

MODEL PRZEPŁYWU I TRANSPORTU JAKO NARZĘDZIE ROZWIĄZYWANIA PROBLEMU ZANIECZYSZCZEŃ WÓD PODZIEMNYCH W REJONIE CELSA HUTA OSTROWIEC

A FLOW AND TRANSPORT MODEL AS A TOOL FOR SOLVING THE PROBLEM OF GROUNDWATER POLLUTION IN THE VICINITY OF CELSA HUTA OSTROWIEC

GRZEGORZ SINICYN¹, MARIA GRODZKA-ŁUKASZEWSKA¹

Abstrakt. W artykule przedstawiono problem środowiskowy jaki wystąpił na obszarze wokół Celsa Huta Ostrowiec, gdzie w studniach ujmujących wody górnej jury wykryto podwyższone wartości stężeń trichloroetenu oraz tetrachloroetenu. Trójwymiarowy model numeryczny przepływu wód podziemnych i pola stężeń trichloroetenu został skalibrowany metodą „prób i błędów”. Podczas kalibracji brano pod uwagę kryterium dopasowania wyników stężeń zanieczyszczeń – obliczonych za pomocą modelu – do wyników stężeń zanieczyszczeń – pomierzonych w studniach oraz w piezometrach obserwacyjnych. Badania modelowe przeprowadzono dla różnych scenariuszy, uwzględniających zarówno typ zanieczyszczenia (punktowy oraz powierzchniowy), jak i czas trwania wycieku (incydentalny oraz ciągły w czasie). Przeprowadzone obliczenia modelowe pozwoliły na wskazanie najbardziej prawdopodobnego miejsca i czasu przedostania się zanieczyszczeń do środowiska wód podziemnych.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie wód podziemnych, trichloroeten, tetrachloroeten, kalibracja modelu numerycznego, model transportu zanieczyszczeń, model przepływu.

Abstract. The article presents the environmental problem that occurred in the vicinity of Celsa Huta Ostrowiec, where concentrations of trichloroethene and tetrachloroethene in wells were detected. The three-dimensional numerical groundwater flow and transport models were calibrated against trichloroethene measurements. Model studies were carried out for different scenarios taking into account the type of pollution source (point and spatial distributed) and the nature of the source itself (incidental and continuous in time). The modelling results made it possible to indicate the most likely place and time of contaminant release into the soil and water environment.

Key words: groundwater pollution, trichloroethene, tetrachloroethene, numerical model calibration, transport model, flow model.

WSTĘP

Badania jakości wody podziemnej z ujęcia zlokalizowanego na terenie huty stali w Ostrowcu Świętokrzyskim (fig. 1), wykonane w lipcu 2008 r., wykazały przekroczenia dopuszczalnych stężeń tri- i tetrachloroetenu w pobranych próbkach. Kolejne badania monitoringowe (wykonane w październiku 2008 r.) potwierdziły istnienie zanieczyszczenia, a dla niektórych studni wykazały podwyższony poziom w stosunku do badań wcześniejszych. Pojawienie się tych

substancji na ujęciu sugeruje istnienie (niezidentyfikowanego) ogniska tych zanieczyszczeń w bezpośrednim sąsiedztwie ujęcia. Migracja zanieczyszczeń przebiega w kierunku ujęcia wody dla miasta Ostrowiec Świętokrzyski, powodując bezpośrednie jego zagrożenie. Trajektorie ruchu cząstek wody, będące wynikiem obliczeń trójwymiarowego modelu przepływu wód podziemnych na omawianym obszarze, zostały przedstawione na figurze 2. Na ujęciu komunalnym również pomierzono śladowe ilości związków tri- i tetrachloroetenu (poniżej dopuszczalnych stężeń). Pojawienie się

¹ Politechnika Warszawska, Wydział Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa; e-mail: grzegorz.sinicyn@pw.edu.pl, maria.grodzka@pw.edu.pl.

substancji szkodliwych na ujęciach odnotowano w 2008 r. Warto zauważyć, że było to związane ze zmianą regulacji prawnych. Dopiero od 2008 r. w Polsce weszły w życie przepisy, które wymusiły oznaczanie tri- i tetrachloroetenu w badaniach monitoringowych. Oznacza to, że studnie ujęć wód podziemnych (huty oraz miejskiego) mogły być zanieczyszczone dużo wcześniej.

Podstawowym problemem identyfikacji strefy zanieczyszczenia był brak jakichkolwiek informacji historycznych dotyczących miejsca i ilości przedostania się substancji szkodliwych do środowiska wód podziemnych. W latach 90. ubiegłego stulecia huta stali przeszła restrukturyzację a w 2003 r. została wykupiona przez firmę zagraniczną. Z tego powodu dostęp do materiałów archiwalnych był bardzo utrudniony. Jediną dostępną informacją dotyczącą używania związków tri- i tetrachloroetenu na terenie huty pochodziła z protokołów kontrolnych ówczesnego Urzędu Wojewódzkiego w Kielcach, z których wynikało, że huta używała rozpuszczalnika chlorowanego do malowania, odfuszczenia i płukania instalacji w ilości ok. 600 l/miesiąc. Nie znaleziono jednak żadnych informacji, które wskazywałyby na możliwość przedostania się tych substancji do środowiska na skutek awarii lub innego incydentu. Od 2000 r., z uwagi na zaostrzenie przepisów środowiskowych, zaprzestano używania rozpuszczalników chlorowanych na terenie huty.

Pojawił się więc problem jak oszacować miejsce i czas przedostania się szkodliwych substancji do środowiska wód podziemnych. Możliwym rozwiązaniem było zastosowanie modelowania matematycznego przepływu wód podziemnych oraz transportu masy w wodach podziemnych. Na dwa istotne aspekty należało położyć szczególny nacisk: 1 – bardzo dokładne odwzorowanie w modelu budowy geologicznej rozpatrywanego obszaru oraz 2 – sposób przemieszczania się (migracji) rozpuszczalników chlorowanych w warstwie wodonośnej.

BUDOWA GEOLOGICZNA I HYDROGEOLOGICZNA REJONU BADAŃ

Postawione zadanie badawcze miało na celu określenie zasięgu obszaru zanieczyszczonego związkami trichloroetenu i tetrachloroetenu oraz określenie lokalizacji strefy zanieczyszczenia. Z uwagi na bliskie położenie ujęcia Celsa Huta Ostrowiec oraz ujęcia komunalnego „Kąty Denkowskie”, dokładne odzwierciedlenie budowy geologicznej ma bardzo duże znaczenie w poszukiwaniu dróg migracji zanieczyszczeń. Ponieważ migracja zanieczyszczeń odbywa się w przestrzeni trójwymiarowej, również budowa geologiczna oraz położenie studni ujęć wraz z głębokością zafiltrowania musi być rozpatrywana i analizowana z uwzględnieniem ich trójwymiarowego charakteru.

Analizowany obszar jest położony w obrębie jednostki geologicznej zwanej obrzeżem mezozoicznym Gór Świętokrzyskich, ściślej w jego północno-wschodniej części. Jednostka ta jest zbudowana z utworów od górnego permu do jury włącznie, przykrytych osadami paleogeńsko-neogeen-

skimi i czwartorzędowymi. W bezpośrednim otoczeniu huty występują utwory czwartorzędowe, paleogeńsko-neogeenkie, jurajskie i triasowe. Ujęcie wód podziemnych Celsa Huta Ostrowiec jest położone w obrębie jurajskiego piętra strukturalnego, w rejonie kontaktu utworów jury środkowej i górnej. Bieg warstw utworów jury jest zbliżony do kierunku NW–SE, upad warstw wynosi od 2 do 4 stopni ku NE. Najstarszymi utworami stwierdzonymi na podstawie wierceń są dolomity triasu (na głęb. 280 m w studni nr S-1). Na utworach tych zalegają bezpośrednio utwory jury środkowej (w profilu nie ma utworów jury dolnej). Utwory jury dolnej, wykształcone jako przelawicające się piaskowce, mułowce, zlepieńce, ility i iłowce, występują w dalszej odległości od ujęcia. Na powierzchni terenu w rejonie ujęcia wód dla huty oraz w profilach stratygraficznych otworów badawczych występują utwory jury środkowej, jury górnej, paleogenu, neogenu oraz czwartorzędu (Exbud-Hydrogeotechnika, 1998).

Ujęcie wód podziemnych huty jest położone w granicach głównego zbiornika wód podziemnych Wierzbica-Ostrowiec (GZWP 420) i przy południowo-zachodniej granicy rejonu zasobowego Kąty Denkowskie – Sarnówek. Na opisywanym terenie wody podziemne występują w utworach czwartorzędu, jury górnej i środkowej. Poziom wodonośny w utworach czwartorzędu występuje w dolinie rzeki Kamienna. Na obszarze wysoczyzny ma charakter lokalny lub w ogóle nie występuje. Główny użytkowy poziom wodonośny występuje w wapieniach jury górnej lub w utworach jury górnej i najmłodszych utworach jury środkowej (piaskowcach wapienistych keloweju). W starszych utworach jury środkowej (aalen, bajos, baton) występują przewarstwienia piaskowców w obrębie serii iłowcowych i mułowcowych. Przewodność tych utworów jest niska (poniżej 50 m²/d). Utwory górnourajskie i środkowourajskie na tym obszarze charakteryzują się większą przewodnością, przekraczającą 500 m²/d. Zwierciadło wody podziemnej, przeważnie swobodne, występuje w rejonie badań na głęb. 38–45 m pod powierzchnią terenu (na rzędnej 150–156 m n.p.m.). Można zaobserwować, że zwierciadło wody wykazuje większe obniżenia w studniach, w których filtr jest posadowiony częściowo w utworach jury środkowej (Exbud-Hydrogeotechnika, 1998). Zasilanie poziomu jurajskiego następuje drogą bezpośredniej lub pośredniej infiltracji opadów atmosferycznych. Przepływ wód podziemnych następuje w kierunku wschodnim (ku rzece Kamienna). Lokalne kierunki przepływu wody podziemnej są częściowo uwarunkowane obecnością stref o zróżnicowanej przewodności, ale przede wszystkim intensywną eksploatacją ujęć wód podziemnych (Hydrogeotechnika, 2002).

Szczegółowa analiza dostępnych materiałów opisowych oraz profili odwiertów, jak również dostępnych przekroi geologicznych i hydrogeologicznych, pozwoliła na wydzielenie następujących warstw wodonośnych i słabo przepuszczalnych: (a) warstwa utworów paleogeńsko-neogeenkich i czwartorzędowych, która ma charakter zmiennej przepuszczalności (w niektórych rejonach, jak dolina rzeki Kamiennej, stanowi warstwę wodonośną, w innych warstwę słabo przepuszczalną); (b) warstwa wodonośna wytworzona

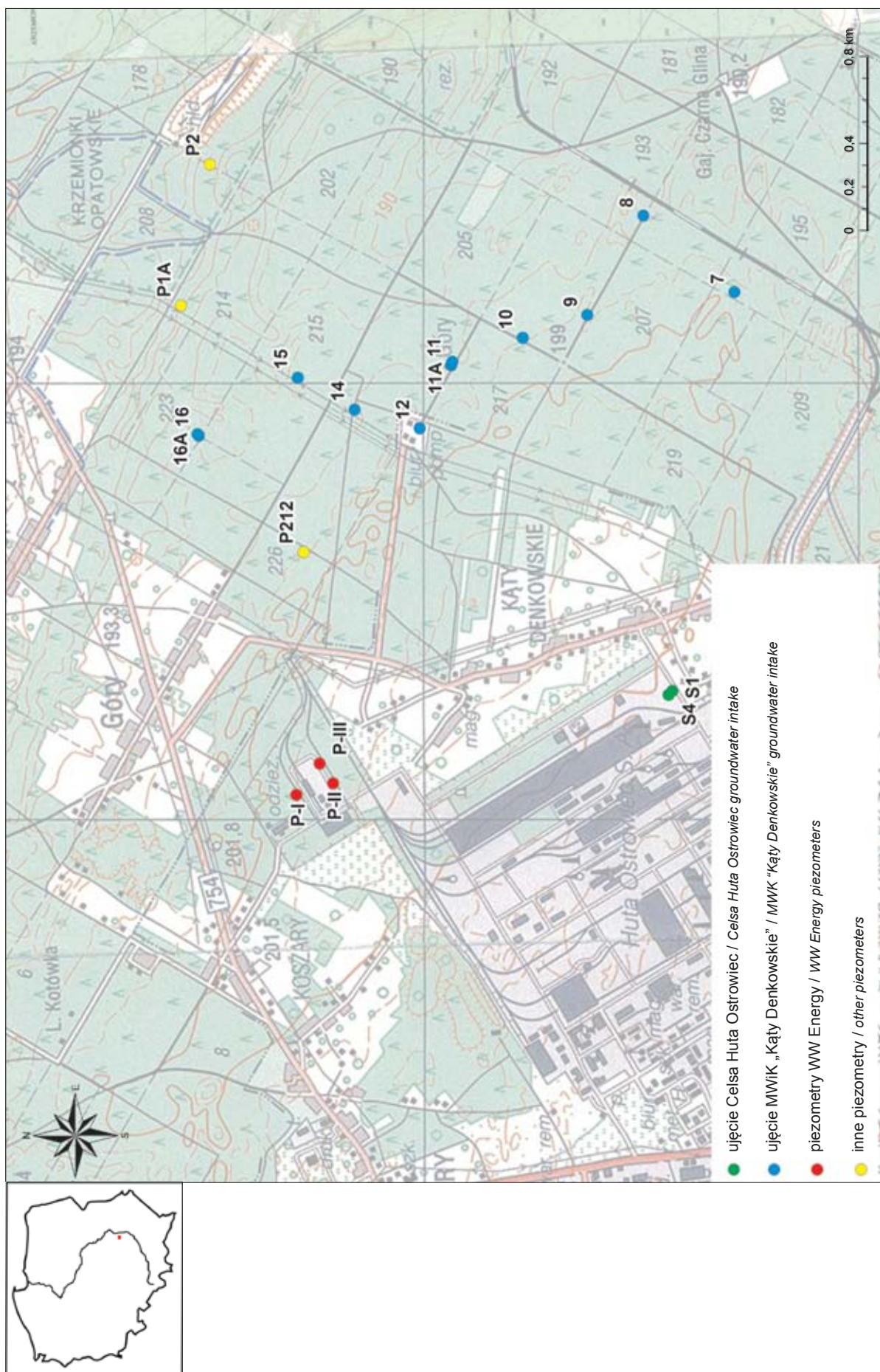


Fig. 1. Usytuowanie studni przemysłowych, komunalnych oraz piezometrów na omawianym terenie

The location of groundwater intakes and piezometers in the discussed area

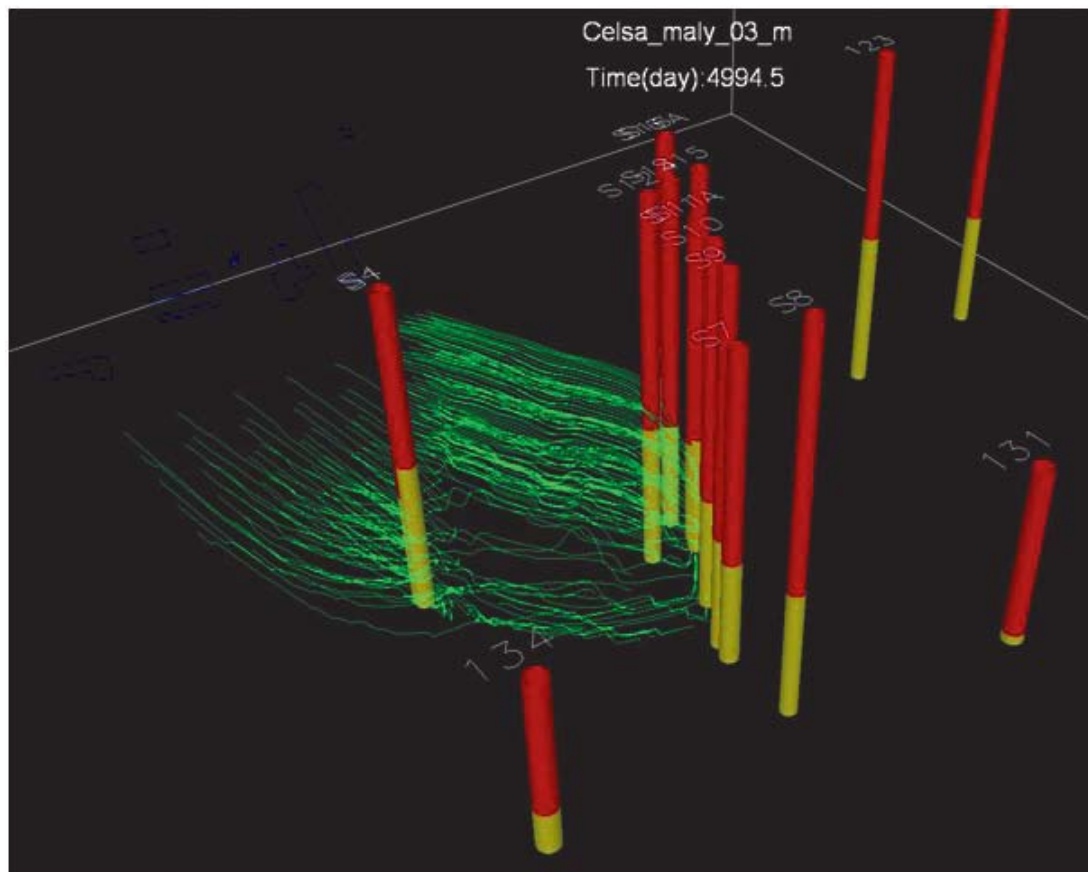


Fig. 2. Trajektorie ruchu wody w okolicach ujęcia wody dla miasta Ostrowiec Świętokrzyski

Trajectories of water in the vicinity of a groundwater intake for the Ostrowiec Świętokrzyski city

z wapieni jury górnej (dobrze przepuszczalna); (c) warstwa wodonośna (dobrze przepuszczalna) reprezentowana przez utwory jury środkowej, w której występują piaskowce, piaskowce wapieniste i wapienie; (d) warstwa słabo przepuszczalna reprezentowana przez utwory jury środkowej z iłowcami i mułowcami o niskiej wodonośności.

Opracowanie dostępnych materiałów polegało na analizie przestrzennej występowania poszczególnych warstw. W tym celu, na podstawie informacji dotyczących profili otworów badawczych, studni i odwiertów oraz dostępnych przekroi geologicznych i hydrogeologicznych, wyznaczono trójwymiarowy model geologiczny badanego rejonu (fig. 3).

BADANIA MODELOWE

METODYKA BADAŃ

W badaniach modelowych wykorzystano trójwymiarowy model przepływu wód podziemnych MODFLOW (*A Modular Three Dimensional Finite Difference Ground Water Flow Model*; McDonald i in., 1988) oraz trójwymiarowy model transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych MT3D (*A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reaction of*

Contaminants in Groundwater Systems; Zheng i in., 1995), opracowany w pracy badawczej (Raport WIŚ PW, 2011).

Modele matematyczne filtracji wód podziemnych bazują na dwóch prawach fizycznych: zasadzie zachowania masy (ciągłość przepływu) oraz eksperymentalnym prawie Darcy'ego. Połączenie tych dwóch praw pozwala na sformułowanie modelu filtracji w ośrodku porowym [1] (Bear i Verruijt, 1987).

$$\nabla \cdot (K \nabla h) + q = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad [1]$$

gdzie:

h – wysokość hydrauliczna [m]

K – tensor przepuszczalności warstwy wodonośnej [m/d]

S_s – współczynnik pojemności wodnej [–]

t – czas [d]

q – człon źródłowy uwzględniający źródła i upusty, np. infiltracja z opadów, zasilanie, pobór studniami [m/d]

W celu zapewnienia kompletności rozwiązania równania [1], musi być ono uzupełnione o warunki początkowe oraz brzegowe (Anderson, Woessner, 1991; Dąbrowski i in., 2011):

– $h = h_0$, tam gdzie znana jest wartość wysokości hydraulicznej;

– $(T \nabla h) \cdot n = q_n$, tam gdzie znana jest wartość przepływu przez brzegi w kierunku normalnym do definiowanego brzegu.

Równanie [1] opisuje zmiany przestrzenno-czasowe zmiennej stanu (wysokość hydrauliczna, h) jako funkcji zmiennych wejściowych zależne od parametrów systemu. W celu otrzymania przybliżonego rozwiązania równania przepływu wód podziemnych [1] wykorzystano program MODFLOW bazujący na metodzie różnic skończonych.

Rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w wodach podziemnych jest związane z procesami adwekcji i dyspersji, reakcjami chemicznymi oraz wymuszeniami zewnętrznymi. Z matematycznego punktu widzenia migracja zanieczyszczenia w zawodnionym ośrodku porowatym może być opisana poprzez układ dwóch równań z dwoma niewiadomymi: pola prędkości wody podziemnej oraz stężenia zanieczyszczenia. W większości przypadków przyjmuje się jednak założenie, że pole prędkości wody w ośrodku porowatym nie zależy od stężenia zanieczyszczenia i jest wyznaczone niezależnie na podstawie równania przepływu [1]. Przy takim założeniu matematyczny opis migracji zanieczyszczeń w wodach podziemnych opisuje równanie [2] (Zheng, Bennett, 1995):

$$\frac{\partial C(\underline{x}, t)}{\partial t} = \nabla \cdot (\underline{D}(\underline{x}) \nabla C(\underline{x}, t)) - \nabla \cdot (\underline{v}(\underline{x}, t) C(\underline{x}, t)) + \frac{q_s}{n} C_s + \sum_{k=1}^N R_k \quad [2]$$

gdzie:

C – stężenie zanieczyszczenia w wodzie [g/m^3]

t – czas [d]

\underline{x} – wektor współrzędnych kartezjańskich $\underline{x} = (x, y, z)$ [m]

\underline{D} – macierz współczynnika dyspersji hydrodynamicznej [m^2/d]

\underline{v} – wektor prędkości wody w ośrodku porowatym [m/d]

q_s – strumień objętościowy wody na jednostkę objętości gruntu reprezentujący źródło [$1/\text{d}$]

C_s – stężenie zanieczyszczenia źródła [g/m^3]

n – porowatość gruntu [-]

$\sum_{k=1}^N R_k$ – człon źródłowy odpowiedzialny za reakcje chemiczne [$\text{g}/\text{m}^3\text{d}$]



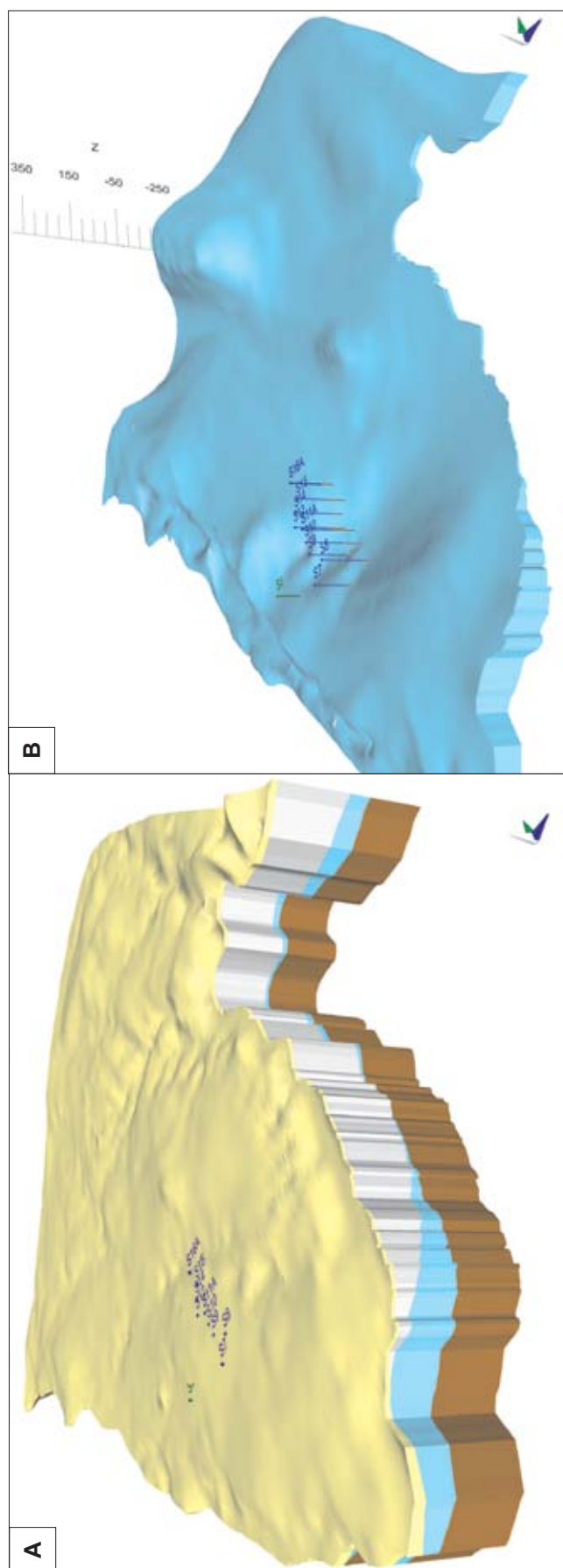
Fig. 3. A. Trójwymiarowy model geologiczny badanego regionu. B. Wyszczególniona warstwa jury środkowej (utwory dobrze przepuszczalne)

Warstwy oznaczono kolorami: brązowym – jura środkowa (utwory słabo przepuszczalne), niebieskim – jura środkowa (utwory dobrze przepuszczalne), szarym – jura górna (utwory dobrze przepuszczalne), żółtym – czwartorzęd, paleogen, neogen (utwory o różnej przepuszczalności); punkty: kolor zielony ujęcie na terenie huty, kolor niebieski – ujęcie komunalne „Kąty Denkowskie”)

A. Three-dimensional geological model of the studied region.

B. Middle Jurassic layer (well-permeable)

Layers are marked with colors: brown – Middle Jurassic (poorly permeable), blue – Middle Jurassic (well permeable), gray – Upper Jurassic (well permeable), yellow – Quaternary, Paleogene, the Neogene (variable permeability); points: green color – water intake for steelworks, blue color – communal water intake “Kąty Denkowskie”)



Model konceptualny, a w konsekwencji zastosowany model numeryczny przepływu wód podziemnych w rejonie ujęcia wód podziemnych dla huty, obejmował swym zasięgiem rejon zarówno samego ujęcia, jak i ujęcia komunalnego „Kąty Denkowskie”. Granica modelu na zachodzie i południu wyznaczono na rzece Kamiennej. W tym przypadku na modelu założono na granicy warunek brzegowy III rodzaju. Na wschodzie i północy granica modelu została przyjęta na podstawie budowy geologicznej regionu (fig. 4.). Na wschodzie obszaru przyjęto warunek brzegowy I rodzaju, przyjmując jako wartość wysokości hydraulicznej wysokość zwierciadła wód podziemnych odczytaną z mapy hydroizohips. Na północnej granicy modelu zadeklarowano warunek brzegowy II rodzaju o zmiennej wartości uszczegółowionej w procesie kalibracji modelu.

Model numeryczny został zbudowany na nieregularnej siatce dyskretyzacji – zagęszczonej w obszarach ujęć wód podziemnych (877 072 bloków obliczeniowych). Rozpatrywano model niestacjonarny (zmienny w czasie, ze zmiennym krokiem czasowym), analiza modelowa obejmowała lata 1971–2009.

Współczynnik filtracji warstwy wodonośnej (po kalibracji modelu opisanej poniżej) waha się w granicach 10–80 m/d. Zasilanie warstwy wodonośnej było parametrem zmiennym w modelu, różne dla poszczególnych kroków czasowych; średnia wartość zasilania to 92 mm/rok.

Wstępne badania modelowe (Raport WIŚ PW, 2011) przeprowadzono dla 10 scenariuszy uwzględniających zarówno różne możliwe miejsca przedostania się zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej, typ zanieczyszczenia (punktowe oraz powierzchniowe), jak i charakter jego uwolnienia (incydentalny oraz ciągły w czasie). Z uwagi na brak dostatecznej informacji faktograficznej, w szczególności dotyczącej miejsca i czasu przedostania się zanieczyszczenia do wód podziemnych, wyniki modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń nie dały jednoznacznej odpowiedzi co do miejsca i czasu wystąpienia wycieku, jak również co do ilości rozpuszczalnika, który przedostał się do warstwy wodonośnej. Symulacja, w której wyniki modelu były w zadowalającym stopniu dopasowane do wyników pomiarów terenowych, została wskazana jako najbardziej prawdopodobna. Wskazany scenariuszem, a więc również najbardziej prawdopodobnym jest ten, gdzie uwolnienie zanieczyszczenia miało charakter incydentalny (przedostanie się zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej mogło nastąpić około 1990 r.) i znajdowało się na terenie byłego składu olejów Huty Ostrowiec. Scenariusz ten potraktowano jako podstawę do procesu kalibracji opisanej w niniejszym artykule.

OPIS KALIBRACJI MODELU

Przed przystąpieniem do kalibracji, model numeryczny uzupełniono o dane zebrane w latach 2010–2012 tj.: wielkość zasilania analizowanego obszaru wodami opadowymi, wydatki studni ujęć wód podziemnych, wyniki przeprowadzonych pomiarów stężeń tri- i tetrachloroetenu w wodach podziemnych. Uzupełnione na tym etapie dane wniosły

wiele istotnych informacji, które wzbogaciły dotychczasową wiedzę na temat trendów zmian stężeń zanieczyszczeń, występujących na terenie Celsa Huta Ostrowiec oraz ujęcia „Kąty Denkowskie”. Informacje te wpłynęły na stopień rozpoznania przybliżonej lokalizacji, charakteru oraz sposobu uwolnienia zanieczyszczenia. Na uwagę zasługuje fakt przekroczenia (po raz pierwszy) dopuszczalnej wartości sumy stężeń tri- i tetrachloroetenu (wynoszącej 10 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) w studni ujęcia miejskiego S-8 w kwietniu 2012 r. (tab. 1). Żaden z poprzednio rozważanych scenariuszy nie wykazał w wynikach modelu pojawienia się zanieczyszczenia w tej studni. Istotną zmianą w stosunku do wcześniejszych danych pomiarowych jest również pojawienie się wzrastającego trendu stężeń tri- i tetrachloroetenu w piezometrach P-I, P-II oraz P-III (fig. 1), należących do WW Energy S.A. (dawne „Mazuty”).

Na tym etapie badań modele numeryczne przepływu wód podziemnych oraz transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych, uzupełnione o nowe dane, poddano ponownej kalibracji, aby w jak najdokładniejszy sposób dopasować wyniki modelu do uzupełnionych danych pomiarowych stężeń tri- i tetrachloroetenu. W tym celu przeprowadzono szereg zmiennych w czasie symulacji (w latach 1971–2012), dążąc do uzyskania zadowalającej zgodności między stężeniami obliczonymi poprzez model a obserwowanymi w terenie. Podczas kalibracji modelu przyjmowano różne założenia, które zostały opisane poniżej.

Parametry dyspersji poziomej oraz pionowej ośrodka porowatego

Dyspersja powoduje zmniejszanie się stężenia zanieczyszczeń w wodzie (Bear, 1972). Brak jest uniwersalnych tablic podających wartości stałych dyspersji poziomej oraz pionowej. Wartości stałej dyspersji poziomej, charakteryzujące formy wapienne oraz piaskowce występujące na analizowanym obszarze, wahają się w szerokim zakresie od kilkunastu do kilkuset metrów – w zależności od skali prowadzonego eksperymentu doświadczalnego (Małecki i in., 2006). Stałą dyspersji pionowej przyjmuje się nawet o kilka rzędów wielkości mniejszą niż poziomej. Dobierając różne wartości stałej dyspersji (zarówno poziomej, jak i pionowej), możliwe jest uzyskanie zmian sposobu rozprzestrzeniania się strefy zanieczyszczeń i znaczne zróżnicowanie jej zasięgu zarówno w kierunku poziomym, jak i pionowym. Z uwagi na znaczący udział procesu adwekcji w transporcie zanieczyszczeń, efekt dyspersji wywołanej procesem dyfuzji stężeniowej uznano za zaniedbywalnie mały, dlatego też został pominięty w rozważaniach.

Model ogniska zanieczyszczeń

W przypadku pojawienia się związków TRI (tri- i tetrachloroetenu) na powierzchni terenu (wyciek, awaria, itp.), substancja ta przedostaje się poprzez strefę aeracji do warstwy wodonośnej (fig. 5). Nawiązując do publikacji (Stroo, Ward, 2010) można założyć, że część substancji zostaje zaadsorbo-

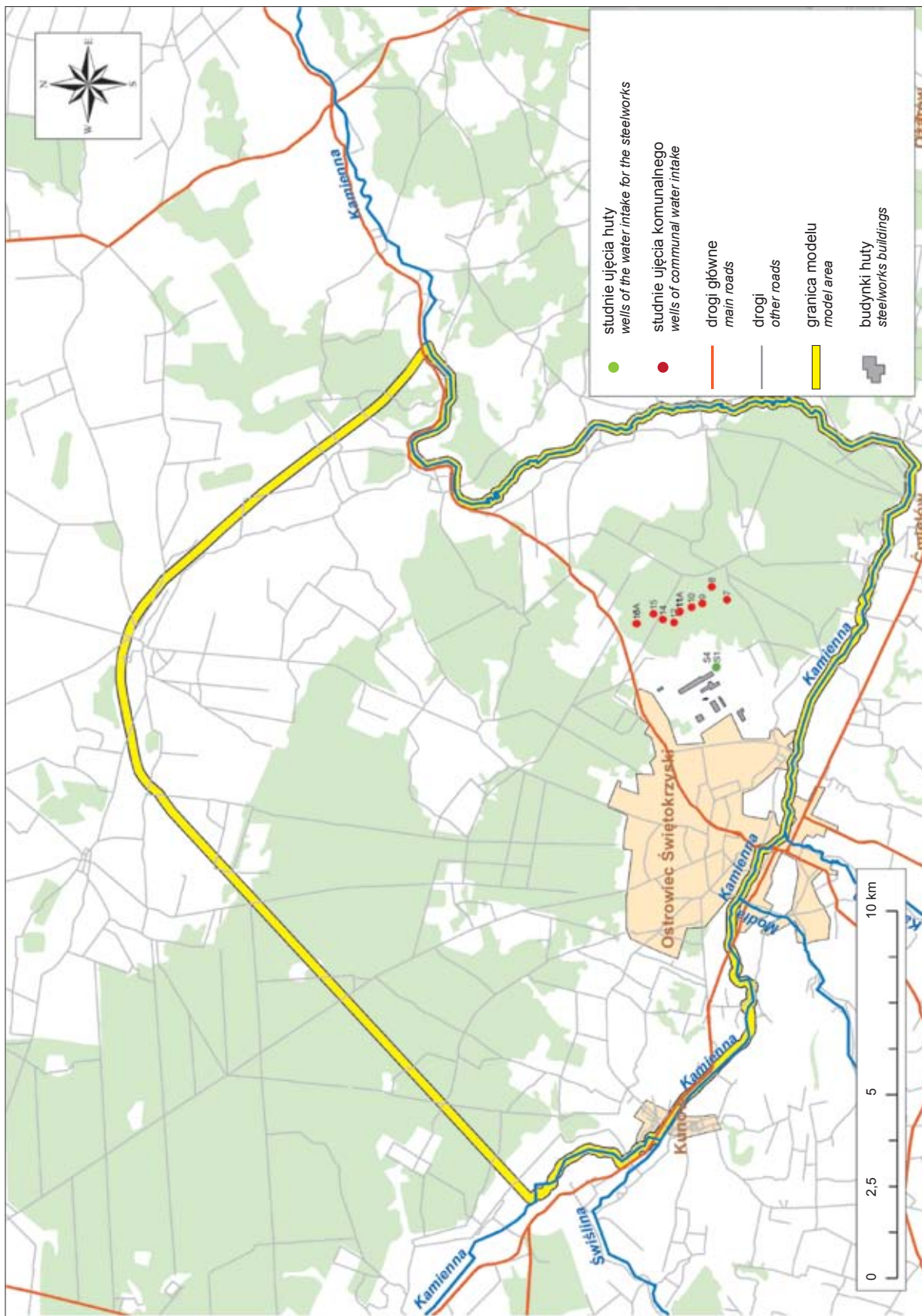


Fig. 4. Granica modelu przepływu wód podziemnych

The boundary of the groundwater flow model

wana na szkielecie gruntowym, a pozostała część dociera do słabo przepuszczalnego podłoża, tworząc rozlewisko. Zarówno forma zaadsorbowana, jak i substancja tworząca rozlewisko, stanowią ognisko zanieczyszczeń wód podziemnych. W obu przypadkach następuje powolne uwalnianie się substancji TRI i tworzenie się strefy zanieczyszczenia w formie rozpuszczonej.

W przytoczonej wcześniej publikacji zasugerowano, że migracja związków trichloroetenu i tetrachloroetenu w warstwach wodonośnych odbywa się głównie przy udziale przepływów gęstościowych. Prędkość przemieszczania się zanieczyszczenia, wynikająca z zależności gęstościowych, jest bardzo duża. Badania przeprowadzone przez innych autorów (m.in. Cohen, Mercer, 1993) wskazują, że czas dotarcia związków TRI od powierzchni terenu do spągu warstwy wodonośnej jest relatywnie krótki (liczony w godzinach lub w dniach). Należy podkreślić, że czas całkowitego rozpuszczenia się związków TRI w warstwie wodonośnej (tj. przejścia do formy rozpuszczonej) liczony jest w dziesiątkach lub setkach lat w zależności od parametrów przepływu wody w warstwie wodonośnej oraz ilości samego zanieczyszczenia. Tego typu zanieczyszczenie cechuje się bardzo długim czasem uwalniania (*long term source*) (Cohen, Mercer, 1993). Należy również zakładać, że stężenia poszczególnych związków występujące w fazie rozpuszczonej, tuż przy ognisku zanieczyszczeń, mogą być bardzo wysokie i wynosić nawet od kilku lub kilkunastu tysięcy mikrogramów na liter (Cohen, Mercer, 1993; Benker i in., 1996; Stroo, Ward, 2010). Dodatkowo, w warstwach wodonośnych zbudowanych ze skał spękanych, retencja rozpuszczalników chlorowanych jest bardzo mała (Cohen, Mercer, 1993), z czym wiąże się wnikanie w głąb warstwy całej masy substancji zanieczyszczających.

Przyjęte jako najbardziej prawdopodobne – ognisko zanieczyszczenia incydentalne, oznacza wystąpienie wycieku związków TRI w pewnym momencie. Zanieczyszczenie

przedostaje się następnie do warstwy wodonośnej i, z uwagi na wyższą gęstość w stosunku do wody, migruje pionowo w dół, aż do słabo przepuszczalnej warstwy jury środkowej. Czas migracji zanieczyszczenia od powierzchni terenu do spągu warstwy wodonośnej jest bardzo krótki (liczony w dniach), dlatego też można go przyjąć za relatywnie niewielki w stosunku do okresu symulacji (41 lat) i pominąć w obliczeniach. Związki TRI zostają zaadsorbowane na cząstkach szkieletu gruntowego, a także tworzą rozlewisko w spągu warstwy wodonośnej, stanowiąc w ten sposób dwa ogniska zanieczyszczeń wód podziemnych. Oszacowanie wartości tych stężeń jest bardzo trudne z uwagi na brak pomiarów terenowych w bezpośrednim ich sąsiedztwie. Tego typu ognisko zanieczyszczeń w sposób schematyczny zostało przedstawione na figurze 6.

Stężenie związków TRI, obserwowane na spągu warstwy wodonośnej

Istnieje wiele danych literaturowych dotyczących stężenia związków tri- i tetrachloroetenu tuż przy ognisku zanieczyszczeń. Sposoby wyznaczania stężenia przy ognisku zanieczyszczeń można znaleźć u wielu autorów (m.in. Stroo, Ward, 2010) lecz bazują one na znajomości zarówno początkowych stężeń, jak i masy substancji wprowadzonej do środowiska. W rozpatrywanym przypadku brak jest tego typu danych, dlatego też założono, że stężenie trichloroetenu w warstwie spągowej (przy rozlewisku TRI) wynosi 10 000 $\mu\text{g/l}$, a dla fazy zaadsorbowanej – 100 $\mu\text{g/l}$. Należy podkreślić, że wartości te przyjęto arbitralnie, bazując na danych literaturowych (Jackson, 1998; Keijzer i in., 2006; Stroo, Ward, 2010; Kiecak i in., 2013; Janiszewska i in., 2017) i mogą one być obarczone błędem. Z uwagi na opisywany wcześniej charakter samego zanieczyszczenia (ognisko zanieczyszczenia o bardzo długim czasie działania) powyższe wartości stężeń uznano za stałe w całym okresie po przedostaniu się zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej (tj. w okresie t_0-t_k). Podczas kalibracji modelu przeprowadzono wiele symulacji, zmieniając wartość stężenia przy ognisku zanieczyszczeń tj. zmieniano stężenie trichloroetenu w warstwie spągowej (przy rozlewisku TRI).

Charakter zmian stężenia fazy zaadsorbowanej na szkielecie gruntowym w strefie zanieczyszczonej tri- i tetrachloroetenem

Podczas kalibracji założono możliwość zmian stężenia trichloroetenu w fazie zaadsorbowanej. Prawdopodobnie związki TRI, zaadsorbowane na cząstkach szkieletu gruntowego, mogą ulegać wymywaniu, zatem samo stężenie w założonej

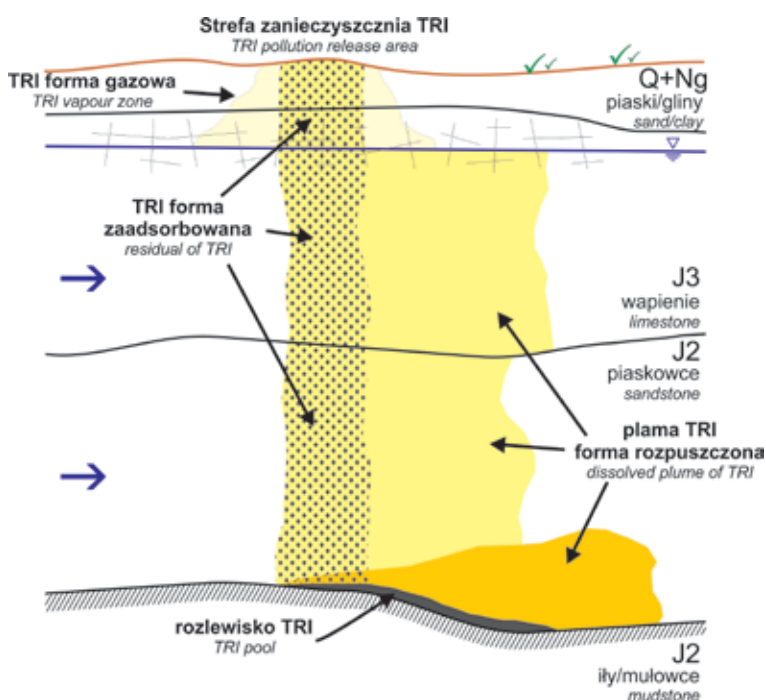


Fig. 5. Schemat modelu ogniska zanieczyszczeń związkami TRI w warstwie wodonośnej

Scheme of the TRI pollution source in the aquifer

strefie zanieczyszczenia może ulec zmniejszeniu. Szybkość tych zmian była jednym z parametrów zmienianych przy kalibracji modelu.

W modelowaniu migracji zanieczyszczeń nie uwzględniano procesu sorpcji w ośrodku skalnym. Brak danych pomiarowych (m.in. identyfikujących lokalizację ogniska zanieczyszczeń oraz stężeń w fazie stałej) nie pozwalał na wiarygodne określenie parametrów sorpcyjnych ośrodka.

Kierunek oraz prędkość przemieszczania się ogniska zanieczyszczeń na powierzchni stropu jury środkowej (warstwy słabo przepuszczalnej)

Z punktu widzenia określenia kierunku poruszania się rozlewiska TRI, najważniejszą informacją geologiczną jest ukształtowanie powierzchni stropu jury środkowej (warstwy słabo przepuszczalnej). Ponieważ gęstość tri- i tetrachloroetenu (odpowiednio $1,46 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ dla tri- i $1,62 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ dla tetrachloroetenu w 20°C) jest większa niż gęstość wody, przyjęto, że związki te, po dostaniu się do wód podziemnych, migrują na powierzchni stropu warstwy nieprzepuszczalnej w kierunku upadu (tj. nachylenia) spągu warstwy wodonośnej a kierunek migracji z założenia jest zgodny z kierunkiem przepływu wody w spągowej części warstwy wodonośnej (fig. 2). Ukształtowanie tej warstwy zostało przedstawione za pomocą izolinii na figurze 7. Podczas kalibracji modelu symulowano również różne możliwe prędkości przemieszczania się zanieczyszczenia po powierzchni stropu jury środkowej.

Lokalizacja oraz liczba ognisk zanieczyszczeń

Na podstawie wyników modelu przepływu można stwierdzić, iż woda spod terenu huty przepływa głównie w kierunku wschodnim. Natomiast woda spod terenu przedsiębiorstwa WW Energy S.A. dociera do ujęcia „Kąty Denkowskie” (kierunek południowo-wschodni). Analiza ta pozwala stwierdzić, iż istnieje małe prawdopodobieństwo pojawienia się w piezometrach WW Energy zanieczyszczenia pochodzącego z terenu huty.

Biorąc pod uwagę zarówno charakter zmian stężenia zanieczyszczenia w piezometrach WW Energy w czasie, jak i głębokość posadowienia piezometrów, nie można rozpatrywać incydentalnego charakteru zanieczyszczeń. Piezometry te sięgają maksymalnie głębokości 55 m (tj. ok. 145 m n.p.m.), podczas gdy strop nieprzepuszczalnej warstwy jury środkowej zalega na głęb. ok. 70 m n.p.m. W przypadku, gdy jest rozpatrywany model incydentalnego ogniska zanieczyszczeń, na tak małej głębokości należy spodziewać się malejącego (ewentualnie stałego) trendu stężeń zanieczyszczeń, pochodzących jedynie z fazy zaadsorbowanej na szkielecie gruntowym. W przypadku, gdy stężenia te wzrastają, powinien być rozpatrywany raczej model ogniska zanieczyszczeń powierzchniowy ciągły. Typ ciągły w czasie różni się od typu incydentalnego tym, że zanieczyszczenie przedostaje się do profilu skalnego w sposób ciągły w pewnym przedziale czasowym.

Rozpatrując powyższe, do modelu wprowadzono drugie ognisko zanieczyszczeń. Wyniki wielu symulacji wskazały, że najbardziej prawdopodobne jest wystąpienie ciągłego typu zanieczyszczenia na terenie przedsiębiorstwa WW Energy S.A. Okres, w którym występuje zanieczyszczenie, zaczyna się od 2003 r. i trwa do końca modelowanego przedziału czasowego.

Okres przedostawania się zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej

Podczas kalibracji modelu (dopasowanie wyników modelu do wyników stężeń zanieczyszczeń obserwowanych w terenie) sprawdzano różne warianty związane z czasem przedostania się zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej. Przeprowadzono szereg symulacji, w których za każdym razem zmieniano czas (rok) wystąpienia zdarzenia, polegającego na przedostaniu się zanieczyszczenia do wód podziemnych. Wariantem, w którym wynik modelowania był najbardziej zbliżony do pomiarów obserwowanych w terenie, okazał się wariant, w którym do zdarzenia przedostania się zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej na terenie byłego składu olejów doszło w 1990 r., natomiast na terenie zakładu WW Energy S.A. – od 2003 r.

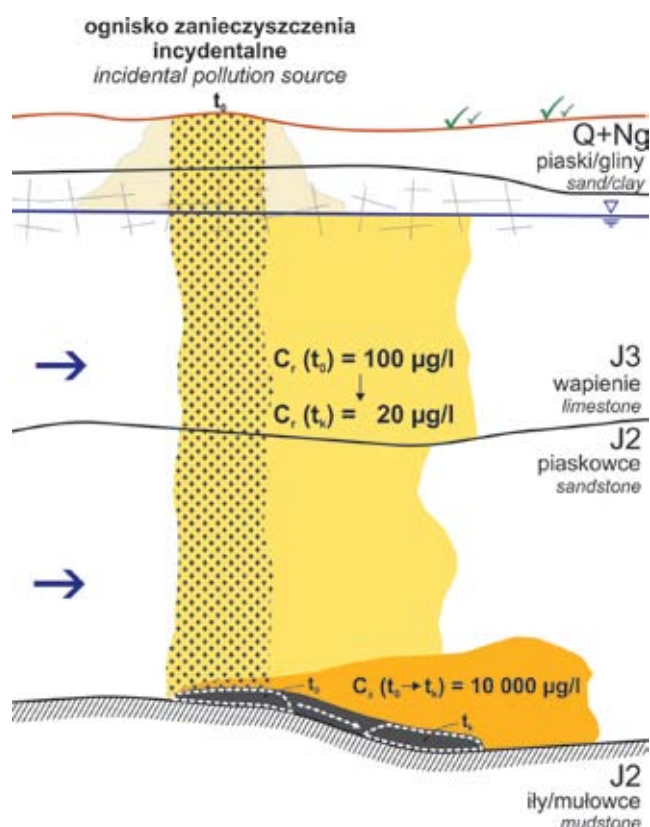


Fig. 6. Model incydentalnego ogniska zanieczyszczeń

Scheme of the incidental pollution source

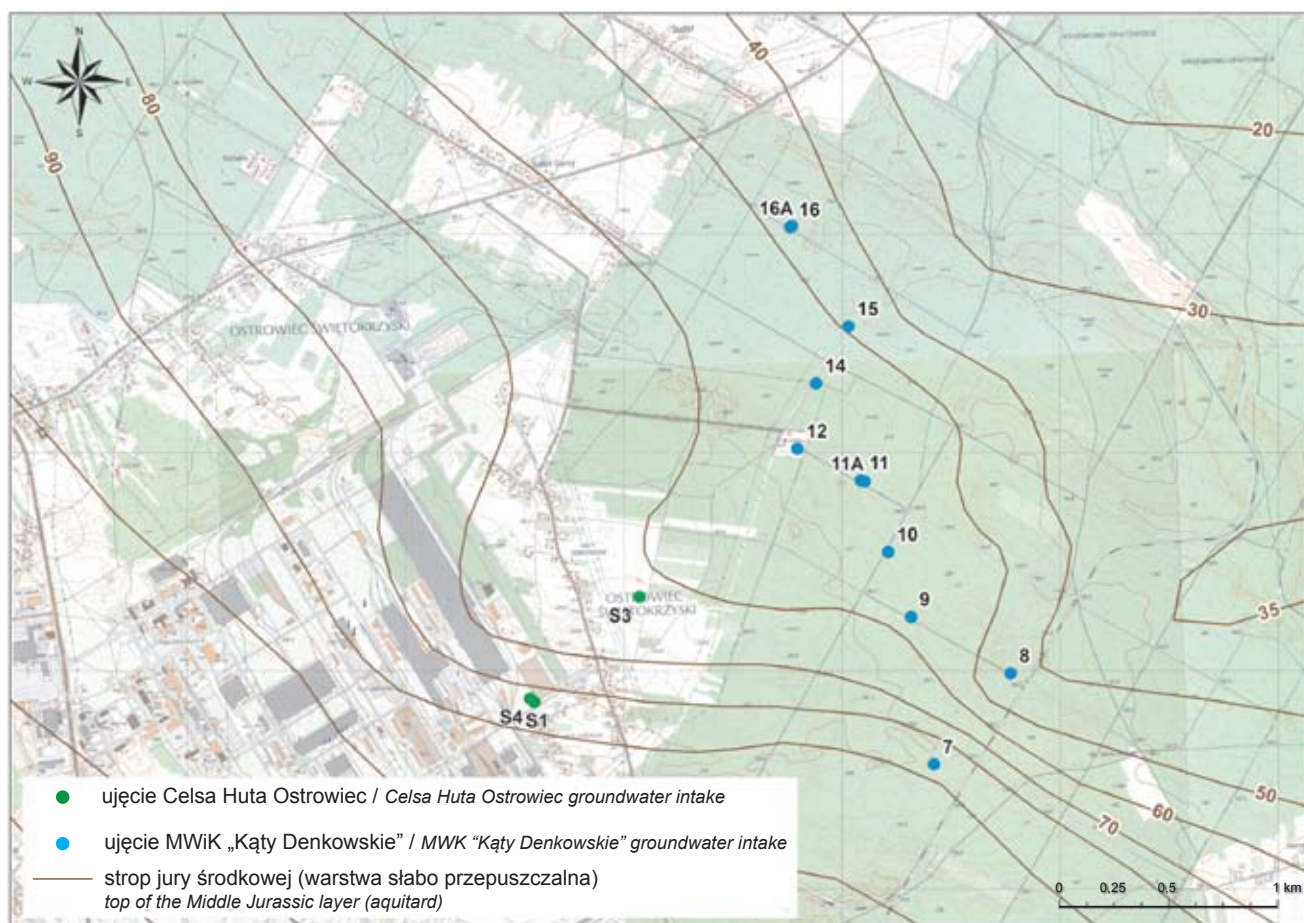


Fig. 7. Mapa obrazująca fragment stropu warstwy słabo przepuszczalnej (jura środkowa) za pomocą izolacji [m n.p.m.]

Isolines of the top of the Middle Jurassic layer [m a.s.l.]

Tabela 1

Wyniki obliczeń modelu dla scenariusza uwzględniającego dwa ogniska zanieczyszczeń

The results of model calculations for a scenario taking into account two sources of pollution

Studnia/piezometr	Obserwowane stężenie TRI w 2012 r. [$\mu\text{g/l}$]	Wynik modelowania stężenia trichloroetenu [$\mu\text{g/l}$]
S-1	33,7–35,4	44,5–51,0
S-4	55,0–59,7	53,3–61,3
S-7	0,08–0,09	0,94–1,67
S-8	0,29–7,67*	0,51–0,62
S-9	3,68–4,01	3,59–3,88
S-10	<0,05	2,7–2,9
S-11	1,59–1,87	4,95–5,53
S-14	0,42–1,07	0,88–1,06
S-15	0,21–0,26	0,22–0,24
S-16A	0,06–0,09	0,021–0,025
P-I	0,65**	0,50–0,60
P-II	0,19–0,48	0,53–0,59
P-III	0,06–0,08	0,44–0,48

* wartość znacznie różniącą się od pozostałych obserwowanych w studni S-8, traktowana jako niepewna; ** w 2012 r. przeprowadzono tylko 1 pomiar

* a value significantly different from the other observed in the S-8 well, considered uncertain; ** in 2012 only one measurement was carried out

WYNIKI BADAŃ MODELOWYCH

Przeprowadzone badania modelowe wskazują, że najbardziej prawdopodobnym wariantem, czyli takim, który dał wyniki najbardziej zbliżone do rzeczywistych obserwowanych wartości pomiarowych stężeń tri- i tetrachloroetenu, jest wariant uwzględniający istnienie dwóch ognisk zanieczyszczeń:

1 lokalizacja – były magazyn farb, typ zanieczyszczenia: punktowy, charakter zanieczyszczenia: chwilowy, zanieczyszczenie wystąpiło w 1990 r.;

2 lokalizacja – teren przedsiębiorstwa WW Energy S.A., typ zanieczyszczenia: punktowy, charakter zanieczyszczenia: ciągły, zanieczyszczenie występuje od 2003 r.

Model dał zadowalające wyniki dla większości analizowanych studni. Wyniki obliczeń dają nie tylko te same rzędy wielkości stężeń zanieczyszczeń w stosunku do pomiarów, ale też zakresy stężeń bardzo bliskie pomierzonym w rzeczywistości. Obliczenia modelowe dają nieco zawyżone, w stosunku do pomiarów wartości stężeń dla studni ujęcia miejskiego S-7, S-10 oraz piezometru P-III (tab. 1).

Na figurach 8 oraz 9 przedstawiono wyniki obliczeń rozprzestrzeniania się trichloroetenu w warstwie wodonośnej dla wybranych lat dla założonego scenariusza uwzględniającego dwa ogniska zanieczyszczeń.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzono analizy kilkudziesięciu scenariuszy, obejmujących zmiany takich parametrów modelu jak: parametry dyspersji, lokalizacja oraz liczba ognisk zanieczyszczeń, charakterystyka modelu ogniska zanieczyszczeń, data bądź też okres przedostawania się zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej.

Analiza wyników modelu wskazuje, że najbardziej prawdopodobnym wariantem, czyli takim, który dał wyniki modelowania najbardziej zbliżone do rzeczywistych pomiarów stężeń tri- i tetrachloroetenu, jest wariant uwzględniający istnienie dwóch ognisk zanieczyszczeń: punktowego o charakterze chwilowym oraz punktowego o charakterze ciągłym.

Z uwagi na brak dostatecznej informacji faktograficznej, w szczególności dotyczącej miejsca i czasu przedostania się zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej, wyniki badań modelowych należy traktować jako hipotezę. Zakresy wartości parametrów modelu były przyjmowane podczas kalibracji parametrów w sposób arbitralny, bazując na danych literaturowych, i mogą być obciążone znacznym błędem. Przedstawiona hipoteza powinna być sprawdzona w uzupełniających pomiarach stężeń tri- i tetrachloroetenu w próbkach wód podziemnych pobranych z dodatkowych punktów pomiarowych. Dodatkowe pomiary (m.in. identyfikujące lokalizację ogniska zanieczyszczeń) pozwoliłyby także na poprawne uwzględnienie sorpcyjności ośrodka skalnego, co mogłoby w sposób znaczący uwiarygodnić przeprowadzane symulacje migracji zanieczyszczeń.

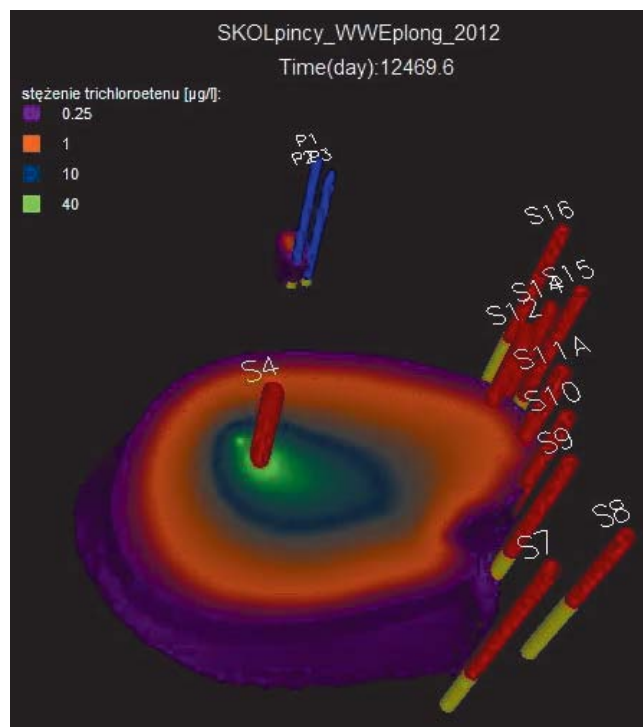


Fig. 8. Wynik modelowania dla 2005 r.

Model result for 2005

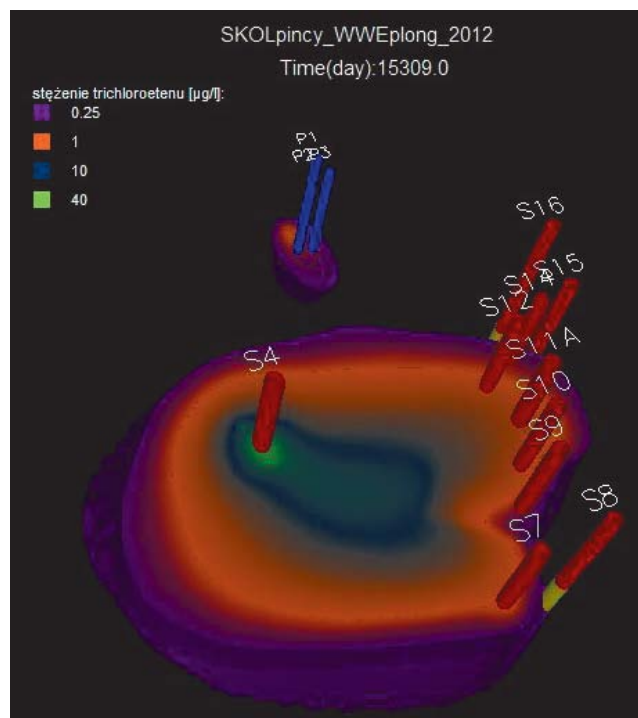


Fig. 9. Wynik modelowania dla 2012 r.

Model result for 2012

LITERATURA

- ANDERSON M., WOESSNER W., 1992 – Applied Groundwater Modeling – Simulation of Flow and Transport. Academic Press An Imprint of Elsevier, San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto.
- BEAR J., 1972 – Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York.
- BEAR J., VERRUIJT A., 1987 – Modeling groundwater flow and pollution. D. Reidel Publishing Co., Dordrecht.
- BENKER E., DAVIS G.B., APPELYARD S., BARRY D.A., POWER T.R., 1996 – Trichloroethene (TCE) Contamination In An Unconfined Sand Aquifer Underlying A Residential Area Of Perth, Western Australia. *Hydrogeol. J.*, **4**, 1: 20–29.
- COHEN R.M., MERCER J.W., 1993 – DNAPL Site Evaluation. Boca Raton, Florida, USA.
- DĄBROWSKI S., KAPUŚCIŃSKI J., NOWICKI K., PRZYBYŁEK J., SZCZEPAŃSKI A., 2011 – Metodyka modelowania matematycznego w badaniach i obliczeniach hydrogeologicznych. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- EXBUD-HYDROGEOLOGIA, 1998 – Dokumentacja hydrogeologiczna Głównego Zbiornika Wód Podziemnych Wierzbica-Ostrowiec (GZWP 420). Arch. Exbud-Hydrogeologia.
- HYDROGEOLOGIA, 2002 – Dokumentacja hydrogeologiczna ustalająca zasoby eksploatacyjne ujęcia wód podziemnych Huty „Ostrowiec” S.A. w miejscowości Ostrowiec Świętokrzyski.
- JACKSON R.E., 1998 – The migration, dissolution, and fate of chlorinated solvents in the urbanized alluvial valleys of the southwestern USA. *Hydrogeol. J.*, **6**: 144–155.
- JANISZEWSKA S., BIAŁOBRZESKI T., KRUSZYŃSKA E., CIEPIELA K., 2017 – Remediacja środowiska gruntowo-wodnego zanieczyszczonego chlorowanymi związkami organicznymi z wykorzystaniem metod in-situ. *Prz. Geol.*, **65**, 10/2: 916–921.
- KEIJZER TH., PIJLS C., MARNETTE E., SUMANN M., VAN ZUTPHEN M., 2006 – In situ soil and groundwater remediation: theory and practice. Tauw, The Netherlands.
- KIECAK A., KRET E., MALINA G., SZKLARCZYK T., 2013 – Model numeryczny transportu TCE i PCE jako narzędzie projektowania efektywnej remediacji wód podziemnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **456**: 275–280.
- MAŁECKI J., NAWALANYM., WITCZAKS., GRUSZCZYŃSKI T., 2006 – Wyznaczenie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska”. MŚ, Warszawa.
- MCDONALD M.G., HARBAUGH A.W., 1988 – A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model, Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, U.S. G.P.O., USA
- RAPORT WIŚ PW 01-11/ZOI KŚ, 2011 – Badania monitoringowe oraz modelowe stężeń trichloroetenu i tetrachloroetenu w środowisku gruntowo-wodnym oraz w wodach podziemnych w rejonie CELSA Huta Ostrowiec, Warszawa. Archiwum Wydziału Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska PW, Warszawa.
- STROO H.F., WARD C.H. (red.), 2010 – In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes. Springer, USA.
- ZHENG C., BENNETT G.D., 1995 – Applied Contaminant Transport Modeling, Theory and Practice. Van Nostrand Reinhold, New York.

SUMMARY

A number of scenarios were tested during the studies presented in this article. The authors analyzed the impact of changes in the following model parameters: dispersion parameters, location and number of pollution sources, characteristics of the pollution model, and date or time the pollutants entered the aquifer. The analysis of the results of the model indicates that the most likely variant, the one that gave modelling results closest to the real measurements of tri- and tetrachloroethene concentrations, is the variant that takes into account the existence of two pollution sources: temporary and point continuous in time. Due to the lack of sufficient factual

information, in particular concerning the place and time of entering the contamination to the aquifer, the model results should be treated as a hypothesis. The ranges of values of the model parameters were changed during the calibration, based on literature data, and may be subject to a significant error. The presented hypothesis should be verified by supplementary measurements of tri- and tetrachloroethene concentrations in groundwater samples taken from additional measurement points. Additional measurements would also allow proper consideration of the sorption of the rock medium, which could significantly validate the conducted simulations of pollutant migration.