

MODEL MIGRACJI JONU WSKAŹNIKOWEGO W POZIOMIE WODONOŚNYM CZWARTORZĘDU W WIDLACH DUNAJCA I BIAŁEJ

A TRANSPORT MODEL FOR CHEMICAL INDICATOR IN THE QUATERNARY AQUIFER OF THE AREA BETWEEN THE DUNAJEC AND BIAŁA RIVERS

JAROSŁAW KANIA¹, ANDRZEJ HAŁADUS¹, ANDRZEJ SZCZEPAŃSKI¹, ROBERT ZDECHLIK¹, GRZEGORZ WOJTAL²

Abstrakt. Modelowanie transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych poziomu czwartorzędowego w widłach Dunajca i Białej zrealizowano dla nieustalonych warunków migracji na bazie ustalonego, dwuwymiarowego pola hydrodynamicznego. Rozkład stężeń jonu wskaźnikowego odtworzony na modelu migracji zanieczyszczeń według stanu na 2009 r. uwzględnia wyniki próbowań wód podziemnych w kilkudziesięciu punktach, jak też występujące długoletnie przesunięcie czasowe w odpowiedzi otwartego systemu zlewniowego na zmianę ładunku wprowadzanych zanieczyszczeń.

Słowa kluczowe: model transportu zanieczyszczeń, rozkład czasów przepływu, średni czas przepływu.

Abstract. Modelling of transient transport of contaminants in the Quaternary aquifer of the area between the Dunajec and Biała rivers was performed for the assumed hydrodynamic steady state conditions. Spatial distribution of chemical indicator for year 2009, calculated with the aid of the transport model, reflects the results of groundwater sampling at several points as well as time lag in the response of the groundwater flow system to the change in the contaminant load.

Key words: solute transport model, residence time distribution (RTD), mean residence time (MRT).

WPROWADZENIE

Realizacja badań modelowych transportu jonu wskaźnikowego odnosi się do warunków krążenia i wymiany wód w obrębie użytkowego czwartorzędowego poziomu wodonośnego występującego w piaszczysto-żwirowych utworach plejstocenu i holocenu wypełniających doliny Dunajca i Białej, leżących ciągiem warstwą na nieprzepuszczalnych iłach mioceńskich. W warunkach aktualnych (2009 r.) poziom wodonośny jest zasilany zarówno na drodze infiltracji opadów atmosferycznych, jak i infiltracji z wód Dunajca i rowów

infiltracyjnych – w rejonie intensywnej eksploatacji ujęć. Podstawy drenażu dla wód podziemnych stanowią Dunajec i Biała, a lokalnie ich rolę przejmują ujęcia. Zwierciadło wód podziemnych o charakterze swobodnym zalega na ogół płytko (do 6 m p.p.t., za wyjątkiem fragmentu wysoczyznowego na południu obszaru), a układ hydroizohips jest typowy dla obszaru międzyrzecza (Haładus i in., 2012).

Szczegółowa analiza aktualnych warunków krążenia i wymiany wód w obrębie czwartorzędowego poziomu wodo-

¹ AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Katedra Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej, al. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków

² Tarnowskie Wodociągi Sp. z o.o., ul. Narutowicza 37, 33-100 Tarnów

nośnego w widłach Dunajca i Białej została przedstawiona w odrębnych publikacjach (Haładus i in., 2011, 2012). Dla przyjętych rozwiązań wariantowych – dla średnich niskich stanów wody w ciekach powierzchniowych oraz dla warunków naturalnych – określono elementy bilansu w zasilaniu/drenażu poziomu wodonośnego oraz odtworzono odpowiadający im rozkład wysokości hydraulicznych.

Obszar filtracji objęty badaniami modelowymi, z uwagi na płytkie zaleganie zwierciadła wody oraz brak warstwy

izolującej, jest szczególnie podatny na zanieczyszczenia z powierzchni terenu. W jego granicach występują zarówno ujęcia wód podziemnych, jak i ogniska zanieczyszczeń zagrażające ich jakości (Haładus i in., 2011, 2012). Wpływ antropopresji na środowisko wodne zachodzi głównie na obszarze Zakładów Azotowych w Tarnowie-Mościcach S.A., które były w przeszłości i są nadal emitorem trudnej do oszacowania ilości zanieczyszczeń.

AKTUALNE WARUNKI HYDROGEOCHEMICZNE

Aktualną ocenę warunków hydrogeochemicznych panujących w piętrze czwartorzędowym na obszarze badań oparto na wynikach analiz składu chemicznego wód podziemnych pobranych z 29 otworów obserwacyjnych i studni w 2009 r. (w przypadku pozostałych dwóch punktów wykorzystano pomiary z 2011 r.). Wyniki analiz obejmowały szeroki zakres oznaczeń, w tym makro- i mikroskładniki. Ponadto w terenie oznaczono pH, Eh, PEW₂₅ i temperaturę wody.

Poziom wodonośny czwartorzędu występujący w widłach Dunajca i Białej stanowi otwartą strukturę podatną na przenikanie zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Ukształtowany w tych warunkach chemizm wód cechuje zarówno duże zróżnicowanie przestrzenne, jak i – lokalnie – czasowe, co potwierdzają dodatkowe serie opróbowań w części punktów przeprowadzone w latach 2008 i 2011.

Wody podziemne występujące na badanym obszarze zaliczają się głównie do wód słodkich, a częściowo słonych według klasyfikacji Brodskiego (Witczak, Adamczyk, 1994), o mineralizacji od 250 do ok. 1800 mg/dm³. Są to wody od słabo kwaśnych po słabo alkaliczne o pH od 6,50 do 7,90. Pochodzą ze środowisk o zróżnicowanym potencjale utleniająco-redukcyjnym Eh. Twardość wody mieści się w zakresie od 100 do 630 mg CaCO₃/dm³, dominują wody średnio twarde i twarde (Pazdro, Kozerski, 1990).

Wody poziomu czwartorzędowego charakteryzują się bardzo dużym zróżnicowaniem typów chemicznych, określonych według klasyfikacji Altowskiego-Szwieca (Macioszczyk, 1987), wskazujących często na oddziaływanie antropogeniczne. Nie można przyjąć jednego dominującego typu hydrogeochemicznego wody. Występują m.in. wody o typie

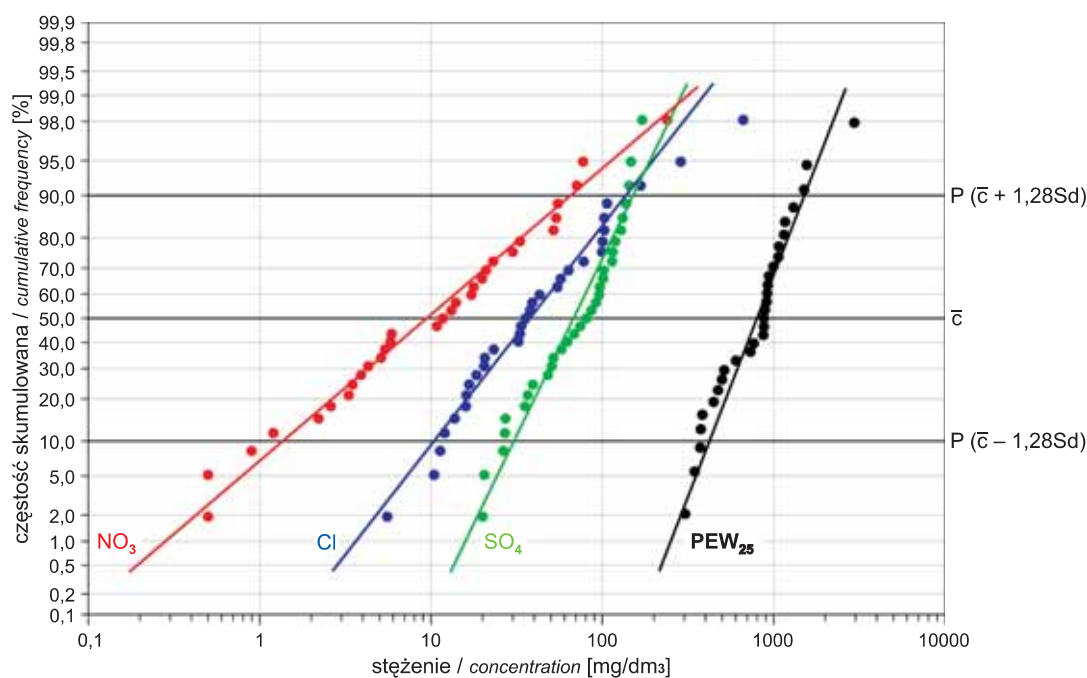


Fig. 1. Aktualna zmienność stężeń jonów chlorkowych (2009 r.) w wodach poziomu czwartorzędowego

Actual variability of chloride concentration (2009) in the Quaternary aquifer

$\text{HCO}_3\text{-Ca}$, $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$, $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$, $\text{Ca-Na-HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Cl}$ czy $\text{Cl-HCO}_3\text{-Na-Ca}$. Zdarzają się również przypadki, gdy w typie wody występuje anion NO_3^- .

Aktualne tło hydrogeochemiczne dla wybranych wskaźników (PEW_{25} , Cl , SO_4 i NO_3) wskazuje na przekształcenie

charakterystycznego dla warunków naturalnych zakresu stężeń w większości opróbowanych punktów (fig. 1). Zróżnicowanie środowiska hydrogeochemicznego zmienia się od słabo zróżnicowanego (PEW_{25}) do silnie zróżnicowanego (NO_3).

WARIANTY REALIZACJI MODELI TRANSPORTU

Numeryczny model migracji zanieczyszczeń dla obszaru położonego w widłach Dunajca i Białej zrealizowano dla nieustalonych warunków migracji na bazie ustalonego, dwuwymiarowego pola hydrodynamicznego wykalibrowanego według stanu na 2009 r. dla średnich stanów wód w ciekach powierzchniowych i z uwzględnieniem eksploatacji ujęć głębinowych (Haładus i in., 2012). Obliczenia numeryczne modelu przepływu i transportu zanieczyszczeń przeprowadzono, wykorzystując pakiet programowy *Processing Modflow* (Chiang, Kinzelbach, 2001; Kulma, Zdechlik, 2009) oparty na programach MODFLOW (Harbaugh, McDonald, 1996) i MT3D (Zheng, Wang, 1999). Do numerycznego rozwiązania równania transportu masy substancji w programie MT3D wybrano metodę TVD (*total variation diminishing*), gwarantującą stabilność obliczeń, a jednocześnie pozwalającą na dobre zbilansowanie masy, bez nadmiernej dyspersji numerycznej.

Struktura przyjętego modelu (o powierzchni ok. 20 km^2) obejmuje jedną warstwę (czwartorzędowe utwory piaszczysto-żwirowe) podzieloną na bloki o wymiarach $\Delta x = \Delta y = 25 \text{ m}$. Istniejące opracowanie aktualnej sytuacji hydrogeologicznej pozwoliło na przyjęcie odpowiednich warunków brzegowych i początkowych na modelu hydrodynamicznym (Haładus i in., 2012).

Wariantowość rozwiązań modelu transportu polegała na analizie zagadnień związanych z odnawialnością badanego systemu wodonośnego (rozkład czasu przebywania

wody w zbiorniku, czas samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń konserwatywnych), uwzględnionych następnie podczas symulacji rozkładu stężeń jonu wskaźnikowego (chlorków) dla stanu aktualnego (2009 r.). Każda z rozpatrywanych sytuacji wymagała przyjęcia odpowiednich warunków brzegowych i początkowych obliczeń.

W celu uzyskania średnich czasu (MRT – *mean residence time*) oraz rozkładu czasu przepływu (RTD – *residence time distribution*) wody w zbiorniku przeprowadzono iniekcję impulsową znacznika konserwatywnego w wodach zasilających zbiornik wód podziemnych.

Symulacja rozkładu stężeń jonów chlorkowych według stanu na 2009 r. polegała na dopasowaniu zawartości chlorków w wodach zasilających zbiornik wód podziemnych, z uwzględnieniem przestrzennego zagospodarowania obszaru oraz wyników wcześniejszych symulacji określających warunki odnawialności badanego systemu wodonośnego.

Proces samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń konserwatywnych (w analizowanym przypadku – jonów chlorkowych) realizowano na drodze infiltracji wód opadowych oraz – lokalnie – powierzchniowych o stężeniu $\text{Cl}_i = 0 \text{ mg/L}$, powodującej rozcieńczenie początkowych stężeń jonów chlorkowych (Cl_0 według stanu na 2009 r.).

We wszystkich przypadkach czas symulacji procesu migracji przyjmowano indywidualnie (*time length*), z automatycznie dopasowaną wielkością kroku czasowego (*transport stepsize*).

REZULTATY OBLICZEŃ MODELOWYCH

Wyniki wariantowych obliczeń modelu transportu zanieczyszczeń odnoszą się do nieustalonych warunków migracji przy założeniu – w każdym rozpatrywanym przypadku – ustalonego pola filtracji w czwartorzędowym poziomie wodonośnym według stanu na 2009 r. W efekcie otrzymano czasowe (fig. 2 i 4) i przestrzenne (fig. 3) rozkłady stężeń badanego wskaźnika w obrębie modelowanego obszaru.

Iniekcja impulsowa znacznika konserwatywnego z definicji daje rozkład czasu przebywania (RTD), jak również pozwala określić średni wiek wody (MRT) w dowolnym punkcie modelowanego zbiornika wód podziemnych (Kania i in., 2005; Zuber i in., 2007; Kania, Witczak, 2011).

Ocenę czasu przebywania wody w systemie dla badanego obszaru dokonano we wszystkich punktach, z których pochodziły analizy składu fizykochemicznego wód podziemnych, a do prezentacji wyników symulacji wytypowano punkty uznane za reprezentatywne (fig. 2). Funkcje RTD dla rzeczywistego systemu, jakim jest badany czwartorzędowy poziom wodonośny, mają zbliżony prawoskośny charakter, wykazują jednocześnie duże zróżnicowanie czasu przepływu różnych strug wody. W części punktów (AN7, U4, SK5) ujawnia się wielowierzchołkowość świadcząca o istnieniu co najmniej dwóch uprzywilejowanych strumieni wód.

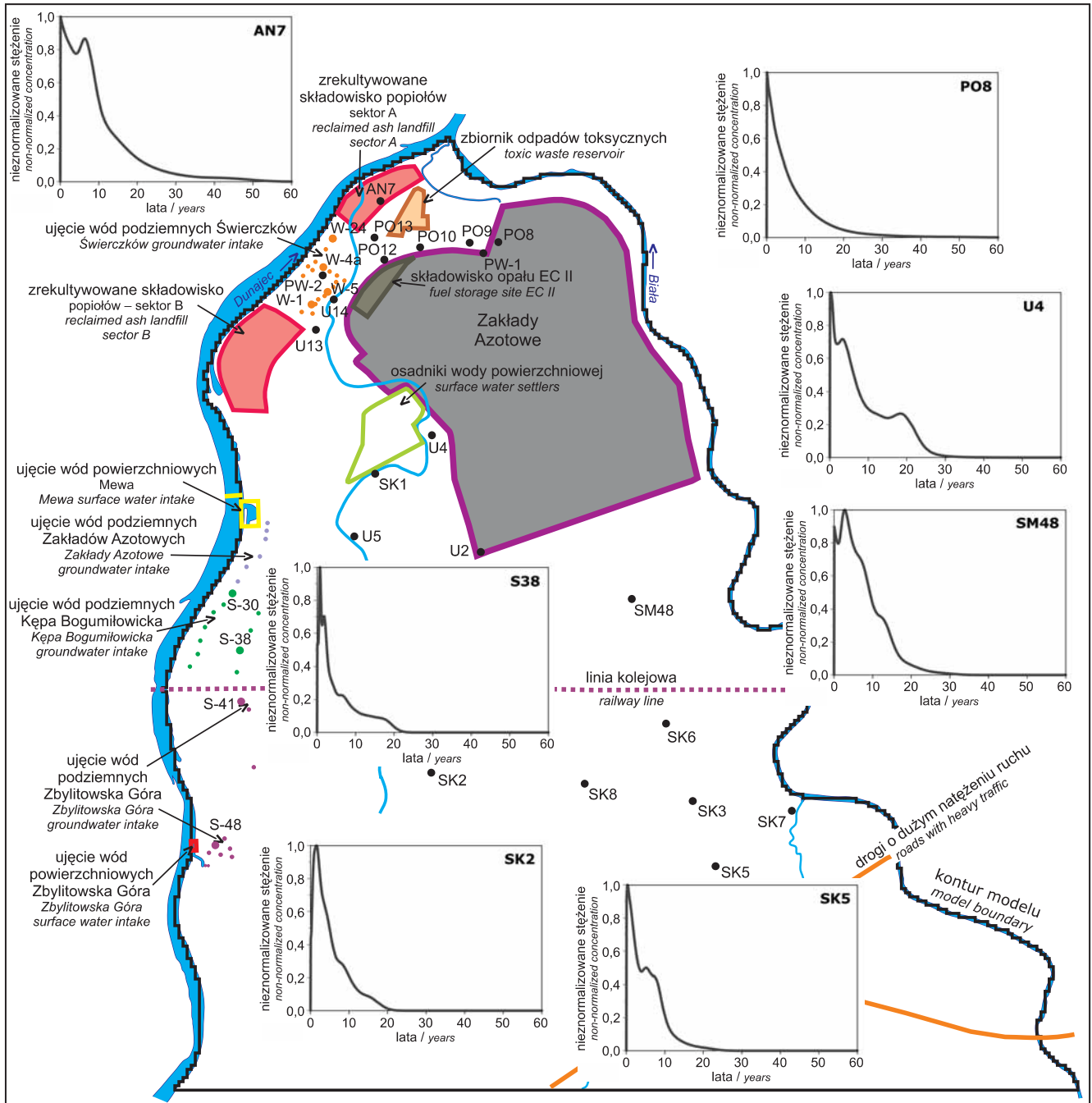


Fig. 2. Rozkłady czasu przebywania RTD dla wybranych punktów uzyskane z symulacji w programie MT3D

Residence time distributions RTD for selected points obtained by simulation with MT3D program

Obliczony średni wiek wody dla wszystkich analizowanych punktów nie przekracza 10 lat, co świadczy o stosunkowo szybkiej odnawialności zbiornika. Z kolei czas dotarcia maksymalnego stężenia znacznika jest z reguły krótszy niż jeden rok. Jest on bardziej istotny dla oceny stopnia zagrożenia zanieczyszczeniem antropogenicznym zbiornika wód podziemnych niż średni czas dojścia (Kania, Witczak, 2011).

W symulacji rozkładu stężeń jonów chlorkowych według stanu na 2009 r. uwzględniono maksymalny czas dojścia znacznika o minimalnych stężeniach (fig. 2) jako czas ustalenia się stężeń chlorków w czwartorzędowym poziomie wodonośnym.

Ponadto podstawami do odtworzenia na badanym obszarze rozkładu przestrzennego aktualnych stężeń jonów chlorkowych za pomocą modelowania numerycznego były:

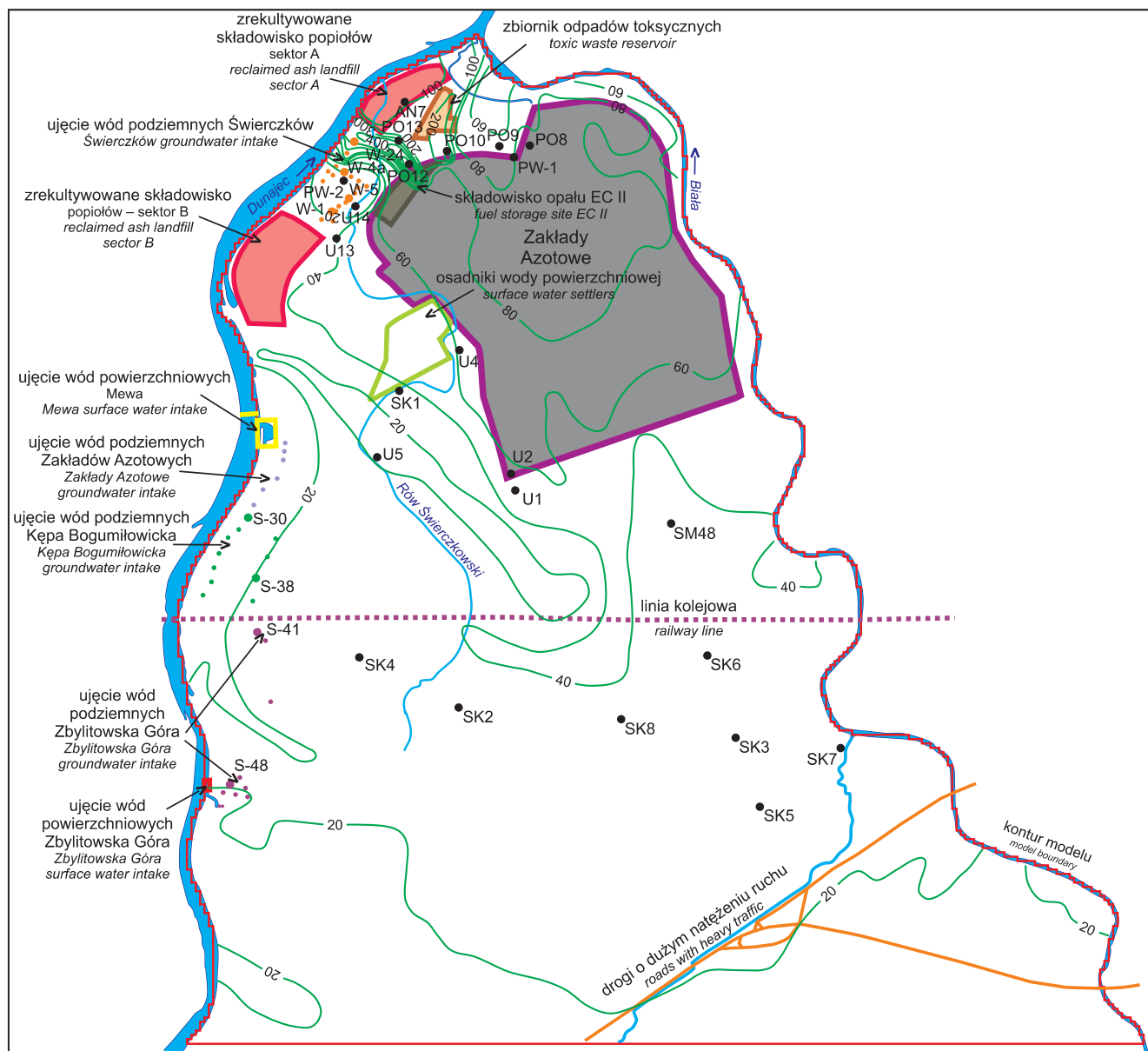


Fig. 3. Modelowany rozkład przestrzenny stężeń jonów chlorkowych (w mg/dm^3) w czwartorzędowym poziomie wodonośnym w 2009 r. (wynik symulacji programem MT3D)

Modelled distribution of chloride concentration (in mg/dm^3) in Quaternary aquifer for year 2009 (MT3D program simulation result)

– wyniki analiz składu chemicznego wód podziemnych pobranych z otworów obserwacyjnych i studni w 2009 r. (uzupełniająco wykorzystano wyniki analiz z lat 2008 i 2011) oraz wód powierzchniowych (Dunajca i Białej),

– odwzorowane na modelu hydrodynamicznym przepływu wód podziemnych w czwartorzędowym poziomie wodonośnym według stanu na 2009 r.

Interpretację rozkładu przestrzennego stężeń jonów chlorkowych na całym obszarze badań, opartą na punktowym rozpoznaniu składu chemicznego wód podziemnych piętra czwartorzędowego, przeprowadzono metodami geostaty-

stycznymi (procedury kriginu) z wykorzystaniem programu komputerowego GS+.

W warunkach brzegowych modelu transportu, odwzorowujących warunki zasilania zbiornika, podano stałe w czasie stężenia jonu chlorkowego dla okresu symulacji trwającego 55 lat. Głównymi wewnętrznymi warunkami iniekcji jonów chlorkowych były przede wszystkim infiltracja wód opadowych, straty wód pochodzące z wodociągów i kanalizacji oraz infiltrujące wody z rowów nawadniających ujęcie Świerczków. Z kolei Dunajec decydował o stężeniach jonów chlorkowych w wodach zasilających ujęcia wód podziemnych.

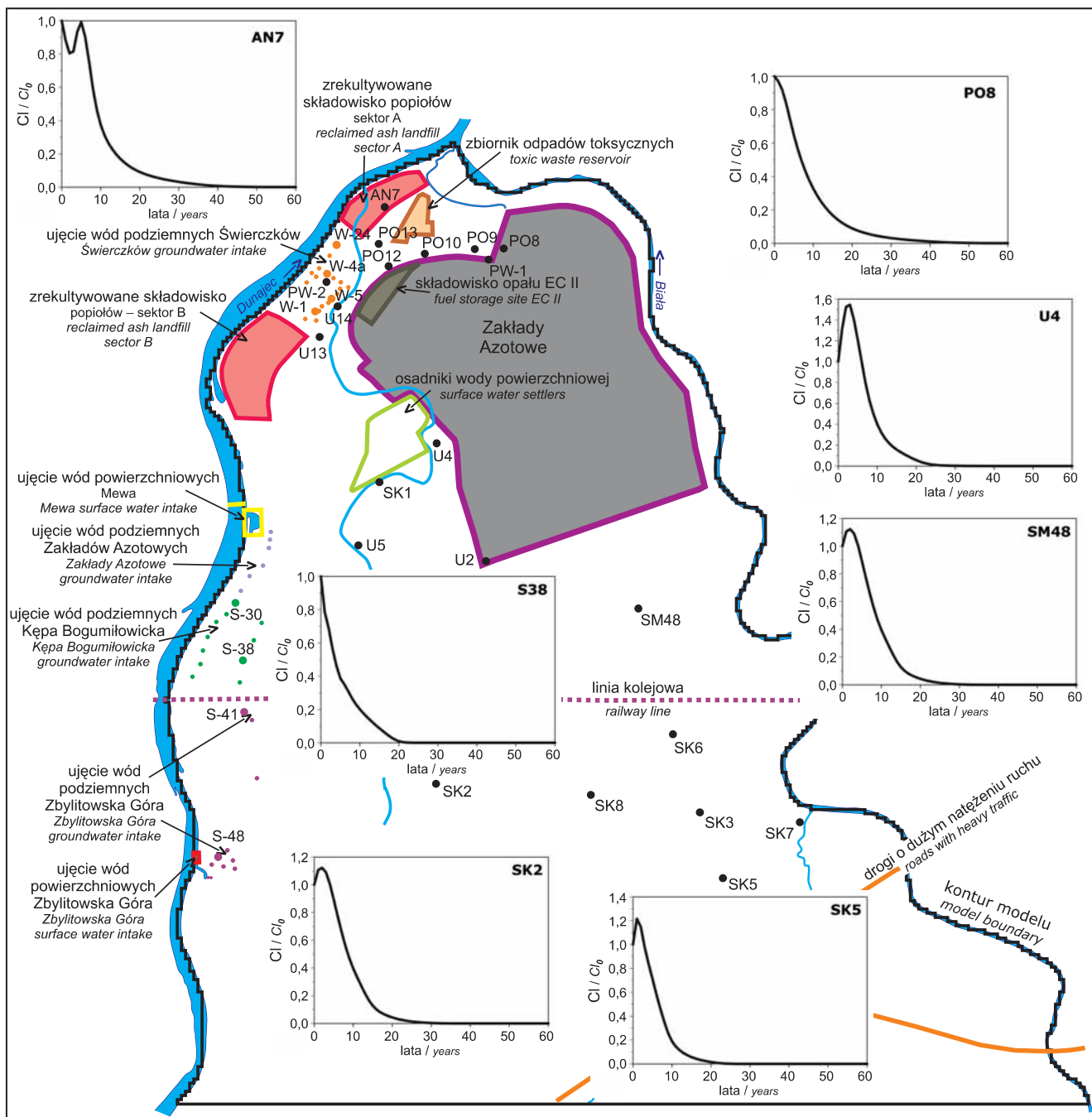


Fig. 4. Zmiana stężeń jonów chlorkowych w wybranych punktach obserwacyjnych po ustaniu emisji zanieczyszczeń

Change of chloride concentration in the chosen monitoring points after switch off the contaminant load

W wyniku przeprowadzonych badań modelowych uzyskano rozkład stężeń chlorków zbliżony do stanu aktualnego. Największe stężenia tego wskaźnika są notowane w rejonie ujęcia Świerczków, gdzie przekraczają 600 mg/dm^3 (fig. 3) i są podstawą stałego lub czasowego wyłączania studni z eksploatacji. Ich przypuszczalnym źródłem są chlorki wmywane z węgla kamiennego składowanego na terenie elektrociepłowni. Podwyższone zawartości chlorków, przekraczające lokalnie 100 mg/dm^3 , obserwuje się w rejonie

Zakładów Azotowych w Tarnowie-Mościcach S.A. Na pozostałym obszarze stężenia na ogół mieszczą się w granicach od kilkunastu do $30\text{--}40 \text{ mg/dm}^3$. W rejonie ujęć wód podziemnych najczęściej oscylują wokół kilkunastu mg/dm^3 (fig. 3), co jest wynikiem dopływu dużych ilości wód z Dunajca, charakteryzujących się na ogół niewielkimi zawartościami chlorków i powodujących rozcieńczanie wód dopływających z poziomu czwartorzędowego.

W ostatnim wariantcie symulowano proces samooczyszczania wód podziemnych z jonów chlorkowych (Cl_0 według stanu na 2009 r.) na drodze „prostego” rozcieńczenia przez „czyste” wody ($Cl_i = 0$ mg/L) zasilające poziom czwartorzędowy. W rozwiązaniu tym następuje natychmiastowe wyłączenie emisji z ognisk zanieczyszczeń, w tym o charakterze obszarowym (wielkopowierzchniowym), w obrębie obszaru badań. Wyniki obliczeń symulacyjnych wskazują, że

proces samooczyszczania środowiska wodnego do wartości tła naturalnego będzie trwał od kilku do kilkunastu lat po ustaniu emisji zanieczyszczeń (fig. 4).

W przypadku typowej płytkiej otwartej zlewni rzecznej odpowiedź systemu na zmianę wprowadzanego do niego ładunku ma z reguły charakter ekspotencjalny i wieloletni, stwierdzony m.in. na przykładzie zlewni Trześniówki (Kania, Witczak, 2007).

PODSUMOWANIE

Rezultaty przeprowadzonych badań modelowych świadczą o stosunkowo szybkiej odnawialności czwartorzędowego poziomu wodonośnego położonego w widłach Dunajca i Białej, przy średnim wieku wody dopływającej do analizowanych punktów nieprzekraczającym 10 lat. Wykresy RTD wskazują jednocześnie na duże zróżnicowanie czasu przepływu różnych strug wody, przy czym czas dotarcia maksymalnego stężenia znacznika jest z reguły krótszy niż jeden rok.

Z obliczeń symulacyjnych wynika, że czas samooczyszczania wód podziemnych badanego zbiornika z zanieczyszczeń konserwatywnych będzie trwał od kilku do kilkunastu lat po ustaniu emisji zanieczyszczeń.

Prace badawcze zrealizowano w ramach projektu MNi-SW nr NN525 410535.

LITERATURA

- CHIANG W.-H., KINZELBACH W., 2001 — 3D-Groundwater Modeling with PMWIN: a simulation system for modeling groundwater flow and pollution. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- HAŁADUS A., KANIA J., SZCZEPAŃSKI A., ZDECHLIK R., WOJTAL G., 2011 — Wykorzystanie badań modelowych do oceny możliwości poboru wody w widłach Dunajca i Białej. *W: Współczesne problemy hydrogeologii* (red. J. Górski, A. Sadurski). *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **445**: 161–168.
- HAŁADUS A., KANIA J., SZCZEPAŃSKI A., ZDECHLIK R., WOJTAL G., 2012 — Prognozowanie warunków eksploatacji ujęć zaopatrujących w wodę aglomerację tarnowską. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **451**: 73–80.
- HARBAUGH A.W., MCDONALD M.G., 1996 — User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-485, Virginia.
- KANIA J., WITCZAK S., 2007 — Czas połowicznego samooczyszczania wód podziemnych jako parametr ogólny oceny reakcji modelowanego systemu zlewniowego na zmiany antropopresji. *W: Współczesne problemy hydrogeologii* (red. A. Szczepański i in.). T. 13: 549–561. WGGiOŚ AGH, Kraków.
- KANIA J., WITCZAK S., 2011 — Modele migracji zanieczyszczeń. *W: Metodyka modelowania matematycznego w badaniach i obliczeniach hydrogeologicznych: poradnik metodyczny* (red. S. Dąbrowski i in.). Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- KANIA J., WITCZAK S., DULIŃSKI M., KAPUSTA M., RÓŻAŃSKI K., JACKOWICZ-KORCZYŃSKI M., ŚLIWKA I., ZUBER A., 2005 — Kalibracja i walidacja modelu przepływu i migracji oraz korekty modelu koncepcyjnego GZWP-451 z wykorzystaniem znaczników. *W: Współczesne problemy hydrogeologii* (red. A. Sadurski, A. Krawiec). T. 12: 317–322. Wyd. UKM, Toruń.
- KULMA R., ZDECHLIK R., 2009 — Modelowanie procesów filtracji. AGH Uczel. Wyd. Nauk.-Dydakt., Kraków.
- MACIOSZCZYK A., 1987 — Hydrogeochemia. Wyd. Geol., Warszawa.
- PAZDRO Z., KOZERSKI B., 1990 — Hydrogeologia ogólna. Wyd. Geol., Warszawa.
- WITCZAK S., ADAMCZYK A., 1994 — Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania, T. 1. BMS, Warszawa.
- ZHENG C., WANG P.P., 1999 — MT3DMS: a modular three-dimensional multi-species transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in ground-water systems. Documentation and users' guide. Departments of Geology and Mathematics, University of Alabama.
- ZUBER A., RÓŻAŃSKI K., CIĘŻKOWSKI W. (red.), 2007 — Metody znacznikowe w badaniach hydrogeologicznych – poradnik metodyczny. Ofic. Wyd. PWr., Wrocław.

SUMMARY

Numerical modelling of transient transport of contaminant in the Quaternary aquifer of the area between the Dunajec and Biała rivers was performed for the assumed hydrodynamic steady state conditions. Solution variants of the transport model were related to groundwater renewal (residence time distributions of water in the flow system, time of groundwater attenuation for conservative components) and then used to simulate the spatial distribution of chemical indicator (chlorides) for year 2009. The modelling results indicate

relatively rapid groundwater renewal of the Quaternary aquifer in the study area, with average groundwater age of less than 10 years. RTD functions generated for the selected location in the flow system show a considerable variability in groundwater ages, reaching the maximum concentration in travel times of less than one year. The time of conservative contaminant removal after switching off the contaminant load will take from a few to several years.