

Symulacje modelowe migracji zanieczyszczeń w okolicy składowiska odpadów w Gdańsku-Szadółkach

Mgr inż. Anna Gumuła-Kawęcka¹, dr inż. Beata Jaworska-Szulc¹, mgr Izabela Rostankowska²

¹Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

²Zakład Usług Hydrogeologicznych Zygmunt Kliński

Składowisko w Szadółkach od 1973 roku jest odbiorcą odpadów komunalnych z miasta i gminy Gdańsk, jak również z gmin: Pruszcz Gdański, Żukowo, Kartuzy, Kolbudy, Przodkowo i Somonino. Od 2008 roku są podejmowane działania zmierzające do ograniczenia szkodliwego wpływu składowiska na środowisko naturalne, między innymi wody podziemne. Przedstawione wyniki symulacji modelowych migracji odcieków ze składowiska

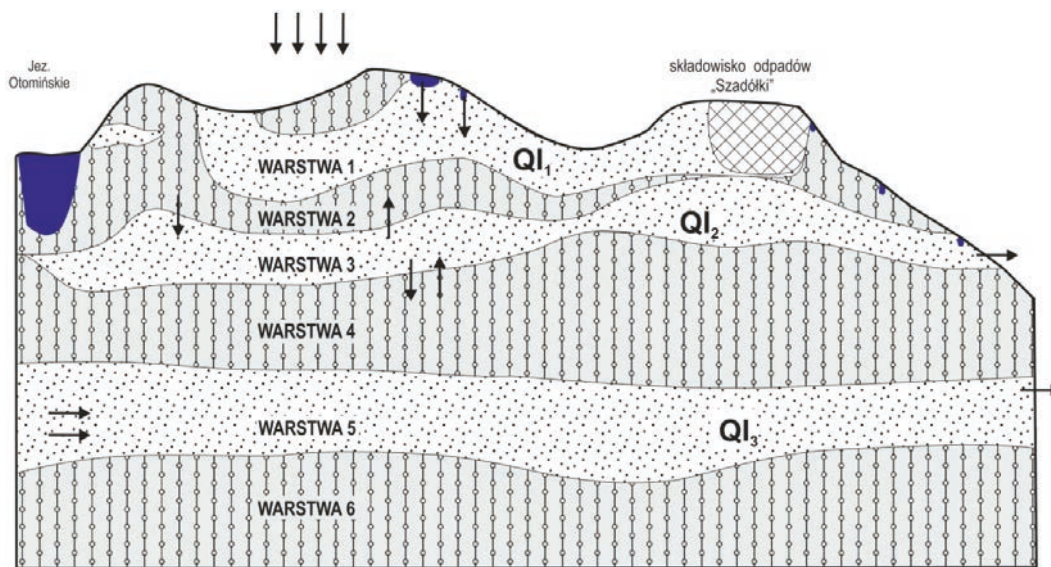
ukazują zasięg chmury jonów chlorkowych o stężeniu powyżej 1000 mg/l na specjalnie w tym celu zbudowanym wielowarstwowym modelu przepływu wód podziemnych. Chlorki stanowią znacznik konserwatywny niepodlegający sorpcji, w związku z tym obserwacje ich migracji pozwalają na określenie potencjału ośrodka hydrogeologicznego do transportu substancji w strumieniu wody podziemnej. W badaniach wykorzystano

dane archiwalne dotyczące stężenia jonów chlorkowych w wodach podziemnych w studniach i piezometrach oraz szacowane wartości stężeń w odciekach. Dane te przyjęto w modelu jako początkowy ładunek zanieczyszczeń i posłużyły do przeprowadzenia symulacji, w których uwzględniono również eksploatację pobliskiego ujęcia Bąkowo z wydatkiem 80 m³/h. Obliczenia wykonano w programie MODFLOW [7] oraz w kompatybilnym z nim programie MT3D [10] w pakiecie oprogramowania GMS 8.0 (*Groundwater Modeling System*). W wykonanych badaniach modelowych wykorzystano program MT3D do obliczenia transportu masy jonów chlorkowych w strumieniu adwekcyjno-dyfuzyjnym w warunkach filtracji ustalonej.

MODEL PRZEPLYWU WÓD PODZIEMNYCH

Składowisko odpadów w Szadółkach znajduje się w strefie krawędzi wysoczyzny Pojezierza Kaszubskiego. Jest to obszar bardzo zróżnicowany geomorfologicznie o licznych zaburzeniach glicitektonicznych. Warunki występowania wód pod-

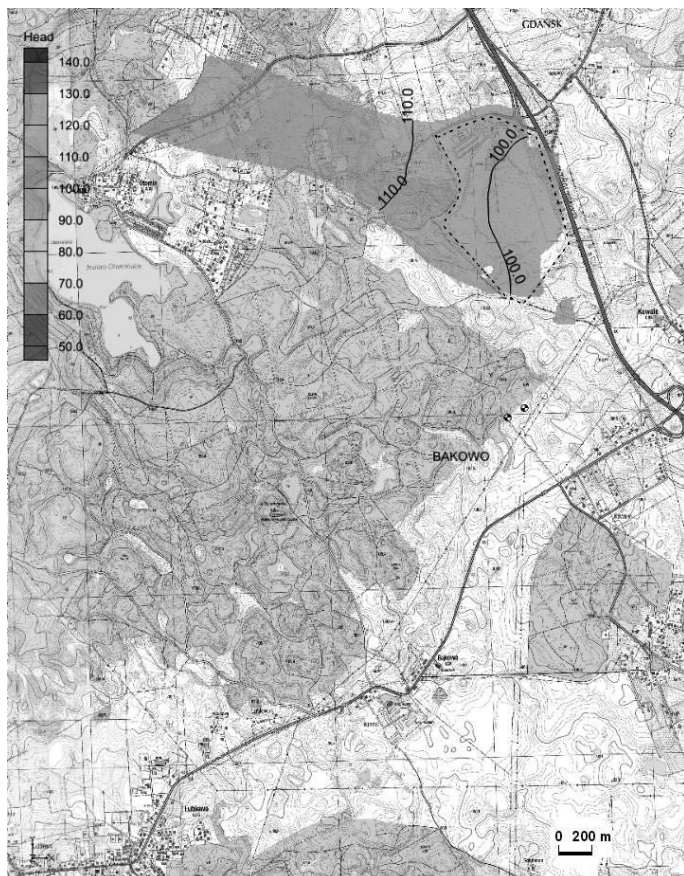
ziemnych są w efekcie bardzo skomplikowane. Rozpoznano tu dwa czwartorzędowe poziomy wodonośne QI i QII, przy czym w obrębie pierwszego wydzielono trzy warstwy: QI1, QI2 oraz QI3 [2, 3, 4]. Pierwsze dwie warstwy wodonośne mają charakter nieciągły i występują głównie w rejonie składowiska, natomiast warstwa QI3 stanowi użytkową warstwę na znajdującym się w sąsiedztwie ujęciu w Bąkowie. W modelu przyjęto trzy warstwy wodonośne: QI1, QI2 i QI3 i rozdzielające je warstwy osadów słabo przepuszczalnych. Dolny poziom czwartorzędowy (QII) nie był ujęty w modelu, gdyż pozostaje poza oddziaływaniem składowiska. Występuje na głębokości około 120 m i jest oddzielony od trzeciej warstwy wodonośnej (QI3) glinami zwałowymi o miąższości około 50,0 m. Do badań modelowych wyznaczono obszar o powierzchni około 16,3 km² obejmujący: składowisko odpadów „Szadółki”, ujęcie w Bąkowie oraz znajdujący się od zachodniej strony obszar spływu wód podziemnych do składowiska i do ujęcia. Model koncepcyjny wykonano w skali 1:10 000 i zdyskretyzowano go regularną siatką kwadratową o długości boku 10 m. Przyjęto następujący schemat warunków występowania wód podziemnych (rys. 1):



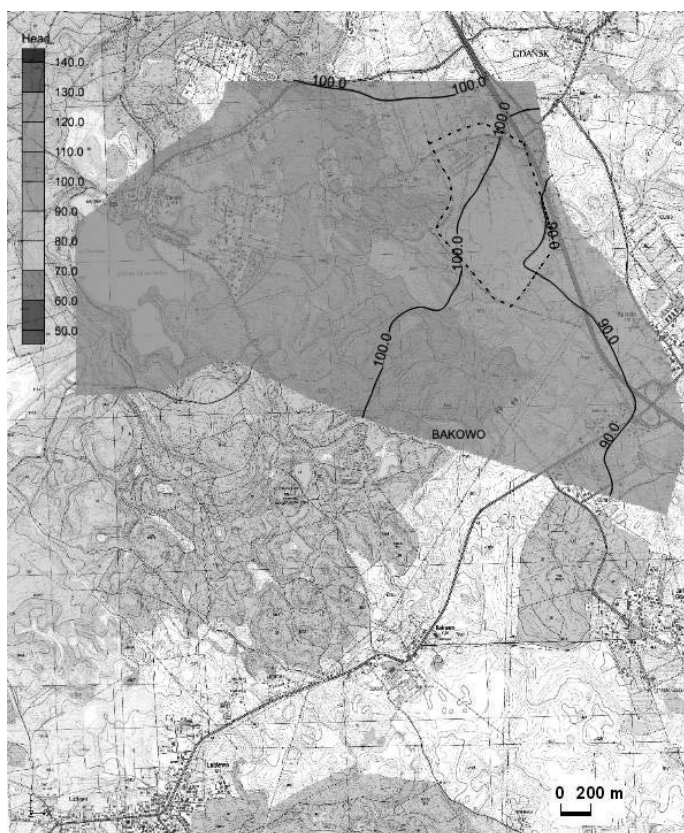
Rys. 1. Uproszczony schemat warunków występowania wód podziemnych w rejonie składowiska w Szadółkach – model koncepcyjny

Tabl. 1. Wartości współczynnika filtracji w poszczególnych warstwach modelu

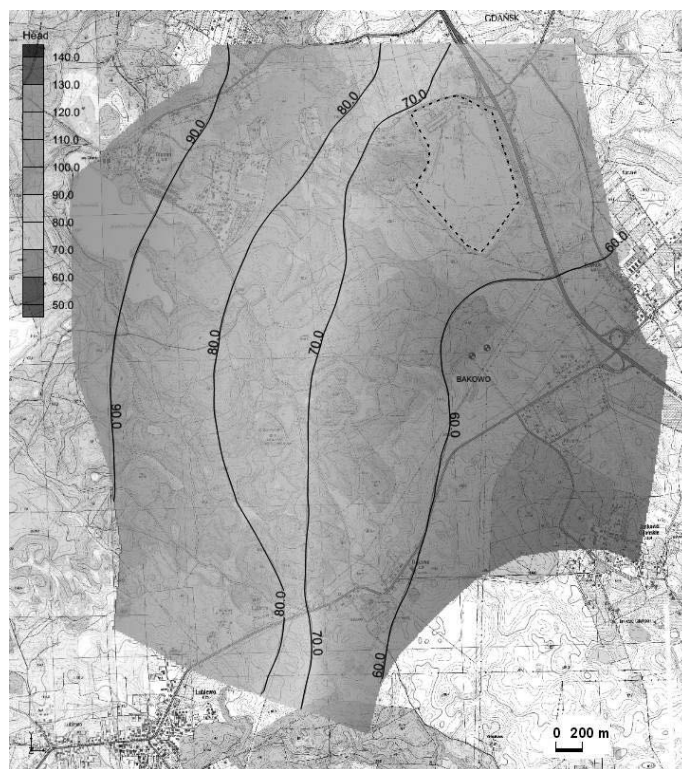
Warstwa modelu	Współczynnik filtracji [m/h]					
	Przed kalibracją			Po kalibracji modelu		
	minimum	maksimum	średnio	minimum	maksimum	średnio
1. warstwa modelu warstwa wodonośna QI1	0,28	1,03	0,48	0,01	1,8	0,46
2. warstwa modelu warstwa słabo przepuszczalna	–	–	$5 \cdot 10^{-5}$	–	–	$5,5 \cdot 10^{-5}$
3. warstwa modelu warstwa wodonośna QI2	0,08	3,6	0,84	0,03	1,8	0,87
4. warstwa modelu warstwa słabo przepuszczalna	–	–	$5 \cdot 10^{-5}$	–	–	$8,5 \cdot 10^{-6}$
5. warstwa modelu warstwa wodonośna QI3	0,05	2,26	0,6	0,01	1,48	0,45
6. warstwa modelu warstwa słabo przepuszczalna	–	–	$5 \cdot 10^{-5}$	–	–	$5 \cdot 10^{-5}$



Rys. 2. Hydroizohipsy oraz zasięg pierwszej warstwy wodonośnej Q11 – pierwsza warstwa modelu (obszar składowiska – linia kropkowana)



Rys. 3. Hydroizohipsy oraz zasięg drugiej warstwy wodonośnej Q12 – trzecia warstwa modelu (obszar składowiska – linia kropkowana)



Rys. 4. Hydroizohipsy oraz zasięg trzeciej warstwy wodonośnej Q13 – piąta warstwa modelu (obszar składowiska – linia kropkowana)

- **Warstwa 1:** warstwa wodonośna Q11, występuje lokalnie (rys. 2), zwierciadło wody ma charakter swobodny, rzadziej naporowy. Powierzchnia terenu stanowi strop warstwy, odwzorowano go za pomocą numerycznego modelu terenu.
- **Warstwa 2:** słabo przepuszczalna – gliny zwałowe o zmiennej miąższości, lokalnie nieciągłe. Strop warstwy stanowi częściowo powierzchnia terenu oraz spąg warstwy pierwszej.
- **Warstwa 3:** warstwa wodonośna Q12, występuje lokalnie i miejscami jest nieciągła, chociaż jej rozprzestrzenienie jest szersze niż warstwy Q11 (rys. 3). Zwierciadło wody ma charakter głównie naporowy, stabilizuje poniżej zwierciadła warstwy Q11.
- **Warstwa 4:** słabo przepuszczalna – gliny zwałowe.
- **Warstwa 5:** warstwa wodonośna Q13 jest ciągła na obszarze badań modelowych (rys. 4). Występuje na głębokości kilkudziesięciu metrów, pod ciągłym nadkładem glin zwałowych o miąższości przynajmniej kilkunastu metrów. Zwierciadło wody ma charakter swobodny lub naporowy i stabilizuje poniżej zwierciadła warstwy Q11 i Q12.
- **Warstwa 6:** słabo przepuszczalna – spąg modelu.

Wartości współczynnika filtracji w warstwach wodonośnych przyjęto na podstawie wyników próbnych pompowań, po czym zweryfikowano je w procesie kalibracji modelu (tabl. 1). Wahają się one w szerokich granicach od 0,01 do 3,6 m/h. Natomiast w osadach słabo przepuszczalnych wykorzystano wyniki badań Marciniaka i innych [6] i dla glin zwałowych przyjęto wstępnie $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/h, a po kalibracji modelu uzyskano wartości w zakresie od $8,5 \cdot 10^{-6}$ do $5,5 \cdot 10^{-5}$ m/h.

Układ ciśnień pomiędzy warstwami wodonośnymi wskazuje na dominujący przepływ descenzyjny, z warstw położonych wyżej do niższych. Warstwa Q11 pozostaje w bezpośrednim kontakcie ze składowiskiem, tu rozpoczyna się proces filtracji zanieczyszczeń do systemu wodonośnego. Z kolei warstwa Q12 pozostaje w kontakcie hydraulicznym z warstwą Q11 przez rozdzielające je utwory słabo przepuszczalne o zmiennej miąższości lub bezpośrednio poprzez okna hydrogeologiczne stwierdzone w rejonie składowiska, w efekcie również druga warstwa wodonośna jest narażona na zanieczyszczenia przedostające się ze składowiska.

Bilans przepływu wód uzyskany w badaniach modelowych potwierdza dominację przesączania descenzyjnego pomiędzy warstwami wodonośnymi (tabl. 2). Ascenzja pojawia się tylko

Tabl. 2. Bilans przepływu wód na obszarze modelu

Warstwa	Składnik bilansu	Przepływ [m ³ /h]
Warstwa wodonośna Q11 – 1. warstwa modelu	Dopływ boczny	28,9
	Zasilanie z cieków	7,5
	Infiltracja z opadów	21,2
	Infiltracja zbiorników wodnych i cieków	50,9
	Ascenzja z Q12	11,4
	Razem dopływ	119,9
	Drenaż cieków	6,5
	Drenaż wód w rejonie składowiska „Szadółki”	0,5
	Descenzja do Q12	112,9
	Razem odpływ	119,9
Warstwa wodonośna Q12 – 3. warstwa modelu	Dopływ boczny	2,1
	Zasilanie z cieków wodnych	0,002
	Infiltracja opadów	52,8
	Descenzja z Q11	112,9
	Razem dopływ	167,8
	Odpływ boczny	34,6
	Drenaż cieków	39,1
	Eksploatacja (w tym studniami barierowymi na składowisku)	30,1
	Ascenzja do Q11	11,4
	Descenzja do Q13	52,6
Razem odpływ	167,8	
Warstwa wodonośna Q13 – 5. warstwa modelu	Dopływ boczny	357,9
	Infiltracja opadów	53,8
	Descenzja z Q12	52,6
	Razem dopływ	464,3
	Odpływ boczny	344,3
	Eksploatacja (ujęcia w Bąkowie)	120
	Razem odpływ	464,3

lokalnie między pierwszą i drugą warstwą wodonośną, głównie w strefie krawędzi wysoczyzny. Trzecia warstwa wodonośna (Q13) jest zasilana głównie poprzez dopływy lateralne (77%), ale także przez descenzję z poziomów nadległych (niecałe 23%), co stwarza możliwość przedostania się zanieczyszczeń również do tej warstwy. Odpływ z warstwy trzeciej to głównie odpływ boczny w stronę strefy drenażu na nizinach nadmorskich.

MODEL TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ

Warunki początkowe i brzegowe

Dostępne materiały archiwalne pozwoliły na przeprowadzenie symulacji transportu jonu chlorkowego z okresu jednego roku (8766 godzin). Jest to najwłaściwszy w tym przypadku krok czasowy, biorąc pod uwagę dostępność danych i zmienność warunków meteorologicznych w cyklu rocznym. Dyskretyzację czasu dokonano na podstawie tzw. *stress periods*, czyli zadeklarowanych okresów, w których parametry ruchu są stałe. W modelu warunki migracji jonu chlorkowego są stałe w czasie, stąd przyjęto, że całościowy czas symulacji stanowi jeden zadeklarowany okres.

W modelu uwzględniono naturalne tło hydrogeochemiczne wód podziemnych Pojezierza Kaszubskiego, które dla jonów chlorkowych wynosi $0 \div 20 \text{ mg/dm}^3$ [9]. W związku z tym we wszystkich aktywnych komórkach modelu przyjęto wartość początkową stężenia jonów chlorkowych równą maksymalnemu naturalnemu stężeniu 20 mg/dm^3 .

Wpływ odcieków ze składowiska Szadółki na skład wód podziemnych odwzorowano w postaci wewnętrznych warunków brzegowych. W tym celu na obszarze składowiska w warstwie nr 1 przyjęto początkowe stężenie jonów chlorkowych w wysokości 1078 mg/dm^3 . Jest to maksymalna wartość obliczona na podstawie rocznych obserwacji składu chemicznego wód podziemnych w rejonie składowiska prowadzonych w 2004 roku przez firmę Saur Neptun Gdańsk [3].

Jako zewnętrzne warunki brzegowe przyjęto stężenia jonów chlorkowych zaobserwowane podczas monitoringu składu wód

Tabl. 3. Wartości stężeń jonu chlorkowego w piezometrach położonych po stronie odpływu wód podziemnych z terenu składowiska (Saur Neptun Gdańsk, lipiec 2014 r.) [3] (rys. 5)

Numer warstwy	Numer piezometru	Jony chlorkowe [mg/dm ³]
1 (Q11)	P-13A	245,0
	P-14A	18,4
	P-22A	25,3
3 (Q12)	P-23A	3499,0
	P-12A	1141,0
	P-14	16,0
	P-16	1217,0
	P-18B	273,0
	P-22B	202,0

podziemnych w 2004 roku. Pod uwagę wzięto dane z piezometrów zafiltrowanych w warstwie 1 i 3 położonych po stronie odpływu wód podziemnych z terenu składowiska. W tabl. 3 przedstawiono wartości stężeń jonu chlorkowego w poszczególnych piezometrach.

Parametry migracji zanieczyszczeń

W program MODFLOW jako domyślną porowatość przyjmuje się porowatość efektywną. W związku z brakiem badań laboratoryjnych porowatości efektywnej poszczególnych warstw w obliczeniach przyjęto wartości na podstawie literatury. Na podstawie zależności porowatości efektywnej od współczynnika filtracji opracowanej przez Pazdro i Kozerskiego [8], dla warstw 1 i 3 wprowadzono wartość 0,31, a dla warstwy 5 wartość 0,32 natomiast w przypadku warstw słabo przepuszczalnych (2, 4, 6) przyjęto 0,22 [6, 8].

Stała dyspersji hydrodynamicznej, która odzwierciedla rozproszenie migrującej substancji na czole chmury zanieczyszczeń, zmienia się wraz ze skalą modelu. W niniejszych badaniach, ze względu na brak badań terenowych i laboratoryjnych w tym zakresie, przyjęto wartości stałej dyspersji hydrodynamicznej podłużnej z bazy danych geologicznych Envirobrowser (www.georef.com). Uwzględniając wielkość oczek siatki dyskretyzacyjnej modelu (10×10 m), wynoszą one 0,08 m w przypadku piasków (warstwy 1, 3, 5) oraz 0,5 m dla warstw słabo przepuszczalnych (warstwy 2, 4, 6). Stałą dyspersji hydrodynamicznej poprzecznej przyjęto jako 0,1 stałej dyspersji hydrodynamicznej podłużnej zgodnie z zaleceniami Małeckiego [5].

Współczynnik dyfuzji molekularnej stanowi miarę izotropowego rozpraszania cząsteczek substancji rozpuszczonej

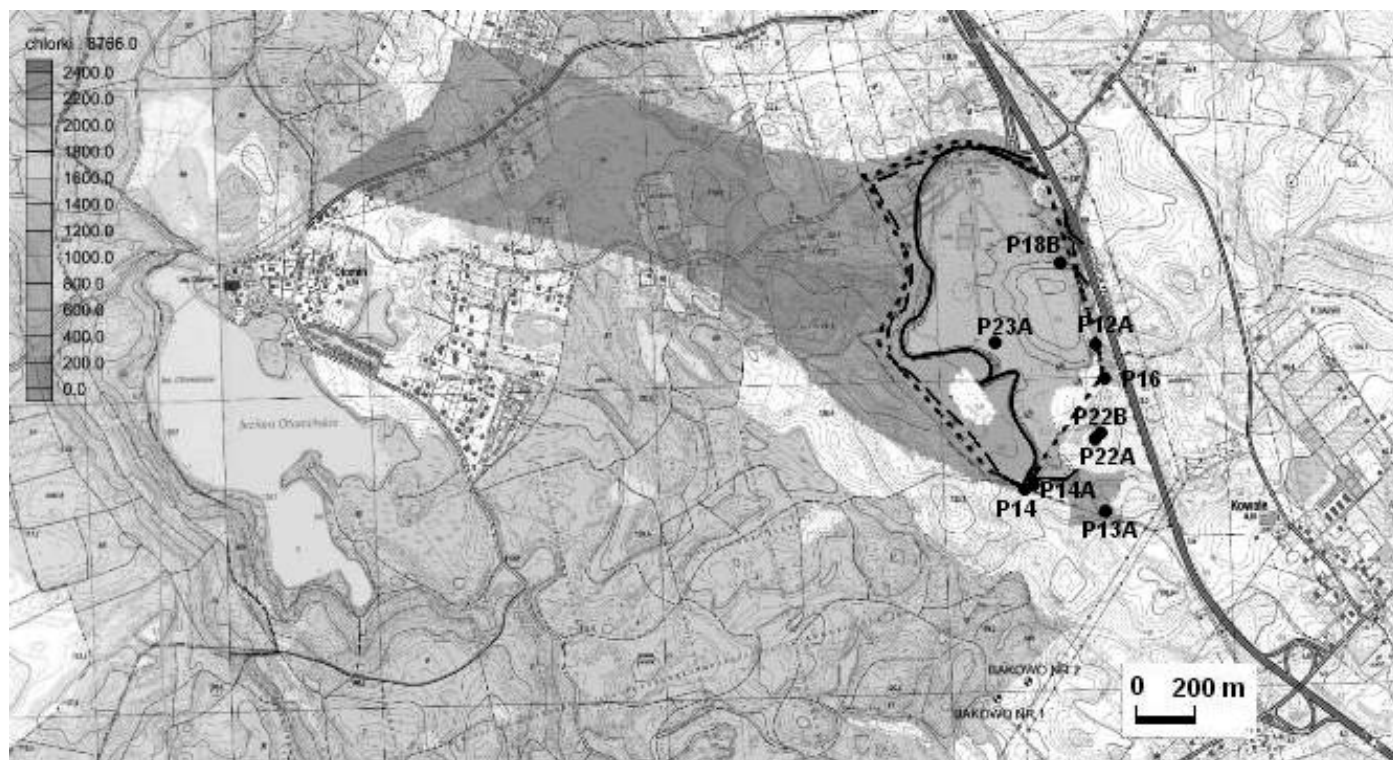
w wodzie na skutek termicznych ruchów cząsteczek. Dla jonów chlorkowych zgodnie z literaturą [1] współczynnik dyfuzji molekularnej wynosi $20,3 \cdot 10^{-8}$ m²/s.

SYMULACJE TRANSPORTU ZANIECZYSZCZEŃ

Wynikiem obliczeń modelu transportu zanieczyszczeń jest rozkład stężeń jonu chlorkowego w zadeklarowanych krokach czasowych. Wykonane na tej podstawie chmury zanieczyszczeń przedstawiono na rys. 5 ÷ 6. Odcieki ze składowiska już w ciągu pierwszego miesiąca docierają do drugiego poziomu wodonośnego (QI2) (rys. 6). Transport następuje głównie przez okna hydrogeologiczne w północno-zachodniej i wschodniej części obszaru składowiska, w miejscach gdzie zanika warstwa glin zwałowych rozdzielająca pierwszy i drugi poziom wodonośny. W efekcie, w drugim poziomie wodonośnym (QI2), powstają dwie odrębne chmury zanieczyszczeń. Po miesiącu zawartość jonu chlorkowego sięga nawet 1178 mg/dm³ w chmurze północno-zachodniej, co jest wyższą wartością niż zawartość zanieczyszczeń w odciekach. Zjawisko to występuje miejscowo i wiąże się z nierównomiernością procesu filtracji.

W ciągu pierwszych pięciu miesięcy zanieczyszczenie w pierwszej warstwie wodonośnej (QI1) przeniosło się w kierunku południowo-wschodnim. W szóstym miesiącu we wschodniej części chmury zanieczyszczeń odnotowano spadek stężenia jonów chlorkowych o około 600 mg/dm³, co jest efektem przemieszczania zanieczyszczeń do drugiego poziomu wodonośnego (QI2).

Po roku chmura zanieczyszczeń w pierwszym i drugim poziomie wodonośnym przemieściła się znacznie w kierunku południowo-wschodnim. Część zanieczyszczeń była przetrans-



Rys. 5. Zasięg chmury jonów chlorkowych o stężeniu 200 mg/l dla warstwy nr 1 (QI1) po jednym miesiącu (linia kreskowana) i po 12 miesiącach (linia ciągła), zasięg składowiska – linia kropkowana



Rys. 6. Zasięg chmury jonów chlorkowych o stężeniu 200 mg/l dla warstwy nr 3 (Q12) po jednym miesiącu (linia kreskowana) i po 12 miesiącach (linia ciągła), zasięg składowiska – linia kropkowana

portowana przez granicę pierwszego i drugiego poziomu wodonośnego w kierunku miejscowości Kowale. Taki kierunek rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w dłuższej perspektywie czasowej znajduje odzwierciedlenie również w obserwacjach stężeń chlorków w piezometrach P-13A, P-23A, P-12A, P-16, P-18B, P-22B. Nie stwierdzono migracji zanieczyszczeń do trzeciej warstwy wodonośnej (Q13), która stanowi główny poziom wodonośny na badanym obszarze i jest eksploatowana między innymi na ujęciu Bąkowo.

Bilans masy zanieczyszczeń pozwolił określić w przybliżeniu moment, w którym jony chlorkowe zaczęły opuszczać system hydrogeologiczny. W przypadku warstwy nr 1 spadek masy zanieczyszczeń jest ciągły przez cały okres symulacji (tabl. 4): jony chlorkowe są wmywane z poziomu wodonośnego do warstw leżących poniżej i przez wychodnię pierwszego poziomu wodonośnego do wód powierzchniowych. Porównując jednak udział procentowy ubytku masy w stosunku do masy zanieczyszczenia na początku danego okresu można zaobserwować, że przez sześć pierwszych miesięcy ubytek masy jest podobny, natomiast od siódmego miesiąca procent ubytku masy zanieczyszczenia zaczyna sukcesywnie spadać, co oznacza, że jony chlorkowe wolniej opuszczają poziom wodonośny. Zjawisko to jest związane prawdopodobnie ze skomplikowaną budową obszaru badań i dyspersją hydrodynamiczną.

W bilansie drugiego poziomu wodonośnego uwzględniono oddzielnie chmurę zanieczyszczeń na północnym-zachodzie i na wschodzie. W pierwszym przypadku zanotowano stały przyrost masy jonów chlorkowych, co jest spowodowane zasileniem z pierwszego poziomu wodonośnego oraz brakiem odpływu zanieczyszczeń z tego poziomu wodonośnego. W przypadku wschodniej chmury zanieczyszczeń przyrost masy jonów chlor-

kowych jest ciągły do dziesiątego miesiąca (tabl. 5). Oznacza to, że nawet zakładając niestanny odpływ zanieczyszczeń z poziomu wodonośnego do wód powierzchniowych, chmura zanieczyszczeń sukcesywnie powiększa się przez zasilenie z pierwszego poziomu wodonośnego. W jedenastym miesiącu ubytek jonów chlorkowych przewyższa ich przyrost, co oznacza zmianę tendencji – chmura zanieczyszczeń zaczyna się zmniejszać.

Tabl. 4. Bilans masy jonów chlorkowych dla poszczególnych poziomów wodonośnych [Mg]

Numer kroku czasowego	Czas symulacji [h]	Warstwa 1 (Q11) [Mg]	Warstwa 3 (Q12) [Mg]	
			Część N-W	Część E
1	730,5	30025,59	526,17	532,08
2	1461,0	28893,23	793,83	760,43
3	2191,5	27794,88	1088,84	909,45
4	2922,0	26732,84	1398,33	995,32
5	3652,5	25712,29	1714,96	1050,89
6	4383,0	24739,37	2028,14	1090,91
7	5113,5	23819,14	2330,28	1119,88
8	5844,0	22956,32	2616,38	1139,38
9	6574,5	22150,83	2881,63	1150,52
10	7305,0	21409,16	3122,80	1154,14
11	8035,5	20721,70	3337,23	1150,83
12	8766,0	20088,49	3522,22	1140,92

Tabl. 5. Procentowy odpływ masy zanieczyszczenia z pierwszego poziomu wodonośnego (QI1) oraz procentowy dopływ masy zanieczyszczenia do drugiego poziomu wodonośnego (QI2) w poszczególnych krokach czasowych

Numer kroku czasowego	Czas symulacji [h]	Ubytek masy zanieczyszczenia z warstwy 1 (QI1) [%]	Przyrost masy zanieczyszczenia w warstwie 3 (QI2) [%]	
			N-W	E
1	730,5	–	–	–
2	1461,0	3,77	50,87	42,92
3	2191,5	3,80	37,16	19,60
4	2922,0	3,82	28,42	9,44
5	3652,5	3,82	22,64	5,58
6	4383,0	3,78	18,26	3,81
7	5113,5	3,72	14,90	2,66
8	5844,0	3,62	12,28	1,74
9	6574,5	3,51	10,14	0,98
10	7305,0	3,35	8,37	0,31
11	8035,5	3,21	6,87	-0,29
12	8766,0	3,06	5,54	-0,86

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania na wielowarstwowym modelu hydrodynamicznym i symulacje transportu masy w strumieniu wód podziemnych umożliwiły określenie kierunku i szybkości migracji odcieków ze składowiska w Szadółkach w systemie hydrogeologicznym. Na podstawie rozkładu stężeń zanieczyszczenia oraz bilansu masy jonów chlorkowych stwierdzono, że zanieczyszczenie migruje w kierunku południowo-wschodnim i jest transportowane do wód powierzchniowych. Migracja odcieków ze składowiska następuje w pierwszej i drugiej warstwie wodonośnej (QI1 i QI2), przy czym transport zanieczyszczeń do drugiej warstwy wodonośnej zachodzi przez okna hydrogeologiczne w północno-zachodniej i wschodniej części badanego

terenu. Nie stwierdzono zanieczyszczenia odciekami ze składowiska trzeciego poziomu wodonośnego, który stanowi główny poziom użytkowy na badanym obszarze.

LITERATURA

1. Domenico P. A., Schwartz F. W.: Physical and chemical hydrogeology, John Wiley & Sons, New York 1990.
2. Kliński Z., Rostankowska I., Jaworska-Szulc B., Gumuła-Kawęcka A.: Dokumentacja hydrogeologiczna ustalająca zasoby wód podziemnych z utworów czwartorzędowych w rejonie gminnego ujęcia w Bąkowie. Zakład Usług Hydrogeologicznych – Zygmunt Kliński, Gdynia 2015.
3. Kozerski B., Przewłocka M.: Ocena wpływu Zakładu Utylizacyjnego w Szadółkach na wody podziemne, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2006.
4. Kratiuk S., Pruszkowska-Caceres M.: Projekt robót geologicznych w celu określenia warunków geologiczno-inżynierskich w związku z zamierzonym składowaniem odpadów w podłożu sektora eksploatacyjnego 800/3, kwatery składowej Zakładu Utylizacyjnego w Gdańsku. Geokonsult, Gdynia 2014.
5. Małecki J. (red.): Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska. Poradnik metodyczny, Uniwersytet Warszawski Wydział Geologii, Warszawa 2006.
6. Marciniak M., Przybyłek J., Szczepańska J., Herzig J.: Wyniki badań terenowych i laboratoryjnych współczynnika filtracji utworów półprzepuszczalnych na przykładzie glin czwartorzędowych i ilów trzeciorzędowych z okolic Poznania, Współczesne problemy hydrogeologii 1999, tom IX.
7. McDonald M. G., Harbaugh A. W.: A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model, U.S. Geological Survey Open-File Report, Washington 1988.
8. Pazdro Z., Kozerski B.: Hydrogeologia ogólna, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1990, 485-499.
9. Pruszkowska M.: Hydrogeochemia wód podziemnych z utworów czwartorzędowej Pojezierza Kaszubskiego, Monografie Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2004.
10. Zheng C., Wang P. P.: MT3DMS – a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reaction of contaminants in groundwater system. Documentation and User Guide, Engineer Research and Development Center, Vicksburg 1990.