenia i co za tym idzie – degradację jakości wód (Karwowska, 2003; Dąbrowska i in., 2005). Obserwowany jest wzrost zanieczyszczenia wód związkami chromu i azotu (Hermański, 1993; Szczepański i in., 1999). Dla określenia stężeń zanieczyszczeń (jonu NO_3^-) w wodach podziemnych w północnej części zbiornika (GZWP 326N) w rejonie ujęć wód podziemnych Wierzchowsko i Łobodno opracowano w roku 1999 modele matematyczne dynamiki wód podziemnych oraz transportu zanieczyszczeń (Szczepański i in., 2000). Modelowanie wykonywano przy użyciu pakietu Visual MODFLOW. Obliczenia dynamiki wód podziemnych wykonano w programie MODFLOW, a transportu zanieczyszczeń – MT3D.

Celem pracy była weryfikacja istniejących modeli, tj. sprawdzenie poprawności rozwiązań dynamiki wód podziemnych i prognoz migracji zanieczyszczeń w oparciu o dane obserwacyjne dla okresu prognoz z poprzednich rozwiązań, w związku ze zmianą wielkości i rozkładu eksploatacji ujęć wód podziemnych przez PWiK. Zweryfikowane modele stanowiły podstawę do opracowania nowych prognoz eksploatacji wód podziemnych i zanieczyszczenia ujmowanych wód.

2. Charakterystyka obszaru badań

Obszar badań modelowych stanowi GZWP 326N. W budowie geologicznej zbiornika wyróżniane są dwa piętra: dolne, paleozoiczne piętro strukturalne oraz górne tworzące monoklinalną pokrywę utworów mezozoicznych. Wschodnie jurajskich skał węglanowych (wapienie skaliste, płytowe, kredowate, margliste oraz margle) odsłaniają się na powierzchni pasem o szerokości 13–27 km, a ich miąższość rośnie od kilkudziesięciu metrów w rejonie kuesty do kilkuset na wschodzie. Węglanowy kompleks malmu spoczywa na ilastych utworach doggeru, a zapada pod kredowe piaskowce, opoki i margle. Utwory neogenu są reprezentowane przez osady mioceenu i pliocenu (piaski, gliny, ropy, mułki, mułowce, węgle brunatne oraz rumosz skał mezozoicznych i gliny zwietrzelinowe). Osady plejstocenu tworzą głównie piaski (od drobno- do gruboziarnistych) i gliny zwałowe zlodowacenia południowo-, środkowo- i północnopolskiego, o miąższości 10–20 m, a w dolinach kopalnych 30–50 m.

Wody podziemne występują w dwóch piętrach: czwartorzędowym i górnojurajskim. Utworami wodonośnymi w kompleksie czwartorzędowym są piaski i żwiry mające istotniejsze znaczenie w dolinach większych rzek, gdzie ich ogólna miąższość osiąga kilkadziesiąt metrów. Poziom czwartorzędowy jest zasilany przez in-

filtrację opadów atmosferycznych lub boczny kontakt z wodami górnojurajskiego poziomu wodonośnego.

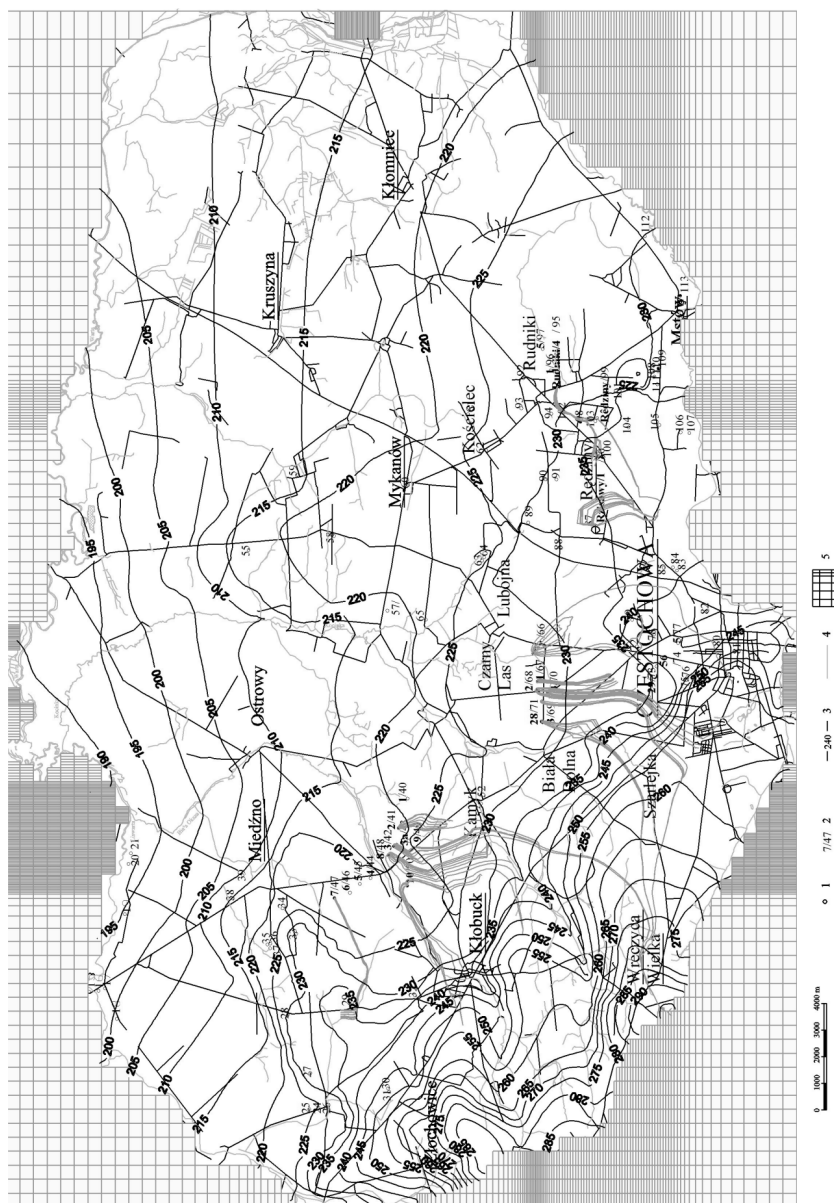
W utworach malmu wyróżnia się trzy główne kompleksy. Słabo przepuszczalny kompleks dolny o miąższości 30–50 m tworzą głównie skalne wapienie i margle. Kompleks środkowy o miąższości 90–250 m stanowią wapienie skaliste i płytowe, a także margliste oraz margle. Kompleks górny ma miąższość 20–60 m i jest zbudowany ze słabo przepuszczalnych i częściowo przepuszczalnych margli i wapieni marglistych oraz wapieni płytowych. Górnojurajski poziom wodonośny jest zasilany bezpośrednio przez szczeliny na wychodniach albo infiltrację poprzez utwory neogenu do wapieni. Współczynniki filtracji w rejonie Częstochowy wahają się od $2 \cdot 10^{-6}$ do $7 \cdot 10^{-3}$ m/s (wartość średnia wynosi $2,7 \cdot 10^{-4}$ m/s), a głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych od kilku do kilkudziesięciu m p.p.t. Monoklinalny układ warstw powoduje drenaż wód podziemnych w kierunku północno-wschodnim prawie z całego obszaru Wyżyny. Jedynie wąski pas wychodni o szerokości 2–3 km przylegających do kuesty górnojurajskiej jest drenowany w kierunku zachodnim. Dużą rolę w kontaktowaniu się wód różnych pięter odgrywają uskoki, ułatwiając lub ekranując przepływ wód podziemnych.

Geograficznie obszar badań położony jest na Wyżynie Wieluńskiej i Obniżeniu Warciańsko-Prośnieńskim, w zlewni Warty. Granicami obszaru są: północną, wschodnią i południową – rzeka Warta (odcinek od Patrzykowa do Częstochowy), zachodnią – rzeki: Liswarta, Opatówka i Opatówka-Górnianka, a południowo-zachodnią – rzeka Gorzelanka i dział wód powierzchniowych pomiędzy Gorzelanką a Opatówką. W punktach wodowskazowych Warty dla okresu 1999–2004 średnie stany wody wahały się: Mstów (66–100 cm), Bobry (92–112 cm), Kule (133–172 cm), a średnie przepływy: Mstów (4,56–11,0 m³/s), Bobry (8,84–17,5 m³/s), Kule (6,04–12,4 m³/s) (IMiGW, 2005). Pomiarzy hydrologiczne wskazują na drenujący charakter Białej Okszy w rejonie ujęcia Łobodno (Pacholewski i in., 2005c). Dla stacji w Częstochowie średnie opady z wielolecia wynosiły: lata 1985–2004 (612,8 mm/a), 1995–2004 (578,8 mm/a). Bardziej wilgotne są rejony na południe od Częstochowy, gdzie średnie opady wynoszą od 669,4 do 679,9 mm/a (IMiGW, 2005).

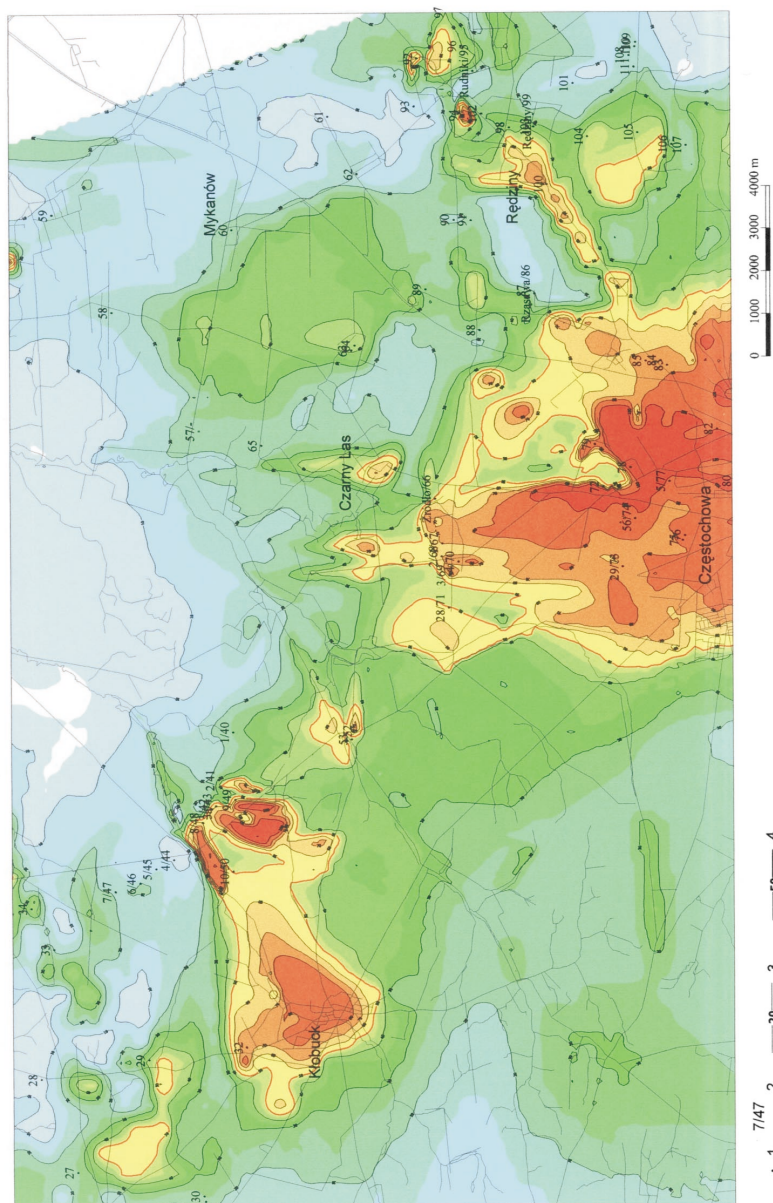
3. Model matematyczny obszaru badań

3.1. Model dynamiki wód podziemnych

Modelowany obszar o powierzchni 973,7 km², ograniczony ciekami powierzchniowymi oraz wododziałem wód powierzchniowych, podzielono siatką prostokątną na 200 wierszy i 247 kolumn (krok siatki 50–500 m). Model zbudowany jest z 4 warstw litostratygraficznych. Geometria czwartej warstwy wynika z założeń technicznych: strop jest rzedną góry filtru studni, a jej spąg wynika z pionowego zasięgu oddziaływania ujęć (miąższości aktywnej studni). Rzeki i cieki powierzchniowe symulowano warunkami III rodzaju. Wartości przewodności koryt dopasowywano w czasie rozwiązań kalibracyjnych. Wielkości wydatku studni zadawano warunkami II rodzaju, a rzedne odwodnienia kamieniołomu warunkami I rodzaju.



Ryc. 1. Mapa zwierciadła wody w modelowanym obszarze – stan na rok 2005
 Oznaczenia: 1 – otwory hydrogeologiczne; 2 – nr studni wg PWiK/wg dokumentacji; 3 – hydroizohipsy; 4 – linie prądu; 5 – siatka dyskretyzacyjna
 Fig. 1. The groundwater table map within the modelled area – situation for 2005
 Notation: 1 – boreholes; 2 – well number: according to PWiK/in project; 3 – groundwater table lines; 4 – flow paths; 5 – discretisation grid



Ryc. 2. Mapa rozkładu stężenia azotanów dla ujęcia Wierchowisko i Łobodno – stan na rok 2005

Oznaczenia: 1 - otwory hydrogeologiczne; 2 - nr studni wg PWiK/wg dokumentacji; 3 - izolinie stężenia azotanów; 4 - izolinie stężenia azotanów = 50 mg/l (wartość dopuszczalna dla wód przeznaczonych do picia wg Rozp. Min. Zdrowia, 2002)

Fig. 2. The distribution of nitrates concentrations in the vicinity of water intakes Wierchowisko and Łobodno – situation for 2005

Notation: 1 – boreholes; 2 – well number: according to PWiK/in project; 3 – isolines of nitrates concentrations; 4 – isoline of nitrate concentration = 50 mg/l (Polish standard value for potable water)

Model dynamiki wód podziemnych zweryfikowano dla stanów eksploatacji z roku 2004 i 2005 opartych na zdjęciu hydrogeologicznym (Pacholewski i in., 2005a) – rycina 1. Kalibracja modelu wykonywana była wg stanów z lat 1987 i 1995 (stan zwierciadła wody przy różnej eksploatacji poszczególnych ujęć i studni). Pozwoliło to na przetestowanie reakcji modelu przy zmianie warunków poboru wody w szerokich granicach. Błędy dopasowania podczas kalibracji wynosiły: 0,076–0,758 m (średni arytmetyczny błąd), 0,975–1,333 m (średni absolutny błąd), 1,333–2,298 m (pierwiastek z sumy kwadratów odchyień). Największe odchylenia wystąpiły w studniach, w których pomiar zwierciadła wody wykonano w warunkach eksploatacji studni.

3.2. Model migracji zanieczyszczeń wód podziemnych

Obliczenia weryfikacji chemizmu wód podziemnych wykonano dla okresu 1999–2004, tzn. dla prognozy z poprzedniego rozwiązania (Szczepański i in., 2000). Podstawą obliczeń była symulacja dynamiki wód podziemnych przy założeniu średniej eksploatacji ujęć, stężenia zanieczyszczeń w ujęciach oraz zdjęcie hydrogeochemiczne (ryc. 2) i sozologiczne (Pacholewski i in., 2005b; 2005c). Stałe dyspersji dla poszczególnych wydziałów litologicznych przyjęte do modelu przedstawiono w tabeli 1. Przyjęto wartość współczynnika opóźnienia $R=1$ (zanieczyszczenie nie ulega sorpcji). Obliczenia przeprowadzono metodą „*upstream finite difference*” (MT3D, 1990).

Wykonano 6 wariantów rozwiązań prognostycznych dla okresu 2005–2015. Zadaowano jednakowe ładunki zanieczyszczeń w warstwie wodonośnej oraz stałe ilości wody dostarczane przez ujęcia, wynikające z zapotrzebowania na wodę miasta Częstochowa i gmin – członków Związku Komunalnego. Ładunki zanieczyszczeń wnoszone do ujęcia obliczono jako sumy iloczynów stężenia zanieczyszczenia w bloku ze studnią i wydatku studni. Średnie stężenie zanieczyszczeń wód z ujęcia obliczono jako iloraz ładunku zanieczyszczenia wód z ujęcia i sumarycznego wydatku ujęcia. W kolejnych wariantach prognoz numerycznych ograniczono wydatki studni o największych stężeniach zanieczyszczeń w pompowanej wodzie, a podwyższano wydatki studni dostarczających wodę o najlepszej jakości.

Tabela 1. Stałe dyspersji przyjęte do modelowania
Table 1. Constants of dispersion in the fate and transport model

Rodzaj skał/Stała dyspersji	Podłużnej	Poprzecznej	Pionowej
Wapień [m]	50	5	2,5
Piaski gliniaste – drobnoziarniste [m]	1	0,1	0,05
Piaski gruboziarniste – żwiry [m]	5	0,5	0,25

4. Wyniki i dyskusja

Eksploatacja ujęć wód podziemnych przez jeden podmiot (PWiK) pozwala na elastyczną pracę poszczególnych ujęć/studni oraz wymuszanie optymalnych i pożądanych kierunków przepływu wód podziemnych. Sterowanie pracą (poborem) studni umożliwia ograniczenie obszaru wpływu ujęcia (rozwoju zasięgu i głębokości leja depresji) oraz minimalizację ładunku zanieczyszczeń wynoszonych z warstwy wodonośnej, a tym samym ujmowanie w miarę możliwości wody o najniższych stężeniach zanieczyszczeń.

Stężenia związków azotu w poszczególnych studniach badanych ujęć dla wykonanych wariantów (tab. 2) nie przekraczają wartości dopuszczalnych (Rozp. Min. Zdrowia, 2002).

Przy dopływie zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej na obecnym poziomie nastąpi utrzymanie lub pogorszenie jakości wody w obszarze ujęć w rozpatrywanej perspektywie czasowej. Wzrost stężenia związków azotu wyniesie od 0,9 do 35,7 mg/dm³, podczas gdy spadki w niektórych studniach od 0,1 do 1,0 mg/dm³ (sporadycznie 5,0 mg/dm³). Zmiany te zależą od rozkładu poboru wody w warstwie wodonośnej, czyli od wielkości eksploatacji poszczególnych studni. Największe zmiany stężenia wystąpią w studni nr 3 ujęcia Łobodno (od 21,3 do 35,7 mg/dm³), przy czym najwyższa wartość dotyczy przypadku wyłączenia tej studni z eksploatacji. Najmniejsze zmiany nastąpią w studniach nr 10 ujęcia Łobodno oraz nr 4 i 28 ujęcia Wierzchowisko, zlokalizowanych w pierwszej linii na kierunku spływu wód do ujęcia. Wiąże się to z niewielkim wpływem wydatku na zasięg obszaru spływu wód do tych ujęć. Najniższe stężenia w studniach ujęcia Wierzchowisko wystąpią dla wariantu III, a ujęcia Łobodno dla wariantu IV, natomiast najwyższe w studniach ujęć Wierzchowisko (wariant IV) i Łobodno (wariant V).

W wariantach prognostycznych najmniejszy ładunek zanieczyszczeń będzie wynoszony ze studni ujęcia Łobodno w wariantach VI i IV. Wynosi on 231,6 i 232,5 kg/d, a stanowi odpowiednio 91 i 92% ładunku z roku 2005. W wariantach VI głównymi studniami eksploatującymi są studnie nr 2 i 7, eksploatacja studni nr 3 i 10 odbywa się z ograniczonym wydatkiem, a studnię 8 wyłączono z eksploatacji. W wariantach IV maksymalny wydatek ujęcia jest przeniesiony na studnię nr 2 i 7, a eksploatacja studni nr 3, 8, 10 odbywa się z ograniczonym wydatkiem. W ujęciu Łobodno w wariantach prognostycznych przewidywany ładunek zanieczyszczeń zmienia się w szerokim zakresie od 91% (wariant VI) do 125% (wariant I i II) ładunku z 2005 roku.

Najmniejszy ładunek zanieczyszczeń jest wynoszony ze studni ujęcia Wierzchowisko w wariantach II. Wynosi on 938,5 kg/d, i stanowi 102% ładunku z roku 2005. W wariantach II głównymi studniami eksploatującymi są „źródło” i studnia nr 28, studnie nr 1–3 pracują z wydatkiem 950–1400 m³/d, a studnia nr 4 – 286 m³/d. W ujęciu Wierzchowisko w wariantach prognostycznych przewidywane ładunki zanieczyszczeń niewiele różnią się od siebie i wynoszą od 102 do 104% ładunku z roku 2005.

Tabela 2. Stężenia związków azotu w ujęciach dla różnych wariantów eksploatacji
Table 2. Nitrates concentrations in water intakes for diverse extraction regimes

Wierzchowisko		Łobodno		Rząsawa	Rędziny	Rudniki
studnia	mg/dm ³	studnia	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³
wariant I						
źródło	56,13	2	37,94	24,70	32,58	33,78
1	70,30	3	82,07			
2	76,05	7	24,75			
3	71,36	8	70,25			
4	80,39	10	51,66			
28	50,55					
wariant II						
źródło	56,35	2	37,94	24,70	32,58	33,78
1	70,21	3	82,07			
2	76,65	7	24,75			
3	73,22	8	70,25			
4	81,28	10	51,66			
28	50,69					
wariant III						
źródło	52,15	2	39,40	24,70	32,58	33,78
1	75,57	3	93,36			
2	69,06	7	22,58			
3	66,31	8	67,86			
4	76,50	10	50,11			
28	50,69					
wariant IV						
źródło	56,35	2	42,45	24,70	32,58	33,78
1	70,30	3	95,49			
2	76,58	7	22,36			
3	73,79	8	67,02			
4	86,59	10	49,67			
28	50,69					
wariant V						
źródło	53,96	2	45,99	24,70	32,58	33,78
1	66,27	3	96,46			
2	70,83	7	23,24			
3	67,02	8	74,41			
4	76,14	10	50,69			
28	50,64					
wariant VI						
źródło	56,66	2	45,11	24,70	32,58	33,78
1	70,65	3	93,01			
2	73,31	7	22,58			
3	72,11	8	67,86			
4	79,42	10	50,02			
28	50,64					

Uwaga: tłustym drukiem zaznaczono przekroczenia wartości dopuszczalnych dla wód przeznaczonych do spożycia przez ludzi (Rozp. Min. Zdrowia, 2002)

Duża zmienność ładunku zanieczyszczeń w ujęciu Łobodno związana jest z jednym, centralnym ogniskiem zanieczyszczenia (obszar zabudowy Kłobucka i Łobodna), kilkoma punktowymi ogniskami i rozproszoną lokalizacją studni poza obszarem zabudowanym. Duży wpływ na minimalizację ładunku zanieczyszczeń ma eksploatacja studni nr 7. W ujęciu Wierzchowisko studnie są skoncentrowane na niewielkim, zurbanizowanym i silnie zanieczyszczonym obszarze. Zanieczyszczone są również wody z obszaru zasilania ujęcia.

Przeprowadzona symulacja wskazuje na ciągły wzrost stężenia azotu azotanowego w wodach ujmowanych zarówno przez studnie PWiK, jak i w całym modelowanym obszarze. Jego źródłem są urbanizacja pozbawiona sieci kanalizacyjnej oraz rolnictwo (uprawa roli, produkcja warzyw i kwiatów, hodowla zwierząt). Ładunki dostarczane przez dziesięciolecia do gruntu zostały już częściowo wprowadzone do strefy aeracji, a także znalazły się w strumieniach wód podziemnych na kierunkach przepływu wymuszonego pracą ujęć.

5. Wnioski

Eksploatacja ujęć PWiK z wydatkami przewidzianymi zapotrzebowaniem na wodę do 2015 r. nie spowoduje wzajemnego oddziaływania ujęć Łobodno i Wierzchowisko w żadnym z rozpatrywanych wariantów.

Najbardziej korzystnym, zapewniającym w perspektywie do 2015 r. wodę o najniższym ładunku zanieczyszczeń jest dla ujęcia Łobodno wariant eksploatacji VI lub IV. Średnie stężenie azotanów wyniesie odpowiednio 44,0 lub 44,1 mg/dm³, czyli 91 lub 92% wartości z roku 2005. Dla ujęcia Wierzchowisko najbardziej korzystnym jest wariant II (średnie stężenie azotanów = 59,3 mg/dm³, czyli 102% wartości z roku 2005).

Postępująca degradacja jakości wód GZWP 326N i rosnąca liczba potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wskazują na konieczność stworzenia sieci monitoringu lokalnego (w tym osłonowego ujęć) w celu stałego śledzenia ilościowych i jakościowych zmian wód podziemnych w strefie ochronnej i w samych ujęciach, kontroli skuteczności ochrony ujęć oraz zabezpieczenia wysokiego standardu zaopatrzenia ludności w wodę pitną.

Prezentowane badania zostały wykonane w ramach projektu celowego finansowanego przez Komitet Badań Naukowych MNiSzW oraz PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. (nr projektu 03570/C.T12-6/2004).

Literatura

Dąbrowska L., Malina G., Karwowska E., 2005. Antropogeniczne zmiany jakości wód podziemnych w wybranych ujęciach regionu częstochowskiego. W: Sadurski A., Krawiec A. (red.), Współczesne Problemy Hydrogeologii. T. XII. Wyd. UMK Toruń, s. 149–154.

- Hermański S., 1993. Sprawozdanie z badań zanieczyszczenia wód podziemnych związkami Cr. GEOBIOS Sp. z o.o., Częstochowa (praca nie publikowana).
- IMiGW 2005. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Materiały archiwalne. Katowice.
- Karwowska E., 2003. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na wody podziemne regionu częstochowskiego. Praca magisterska WliOŚ P.Cz. (maszynopis).
- MT3D., 1990. A modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of advection, Dispersion and Chemical Reaction of Contaminants in Groundwater System. US EPA.
- Pacholewski A., Guzik M., Liszka P., Zembal M., 2005a. Zdjęcie hydrogeologiczne dla zbiornika GZWP 326. Sosnowiec (maszynopis).
- Pacholewski A., Guzik M., Liszka P., Zembal M., 2005b. Zdjęcie sozologiczne dla zbiornika GZWP 326. Sosnowiec (maszynopis).
- Pacholewski A., Guzik M., Liszka P., Zembal M., 2005c. Zdjęcie hydrologiczne dla zbiornika GZWP 326. Sosnowiec (maszynopis).
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002, w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U.2002.203.1718.
- Szczepański A., Malicki W., Kaczorowski Z., 1999. Wpływ zanieczyszczeń na jakość użytkowych wód podziemnych występujących w GZWP-326 w rejonie Częstochowy. EXBUD – HYDROGEOTECHNIKA Sp. z o.o., Kielce (praca nie publikowana).
- Szczepański A., Kaczorowski Z., Malicki W., 2000. Zastosowanie modelowania matematycznego do sterowania pracą ujęć Wodociągów Częstochowskich w aspekcie zagrożenia wód związkami azotu. W: XIII Sympozjum „Problemy wykorzystania wód podziemnych w gospodarce komunalnej”. Częstochowa, s. 78–84.