

MODELOWANIE MIGRACJI ZANIECZYSZCZEŃ W STREFIE SATURACJI I AERACJI METODĄ ELEMENTÓW SKOŃCZONYCH NA PRZYKŁADZIE SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH W NOWYM DWORZE

MODELING POLLUTANT MIGRATION IN THE SATURATED AND UNSATURATED ZONE BY FINITE ELEMENT METHOD ON THE EXAMPLE OF MUNICIPAL LANDFILL IN NOWY DWÓR

KATARZYNA KARWACKA¹, KAROLINA PAZIO-URBANOWICZ¹

Abstrakt. Badania modelowe migracji zanieczyszczeń dla składowiska odpadów w Nowym Dworze przeprowadzono w celu wykonania wstępnej oceny wpływu tego obiektu na stan jakościowy wód podziemnych. Badania modelowe przeprowadzono z wykorzystaniem oprogramowania GMS/FEMWATER. Rezultatem przeprowadzonych badań było uzyskanie wstępnej prognozy przestrzennego rozkładu zanieczyszczenia dla czterech różnych wariantów infiltracji odcieków po 35, 50 i 100 lat od rozpoczęcia składowania.

Słowa kluczowe: składowisko, strefa aeracji, strefa saturacji, migracja zanieczyszczeń, GMS.

Abstract. Model tests of for pollutant migration in landfills Nowy Dwór performed in order to comply with the preliminary evaluation of the impact of this object to the status of groundwater quality. Model tests were carried out using the software GMS / FEMWATER. Results of the study was to obtain preliminary estimates the spatial distribution of pollutants for the four different options for effluents infiltration after 35, 50 and 100 years since the start of storage.

Key words: landfill, saturated zone, unsaturated zone, pollutant transport, GMS.

WSTĘP

Modelowanie ustalonego przepływu wód podziemnych oraz migracji zanieczyszczeń przeprowadzono dla składowiska odpadów komunalnych w Nowym Dworze. Celem zadania było przedstawienie wstępnej prognozy możliwego od-

działania składowiska na stan jakościowy wód podziemnych ze szczególnym uwzględnieniem wód poziomu GZWP Ogorzeliny (nr 125).

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU

Składowisko odpadów komunalnych w Nowym Dworze położone jest na terenach wsi Angowice około 7 km na południe od m. Chojnice. Eksploatację składowiska rozpo-

częto w roku 1982. Całkowita powierzchnia składowiska wynosi obecnie 23,56 ha przy czym łączna powierzchnia składowania wynosi 8,53 ha i podzielona jest na cztery sek-

¹ Biuro Poszukiwań i Ochrony Wód – HYDROEKO, ul. Postępu 7, 02-676 Warszawa; e-mail: k.karwacka@hydroeko.waw.pl; k.pazio@hydroeko.waw.pl

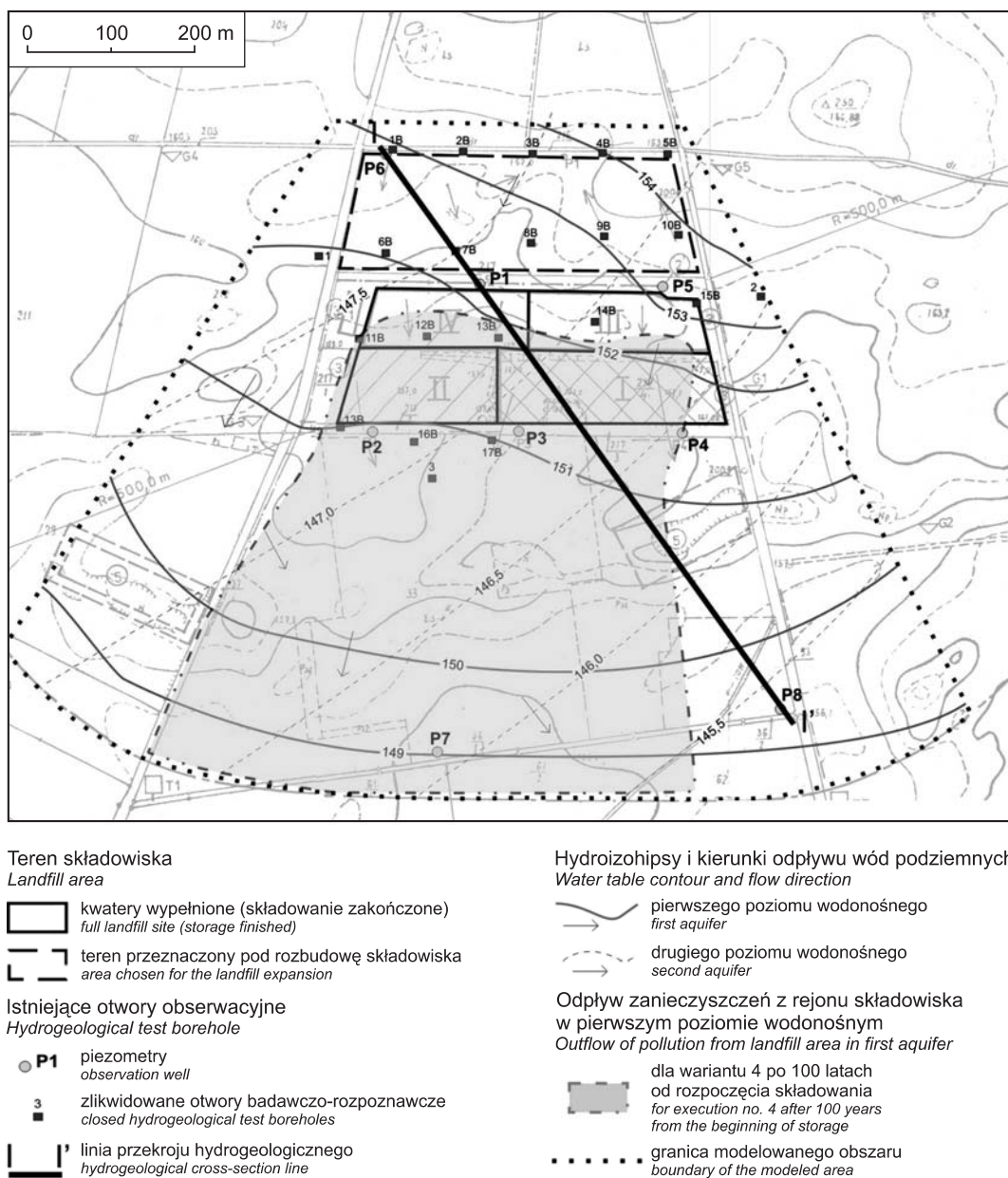


Fig. 1. Mapa dokumentacyjna terenu lokalizacji składowiska w Nowym Dworze

Location map of the landfill in Nowy Dwór

tory (I – 3,26 ha, II – 1,43 ha, III – 2,06 ha, IV – 1,78 ha) (fig. 1). Na składowisko przyjmowane są odpady inne niż niebezpieczne i odpady obojętne (Dz. U. z 2005 r., Nr 186, poz.1553). Dziennie trafia tam od 45 do 50 ton odpadów. Odpady składowane są warstwami o grubości około 1 metra i pokrywane warstwą izolującą gruntu mineralnego o grubości ok. 0,2 m i zagęszczane kompaktorem. Sektory: I, II, III są wypełnione i zrehabilitowane. W roku 2010 nastąpiło planowane zamknięcie sektora IV. Poszczególne sektory składowiska, oprócz sektora I, posiadają uszczelnienie dna

za pomocą folii PCW o grubości 2 mm. Odcieki ze składowiska prowadzone są systemem drenażowym do zbiornika szczelnego, a następnie tłoczone rurociągiem do oczyszczalni ścieków w Chojnicach. Odgazowanie składowiska odbywa się za pomocą instalacji składającej się z 32 studni oddalonych od siebie od 30 do 50 m. Monitoring wód podziemnych prowadzony jest w 5 otworach (P1, P2, P3, P4, P5) ujmujących pierwszy poziom wodonośny oraz 3 otworach (P6, P7, P8) ujmujących drugi poziom wodonośny (poziom zaliczany do GZWP Ogorzeliny; Kleczkowski, 1990).

CHARAKTERYSTYKA WARUNKÓW HYDROGEOLOGICZNYCH

Podłoże składowiska w części przypowierzchniowej zbudowane jest z glin zwałowych i piasków gliniastych, o miąższości od kilku do kilkunastu metrów (fig. 2). Poniżej

zalega kompleks osadów fluwioglacjalnych zbudowany głównie z piasków różnoziarnistych i żwirów. Miąższość kompleksu wynosi od 10 do 20 m. W obrębie osadów piasz-

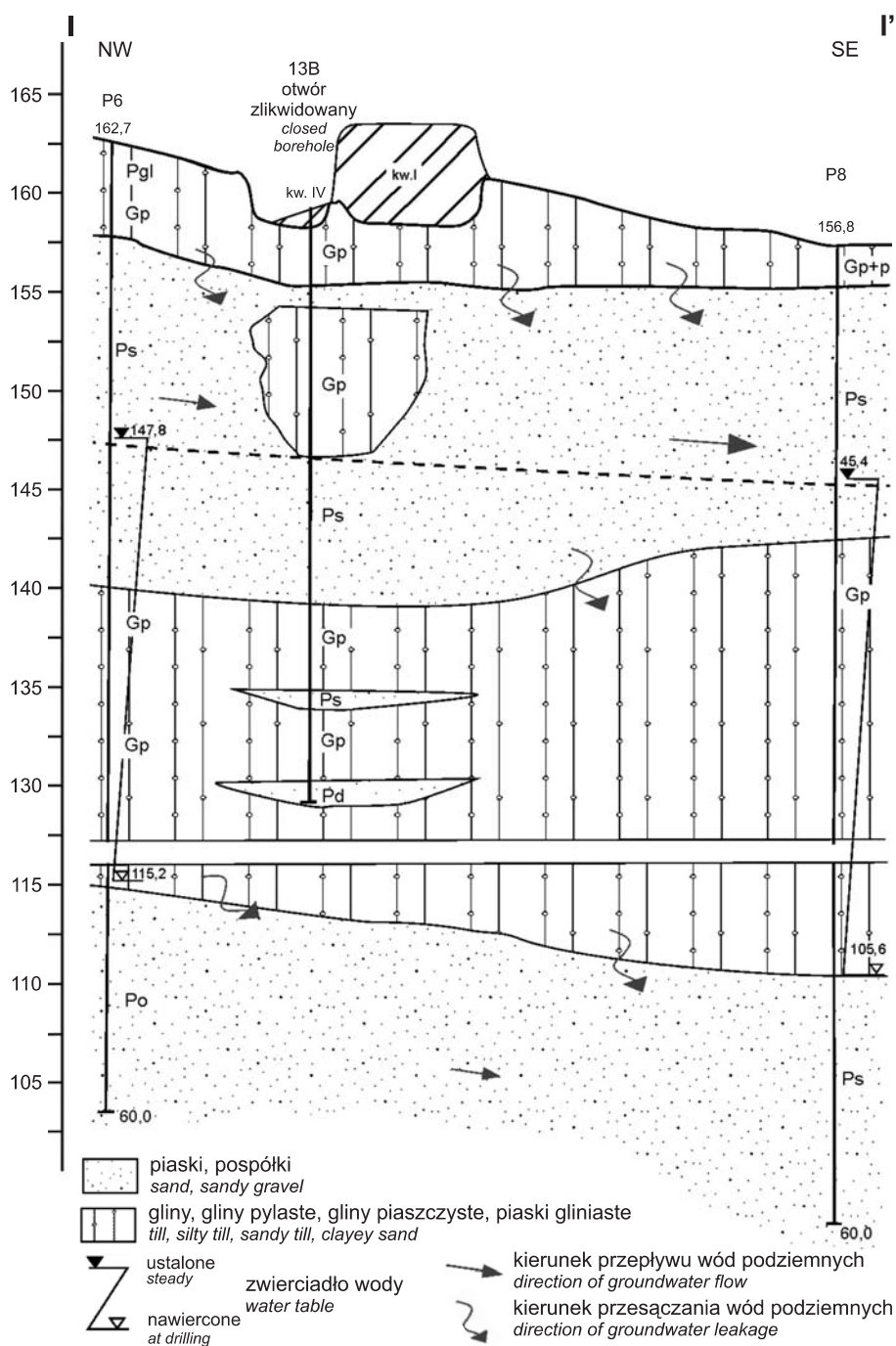


Fig. 2. Schematyczny przekrój hydrogeologiczny

Schematic hydrogeological cross-section

czystych lokalnie mogą występować przewarstwienia glin zwałowych, o miąższości do kilku metrów (otwór 13B). Opisujący kompleks tworzy pierwszy poziom wodonośny. Zwierciadło ma charakter swobodny, a lokalnie w obrębie przewarstwień gliniastych może mieć charakter napięty i stabilizuje się na głębokości od 6,5 do 8,5 m p.p.t., zależnie od morfologii terenu. Poziom zasilany jest na drodze infiltracji wód opadowych. Odpływ wód podziemnych odbywa się generalnie w kierunku południowym i południowo-zachodnim. Kierunki oraz prędkości przepływu wód są silnie zaburzone z uwagi na obecność licznych przewarstwień gliniastych. Warstwę rozdzielającą dla obu warstw wodonośnych stanowi kompleks glin zwałowych, o miąższości od 23 do 35 m,

miejscami przewarstwiony osadami fluwioglacjalnymi oraz mułkami i iłami zastoiskowymi. Drugi poziom wodonośny zbudowany jest z osadów fluwioglacjalnych, o miąższości od 15 do 20 m. Poziom charakteryzuje się regionalnym rozprzestrzenieniem i znaczną zasobnością wodną. Dlatego też w jego obrębie wydzielono główny zbiornik wód podziemnych (GZWP nr 128 – Ogorzeliny). Zwierciadło wody ma charakter naporowy i stabilizuje się na głębokości od około 10 do 15 m p.p.t. Zasilanie poziomu odbywa się na drodze przesączania z poziomu nadległego oraz poprzez dopływ lateralny. Odpływ wód podziemnych odbywa się w kierunku południowo-wschodnim.

MODEL PRZEPŁYWU WÓD PODZIEMNYCH I TRANSPORU MASY

Numeryczny model przepływu wód podziemnych wykonano z wykorzystaniem pakietu GMS/FEMWATER (Lin i in., 2000). Podstawą modelu przepływu FEMWATER jest rozwiązanie przestrzenne zagadnienia przepływu opisanego za pomocą zmodyfikowanego równania różniczkowego Richardsa (Zaradny, 1990):

$$\nabla [k_r k_s (\nabla h + \nabla z)] + q = F \frac{\delta h}{\delta t}$$

gdzie:

- k_r – względna przewodność hydrauliczna [-]
- k_s – tensor przewodności hydraulicznej strefy saturacji [$L \cdot T^{-1}$]
- h – wysokość ciśnienia [L]
- z – wysokość położenia [L]
- q – funkcja wyrażająca zasilanie lub pobór wody odniesione do jednostkowej objętości ośrodka i jednostki czasu [$L \cdot T^{-1}$]
- t – czas [T]
- $F \frac{\delta h}{\delta t}$ – różniczkowa pojemność wodna
- Θ – objętościowa zawartość wody [$L^3 \cdot L^{-3}$]

Przyjmuje się, że F , Θ i k_r są funkcjami h . W strefie saturacji F jest bardzo małe (w programie FEMWATER dąży do zera), Θ równa się porowatości, a $k_r = 1$. Powyższe równanie przepływu jest rozwiązywalne, gdy w całej przestrzeni przepływu zadany zostanie warunek początkowy:

$$h = h_i(w, y, z) \text{ na } R$$

gdzie:

- h_i – określony warunek początkowy wysokości ciśnienia
- R – obszar zasilania

oraz zdefiniowane zostaną warunki brzegowe (Dirichleta, Neumana lub Cauchy'ego). Samo rozwiązanie zagadnienia w modelu FEMWATER oparte jest na metodzie elementu skończonego.

Podstawowymi procesami transportu zanieczyszczeń, które mogą być rozpatrywane z wykorzystaniem modelu FEMWATER są adwekcja, dyspersja, dyfuzja, adsorpcja, desorpcja oraz rozpad. W wykonanym modelu proces transportu zanieczyszczenia rozpatrywano jako transport adwekcyjny pojedynczego rozpuszczonego składnika konserwatywnego (stężenie chlorków Cl^-). Proces ten można opisać za pomocą równania:

$$\Theta \frac{\delta C}{\delta t} + V \nabla C = 0$$

gdzie:

- Θ – objętościowa zawartość wody [$L^3 \cdot L^{-3}$]
- V – wektor prędkości przepływu [$L \cdot T^{-1}$]
- ∇ – operator Nabla
- C – stężenie zanieczyszczenia [$M \cdot L^{-3}$]

Badania modelowe oparto jedynie na istniejących materiałach archiwalnych. Ze względu na brak możliwości, nie przeprowadzono żadnych badań *in situ* czy laboratoryjnych, które miałyby na celu dokładne rozpoznanie warunków hydrogeologicznych. Ogólny charakter prowadzonych badań oraz brak wiarygodnych istotnych danych spowodował konieczność przyjęcia wielu założeń upraszczających. Przy formułowaniu wszystkich założeń kierowano się regułą przyjmowania najmniej korzystnych warunków.

PRZYJĘTE ZAŁOŻENIA UPRASZCZAJĄCE

Wartość zasilania infiltracyjnego przyjęto w wysokości 570 mm/rok oraz założono, że wielkość infiltracji efektywnej w podłożu składowiska jest jednakowa na całej po-

wierzchni. W warunkach początkowych przyjęto, że infiltracja efektywna wynosi 20% średniego rocznego opadu na modelowanym obszarze, oprócz terenu składowiska i terenu

rezerwowego, gdzie przyjmowano zmienną wielkość infiltracji w zależności od rozpatrywanego wariantu. Pominięto zależność wielkości infiltracji efektywnej od miąższości i stopnia kompaktacji zdeponowanych osadów, ich izolacji oraz miąższości i litologii osadów w strefie niezawodnionej pod składowiskiem.

W obu poziomach wodonośnych założono ustalone warunki hydrodynamiczne. Do kalibracji modelu przepływu wód podziemnych wykorzystano pomiary zwierciadła wody przeprowadzone w otworach monitoringowych w 2006 roku. Przyjęty do kalibracji stan hydrodynamiczny systemu przedstawiono na figurze 1.

W trakcie badań modelowych migracji zanieczyszczeń uwzględniano jedynie migrację chlorków, jako jonów konserwatywnych nie ulegających procesom sorpcji i rozkładu podczas przemieszczania się w środowisku gruntowo-

-wodnym. Przyjęcie tego założenia wynikało z konieczności wybrania najmniej korzystnego wariantu. Nie analizowano migracji innych związków zawartych w odciekach wysypiskowych, ze względu na to, że ulegają one w znacznej mierze szybszej eliminacji ze środowiska gruntowo-wodnego. Z braku wyników analiz stężeń chlorków w odciekach ze składowiska, przyjęto, na podstawie analogii do składowiska w Sianowie (Szymański, 1987), stałą wartość początkową wynoszącą 5000 mg/dm^3 .

Przy analizie migracji zanieczyszczeń uwzględniono jedynie proces adwekcji oraz zjawiska dyspersji i dyfuzji. Pominięto inne procesy naturalnego samooczyszczania się wód, takie jak: sorpcja, biodegradacja i przemiany chemiczne (Rodzoch i in., 2007).

KONSTRUKCJA MODELU

Obszar badań wyznaczono z uwzględnieniem kierunku przepływu wód podziemnych oraz lokalizacji otworów badawczych. Północną granicę obszaru modelu poprowadzono wzdłuż drogi gruntowej zamykającej teren składowiska traktowany jako rezerwowo pod ewentualną przyszłą rozbudowę. Granicę południową poprowadzono zgodnie z przebiegiem strefy ograniczonego użytkowania terenu. Pozostałe granice poprowadzono arbitralnie, zamykając teren składowiska. (fig. 1). Powierzchnia wytyczonego obszaru wynosi około 90 ha. W obrębie tak wydzielonego systemu dokonano schematyzacji po osi z i wytypowano niezawodniony poziom przypowierzchniowy oraz dwa zagregowane poziomy wodonośne rozdzielone ciągłą warstwą utworów słaboprzepuszczalnych. Zasilanie poziomów odbywa się na drodze infiltracji wód opadowych.

Obszar dyskretyzowano za pomocą siatki nieregularnych trójkątów zagęszczonych w rejonie kwater składowiska i obszaru rezerwowego. Długość boku trójkąta siatki na granicy składowiska wynosi 10 m, na granicy modelu zwiększa się do 50 m.

Wstępny rozkład wodoprzepuszczalności ośrodka przyjęto na podstawie danych z literatury i doprecyzowano na etapie kalibracji modelu. Ostatecznie dla piasków gliniastych i glin piaszczystych, reprezentujących pierwszą warstwę modelową, zadano odpowiednio współczynniki filtracji k na poziomie $9,83 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ i $k = 2,31 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$. Miąższość pierwszej warstwy wynosi 2 m. Druga warstwa modelowa reprezentuje I poziom wodonośny zbudowany z piasków drobnych ($k = 2,31 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$) i pospółek gliniastych ($k = 1,16 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$), z przewarstwieniami gliny piaszczystej ($k = 2,31 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$). Miąższość warstwy wynosi 15,5 m. Warstwa trzecia reprezentuje gliny piaszczyste ($k = 2,31 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$) rozdzielające oba poziomy wodonośne. Miąższość warstwy wynosi 23,5 m. Ostatnia warstwa modelowa reprezentuje piaski średnie II poziomu wodonośnego. W warstwie tej, której miąższość wynosi 20 m, zadano współczynnik filtracji na poziomie $k = 8,10 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$.

Warunki brzegowe określają relacje między badanym systemem wodonośnym a jego otoczeniem i są niezbędne do

rozwiązania układu równań różnicowych. Przy modelowaniu przepływu wód podziemnych na powierzchni granicznej omawianego systemu zadano warunek brzegowy I-ego rodzaju ($H - \text{constans}$), przyjmując za stan odniesienia wyniki pomiarów wysokości hydraulicznej przeprowadzonych w otworach obserwacyjnych sieci monitoringowej w czerwcu 2006 roku.

Dla obliczeń dotyczących migracji zanieczyszczeń przyjęto charakterystyczny dla programu FEMWATER zmienny warunek brzegowy (*variable boundary condition*) zakładający, że w momencie gdy na granicy następuje przepływ wody w kierunku do wnętrza modelu, to stężenie substancji jest znane, natomiast w przypadku odwrotnym stężenie substancji wynika z obliczeń modelu. Początkową wartość stężenia zanieczyszczenia w obszarze modelu oraz na powierzchni brzegowej przyjęto na podstawie wyników badań monitoringowych na poziomie $20,0 \text{ mg/dm}^3$. Ponadto założono, że spągowa granica modelu jest szczelna.

Na etapie kalibracji modelu hydrodynamicznego określono ostatecznie wartości współczynnika filtracji oraz wielkości zasilania warstwy wodonośnej. W utworach słaboprzepuszczalnych określono wartości współczynnika filtracji poziomej i pionowej. Uznano, że przepływ w glinach w kierunku pionowym powinien być uprzywilejowany w porównaniu z przepływem poziomym. W pozostałych warstwach założono warunki izotropowe. Model hydrodynamiczny tarowano zgodnie ze stanem wód pomierzonym w otworach badawczych w czerwcu 2006. Ostatecznie, w efekcie kalibracji uzyskano różnice między wartościami obliczonymi a pomierzonymi zwierciadła wody nie przekraczające 0,9 m. Różnice te ze względu na przyjęte uproszczenia są do zaakceptowania. Kalibracja modelu transportu zanieczyszczeń została przeprowadzona na podstawie istniejącego monitoringu wód podziemnych (piezometry P1, P3).

Pozostałe parametry hydrogeologiczne dla poszczególnych utworów przyjęto zgodnie z tabelą 1. Wysokość maksy-

Tabela 1

Parametry przyjęte w modelu matematycznym (Rodzoch i in., 2007)

The parameters taken in the mathematical model (Rodzoch *et al.*, 2007)

Rodzaj gruntu	Współczynnik filtracji		Maksymalny wznios kapilarny M	Porowatość całkowita n	Porowatość efektywna ne	Stała dyspersji podłużnej α_L
	poziomej	pionowej				
	[m/s]		[m]	[-]	[-]	[m]
Pospółka Po	$1,16 \cdot 10^{-4}$		0,12	0,43	0,20	60
Piasek średni Ps	$8,1 \cdot 10^{-5}$		0,12	0,43	0,15	60
Piasek drobnoziarnisty Pd	$2,31 \cdot 10^{-5}$		1,00	0,43	0,13	60
Piasek gliniasty Pg	$9,83 \cdot 10^{-7}$	$9,83 \cdot 10^{-6}$	3,00	0,39	0,10	–
Gлина piaszczysta Gp	$2,31 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	3,00	0,38	0,05	–

malnego wzniosu kapilarnego M, ze względu na brak oznaczeń laboratoryjnych, przyjęto zgodnie ze średnimi wartościami zaproponowanymi przez Pazdrę (1990). Porowatość efektywną gruntów przyjęto za Pleczyńskim (1981). Wartości objętościowej zawartości wilgoci zostały przyjęte zgodnie z zaleceniami zawartymi w instrukcji do FEMWATER (Linn i in., 2000). Wartość zmiennego współczynnika filtracji w strefie aeracji, zależnego od stopnia zawodnienia i wysokości ciśnienia ponad zwierciadło wody, obliczono, wykorzystując wbudowaną w program FEMWATER funkcję Genuchta (van Genuchten, 1980). Funkcja ta pozwala na wyznaczenie współczynnika przewodnictwa hydraulicznego w zależności od wysokości ciśnienia ssącego lub wilgotności. W tym celu aproksymuje się charakterystykę retencyjną gleby, a następnie szacuje względny współczynnik przewodnictwa wodnego. Pozwala to, przy znajomości współczynnika przewodnictwa wod-

nego przy pełnym nasyceniu, na określenie jego wartości w pełnym zakresie wilgotności.

Wartości stałych dyspersji mechanicznej podłużnej przyjęto za Małeckim (2006). Nie rozważano dyspersji w gruntach słaboprzepuszczalnych.

Na potrzeby prognozy zmian stężenia i charakteru rozprzyszczenia w wodach podziemnych, wyznaczono przybliżony schemat przedostawania się odcieków wysypiskowych do środowiska gruntowo-wodnego. Założono, że dla każdej z kwater stężenie chlorków rośnie liniowo, od zera do wartości maksymalnej, przyjętej za Szymańskim (1987) na poziomie 5000 mg/dm^3 . Maksymalne stężenie chlorków występuje w momencie całkowitego wypełnienia kwater. Następnie przez okres 20 lat od momentu zamknięcia kwatery utrzymuje się na stałym, maksymalnym poziomie (5000 mg/dm^3), a następnie spada liniowo przez okres 100 lat do zera.

PRZYJĘTE WARIANTY SYMULACJI MIGRACJI ZANIECZYSZCZEŃ I WYNIKI OBLICZEŃ

W celu oceny i przedstawienia możliwego zagrożenia wód podziemnych w wyniku infiltracji do gruntu odcieków ze składowiska, rozpatrzono cztery hipotetyczne warunki migracji zanieczyszczenia.

Wariant 1 uwzględnia odciek z kwatery I (fig. 1) w wysokości równej zadanej infiltracji efektywnej. W pozostałych kwaterach, ze względu na prawidłowe uszczelnienie podłoża i drenaż ścieków, odciek nie występuje.

W **wariancie 2** uwzględniono, że odciek w wysokości równej zadanej infiltracji efektywnej wystąpi w kwaterach I i II. W obu wariantach założono brak infiltracji odcieku do środowiska gruntowo-wodnego na tym obszarze składowiska, na którym wykonano uszczelnienie podłoża. Założenie to jednak jest błędne, gdyż z obserwacji monitoringowych prowadzonych w roku 1998 wynika, że wzdłuż południowej granicy wysypiska zaobserwowano podwyższone stężenie chlorków.

Z przedstawionych przekrojów (fig. 3) wynika, że uzyskane wartości stężeń dla wariantu 1 znacznie odbiegają od wartości

zaobserwowanych w piezometrach. Szczególnie dotyczy to piezometru P2, gdzie stężenie chlorków wynosiło 676 mg/dm^3 natomiast według obliczeń modelowych powinno być ono niższe niż 100 mg/dm^3 . Wyniki badań modelowych wskazują na wysoką zbieżność wariantu 2 z sytuacją rzeczywistą.

Obliczenia modelowe przeprowadzone dla wariantu 2 po 25 latach od rozpoczęcia składowania pokazują, że maksymalne stężenie chlorków wynosi niewiele ponad 1000 mg/dm^3 i występuje bezpośrednio w stropie kwater. Stężenie to maleje do 500 mg/dm^3 w spągu składowiska i dalej stopniowo maleje w kierunku rozchodzenia się wód podziemnych. Ponadto przy przyjętych założeniach, chlorki w stężeniu przekraczającym 100 mg/dm^3 po 25 latach od rozpoczęcia składowania nie dotarły do II warstwy wodonośnej. Nie oznacza to jednak, że nie dotarły do warstwy w ogóle. Można zatem stwierdzić, że warstwa glin zwałowych, o miąższości 23,5 m, rozdzielająca oba poziomy wodonośne utrudnia znacząco migrację zanieczyszczeń. Z pewnością nie stanowi ona jednak

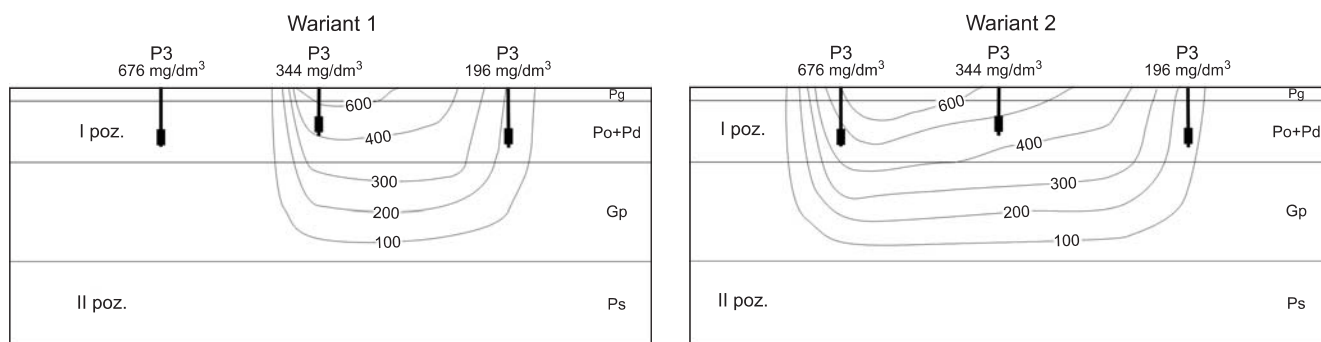


Fig. 3. Schemat porównawczy rozkładu stężenia chlorków w podłożu składowiska dla wariantu 1 i 2 w roku 1998

Comparative diagram of the distribution of chloride concentration in the foundation of the landfill for option 1 and option 2 in 1998

szczelnej bariery w pełni chroniącej poziom zbiornikowy przed przenikaniem zanieczyszczonych wód z I-ego poziomu.

Wariant 3 uwzględnia wystąpienie odcieku ze wszystkich kwater w wysokości zadanej wartości infiltracji efektywnej. Założono więc, że izolacja składowiska praktycznie nie istnieje. Takie założenie miało na celu ocenę stopnia zagrożenia poziomu zbiornikowego (GZWP nr 128) w ekstremalnie niekorzystnych warunkach migracji zanieczyszczenia. Biorąc pod uwagę zadany wysoki ładunek zanieczyszczenia migrującego z odciekami do wód podziemnych, wariant ten jest najmniej wiarygodny ze wszystkich. Maksymalna wartość stężenia chlorków po 35 latach od rozpoczęcia składowania w I poziomie wodonośnym nie przekroczyła 1000 mg/dm^3 bezpośrednio pod składowiskiem i 100 mg/dm^3 na południowej granicy obszaru modelu. W II warstwie wodonośnej stężenie chlorków nie przekroczyło 100 mg/dm^3 . Po 100 latach od rozpoczęcia składowania stężenie chlorków w poziomie I bezpośrednio pod składowiskiem spadnie do około 700 mg/dm^3 , a na pozostałym obszarze będzie wynosiło około 500 mg/dm^3 . W II warstwie wodonośnej stężenie chlorków osiągnie 200 mg/dm^3 . Obszar objęty zanieczyszczeniem w wyniku działania zjawisk dyfuzji i dyspersji będzie się rozszerzał.

Wariant 4 uwzględnia odciek ze wszystkich kwater składowiska. Wielkość odcieku wynosi 2% zadanej wysokości opadu. W tym przypadku założono, że składowisko jest izolowane od podłoża, ale jednocześnie uwzględniono brak szczelności takiej izolacji. Wariant 4 ilustruje również wpływ zmniejszenia ilości odcieku przedostającego się do wód podziemnych na stopień ich zanieczyszczenia. Można przyjąć, że wariant 4 jest jednocześnie najbardziej realny. Przy założeniu, że infiltracja efektywna odcieków wysypiskowych wynosi 2% wielkości odpadów atmosferycznych oraz początkowe stężenie chlorków wynosi 5000 mg/dm^3 otrzymujemy stosunkowo wysoką wartość zanieczyszczenia przedostającą się do środowiska gruntowo-wodnego. Z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że przy prawidłowo prowadzonym drenażu składowiska rzeczywiste stężenie zanieczyszczenia w odcieku jest znacznie niższe. Wyniki symulacji modelowej dla wariantu 4 pokazują, że 10-krotne zmniejszenie

ładunku zanieczyszczenia znacznie ogranicza zasięg i stopień oddziaływania składowiska na wody podziemne (fig. 4). Plamy zanieczyszczenia są wyraźnie mniejsze niż te, uzyskane dla wariantu III. Kształt izolinii stężenia zanieczyszczenia jest zbliżony do kształtu izolinii uzyskanych w wariacie III. W wariacie 4 stężenie chlorków w II poziomie wodonośnym po 25 latach wynosi ok. 30 mg/dm^3 . Zanieczyszczenie o stężeniu przekraczającym 100 mg/dm^3 nie dotrze do tego poziomu w ogóle. Maksymalne wartości stężenia chlorków osiągną ok. 700 mg/dm^3 w podłożu składowiska, a poza nim będą zawierały się w przedziale od 100 do 300 mg/dm^3 .

W ramach przeprowadzonych analiz modelowych wykonano obliczenia czasu przepływu adwekcyjnego wody od podłoża składowiska do stropu glin rozdzielających oba poziomy wodonośne oraz przez warstwę glin do stropu II poziomu wodonośnego. Czas przepływu analizowano wzdłuż wybranych linii prądu. Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 2.

Najdłuższym czasem przepływu z powierzchni terenu do stropu warstwy glin charakteryzują się cząsteczki wody wnikające do gruntu na obszarze rezerwowym oraz w kwaterach 3 i 4. Wynika to z niskiej wodoprzepuszczalności utworów, przez które następuje przepływ oraz dużej poziomej składowej wektora prędkości. Ta z kolei spowodowana jest dużym

Tabela 2

Przybliżone czasy adwekcyjnego przepływu wód podziemnych z powierzchni terenu do stropu kompleksu glin zwalowych

Approximate times of advective groundwater flow from the surface to the top of the clay complex

Kwaterna	Czas przepływu w latach		
	minimalny	średni	maksymalny
1	14	18	30
2	12	22	38
3	21	38	55
4	19	38	44
Obszar rezerwowo	17	38	48

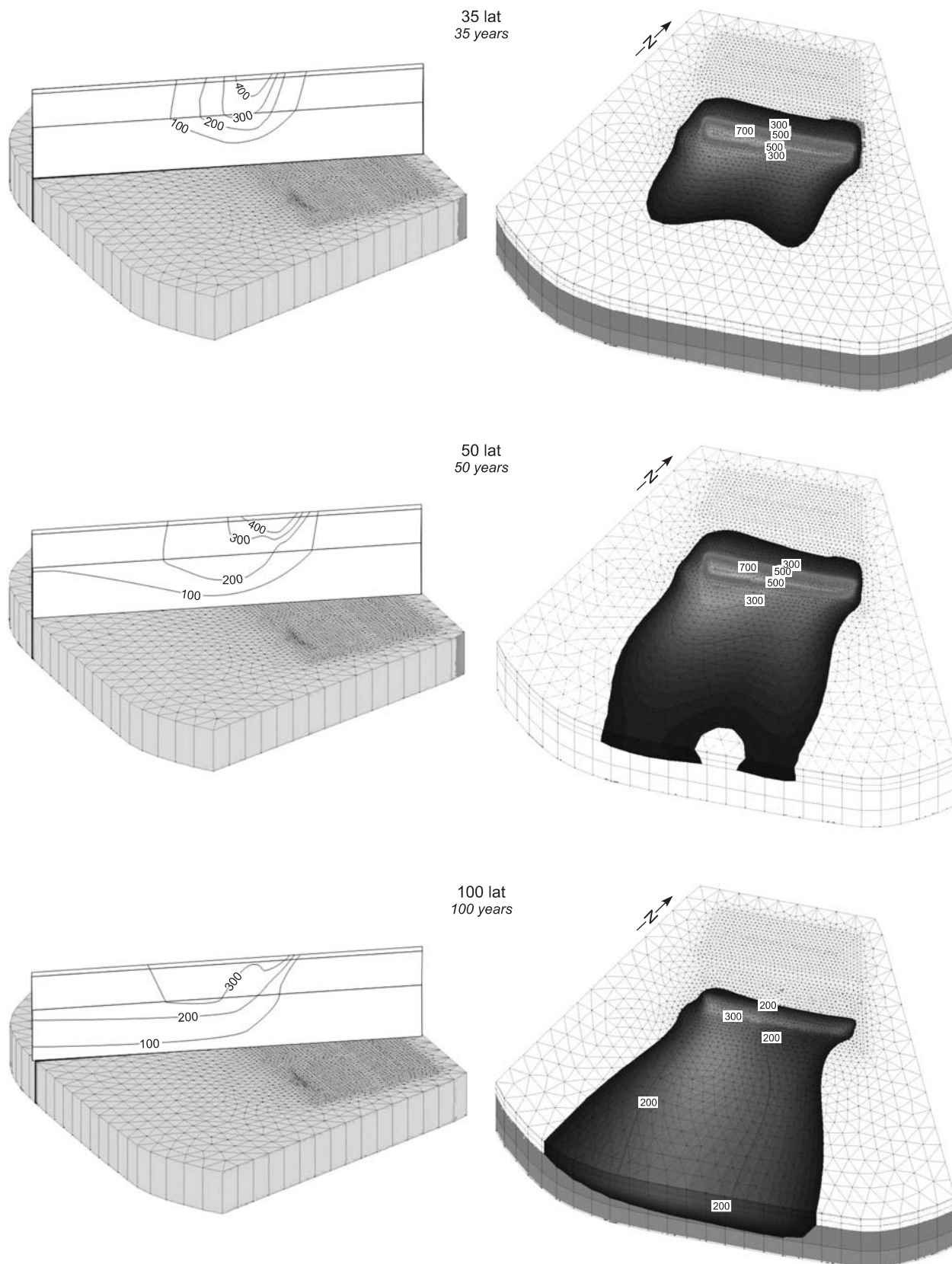


Fig. 4. Prognozowany przestrzenny rozkład zanieczyszczenia dla 4 wariantu (najlepiej oddającego warunki rzeczywiste) po 35, 50 i 100 latach od rozpoczęcia składowania

Predicted spatial distribution of pollution for option 4 (handing best conditions for real) after 35, 50 and 100 years since the start of storage

spadkiem zwierciadła na terenie składowiska i, co za tym idzie, dużym poziomym spadkiem wysokości ciśnienia, który wymusza ruch poziomy w warstwie aeracji. Czas przepływu adwekcyjnego przez kompleks glin o łącznej miąższości 23,5 m i współczynnika filtracji pionowej równym $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/d wynosi w przybliżeniu 39 lat. Łączny czas przepływu adwekcyjnego z powierzchni terenu do stropu II poziomu wodonośnego mieści się w przedziale od 50 do 65 lat.

Czas adwekcyjnego przepływu wód można uznać za orientacyjny wskaźnik stopnia zagrożenia wód podziemnych. Dla sprecyzowania wyników należałoby przeprowadzić szczegółową analizę procesu migracji w środowisku gruntowo-wodnym z uwzględnieniem parametrów dyspersji, dyfuzji, sorpcji.

PODSUMOWANIE

Z przeprowadzonych badań modelowych wynika, że I poziom wód podziemnych jest silnie narażony na zanieczyszczenie przez odcieki migrujące ze składowiska. Warstwa piasków gliniastych i glin piaszczystych występująca w podłożu składowiska nie stanowi skutecznej ochrony dla wód tego poziomu. Prawdopodobnie od momentu rozpoczęcia składowania do chwili obecnej zanieczyszczenie objęło całą miąższość warstwy wodonośnej i rozprzestrzeniła się w kierunku południowym zgodnie z kierunkiem spływu wód oraz migruje w głąb kompleksu glin zwałowych rozdzielających oba poziomy wodonośne. Na omawianym składowisku brak jest otworów badawczych, które mogłyby to potwierdzić. W dalszym czasie możliwa jest migracja zanieczyszczenia przez kompleks glin zwałowych. Z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że do tej pory wody II poziomu wodonośnego nie zostały zanieczyszczone.

Obszar badań modelowych był niewielki i obejmował mniej niż 1 km². W celu szczegółowego ustalenia wielkości obszaru potencjalnie objętego zanieczyszczeniem oraz doprecyzowania kierunków przemieszczania się strumienia zanieczyszczeń, model należałoby znacząco rozszerzyć w kierunku południowym.

Wszelkie obliczenia modelowe migracji zanieczyszczeń prowadzono dla chlorków. Każdy inny składnik zawarty w odciekach ze składowiska zachowuje się w sposób indywidualny. Z faktu, że chlorki mogą dotrzeć do II poziomu wodonośnego, nie wynika, że do tego poziomu dotrą inne składniki zawarte w odciekach.

Z porównania wariantów 3 i 4 wynika, że istotny wpływ na zmniejszenie zanieczyszczenia wód podziemnych ma ograniczenie natężenia przesiąkania odcieków do gruntu. Niezwykle istotna jest prawidłowa izolacja składowiska oraz jego drenaż.

LITERATURA

- GENUCHTEN M.T. van , 1980 — A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, **44**: 892–898.
- KLECZKOWSKI A.S. (red.), 1990 — Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony, AGH, Kraków.
- LIN H.C.J., RICHARDS D.R., YEN G.T., CHENG J.R., CHENG H.P., JONES N., 2000 — FEMWATER – A Three-Dimensional Finite Element Computer Model for Simulating Density-Dependent Flow and Transport in Variably Saturated Media. Version 3.0, Technical Report CHL. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg (USA), MS.
- MAŁECKI J.J. (red.), 2006 — Wyznaczenie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb hydrogeologicznych i ochrony środowiska – Poradnik metodyczny. Min. Środ.
- PAZDRO Z., 1990 — Hydrogeologia ogólna, Wyd. Geol., Warszawa.
- PLECZYŃSKI J., 1981 — Odnawialność zasobów wód podziemnych, Wyd. Geol., Warszawa.
- RODZOCH A., i inni, 2007 — Ekspertyza hydrogeologiczna dotycząca możliwości rozbudowy i przekształcenia istniejącego składowiska odpadów komunalnych w Nowym Dworze w Zakład Zagospodarowania Odpadów. Hydroeko, Warszawa.
- SZYMAŃSKI K., 1987 — Migracja odcieków z wysypisk odpadów komunalnych w gruncie. WSI, Koszalin.
- ZARADNY H., 1990 — Matematyczne metody opisu i rozwiązań przepływu wody w nienasyconych i nasyconych gruntach i glebach. *Pr. Inst. Bud. Wod. PAN*, **23**.

SUMMARY

The research shows that the I groundwater level is highly vulnerable to pollution by the leachate migrating from the landfill. The layer of sand clay and sandy clay occurs in the foundation of the landfill is not an effective protection

for the groundwater. It is highly possible that since the beginning of storage until now pollution covered the entire thickness of the aquifer and is spreading in the direction of water flow and migrate into the complex of the boulder clay

separating the two aquifers. Thereinafter it is possible to further migration of pollution by a complex of boulder clays. It can be assumed that up to now II groundwater has not been contained.

The area of simulation research was limited and consisted of less than 1 km². In order to determine the specific size of the area potentially covered by the pollution, and detail the movement direction the of pollution the model should be significantly extend towards the south.

It should be noted that the every pollutant model calculations performed for chloride. Any other ingredient used in

the leachate from the landfill is behaving in an individual way. Therefore, from the fact that chlorides can reach the II aquifer, does not mean that this level can reach other components contained in the leachate.

The comparison of options 3 and 4 shows that a significant impact on reducing the pollution of groundwater is no limit to the intensity of infiltration of leachate into the ground. Therefore very important is the correct isolation of the landfill and its drainage.