

*Umiejętności dopotąd są jeszcze próżnym wynalazkiem,
może czczym tylko rozumu wywoдем, albo próżniactwa zabawą,
dopokąd nie są zastosowane...*

Stanisław Staszic

UWARUNKOWANIA GEOLOGICZNE SKŁADOWANIA ODPADÓW KOMUNALNYCH

GEOLOGICAL CONDITIONS OF MUNICIPAL WASTE LANDFILLING

BEATA ŁUCZAK-WILAMOWSKA¹

Abstrakt. Jednym z najbardziej znaczących zagrożeń dla środowiska oraz zdrowia i życia ludzi są nieizolowane składowiska odpadów. Duża ilość i różnorodność składowanych odpadów jest nieodłącznym składnikiem cywilizacyjnego rozwoju człowieka.

Pierwszoplanowym celem staje się więc wybór odpowiedniego miejsca do składowania, wykonanie projektu budowy i eksploatacji składowiska oraz realizacji inwestycji. Lokalizacja i konstrukcja obiektu powinny uwzględnić różnorodność i dynamikę procesów, które zachodzą w nagromadzonej masie odpadów, ocenę bezpieczeństwa budowli oraz bezpieczeństwa dla otaczającego środowiska przyrodniczego.

W pracy przeanalizowano sposoby gospodarowania odpadami w Polsce, a w szczególności unieszkodliwianie odpadów komunalnych poprzez ich składowanie, na tle polskich uwarunkowań geologicznych. Przedstawiono charakterystykę właściwości gruntów pod kątem możliwości ich wykorzystania do tworzenia mineralnych izolacji składowisk odpadów. Analizy te odniesiono do wymagań określonych w wytycznych i przepisach prawnych.

Rozważania te pozwoliły na usystematyzowanie wiedzy na temat typowania miejsc dogodnych do składowania i/lub pozyskiwania materiału mineralnego do budowy składowisk odpadów oraz, przy braku odpowiedniego materiału naturalnego, do uzdatniania podłoża poprzez sporządzenie odpowiednich mieszanek gruntowych.

Dokonano przeglądu wybranych składowisk odpadów będących na różnych etapach funkcjonowania – działających od kilku do kilkadziesiąt lat. Obiekty zakładane przed kilkudziesięciu laty mają podobne cechy: przypadkową lokalizację (bardzo często najgorszą z możliwych dla obiektu o wysokich wymaganiach oraz potencjalnym negatywnym oddziaływaniu na środowisko, a szczególnie na wody podziemne), brak izolacji dna składowiska, nieuregulowaną gospodarkę wodną i ściekową.

Funkcjonowanie w takich warunkach składowisk odpadów w wielu przypadkach ujawnia sprzeczności między przyjętymi zasadami lokalizowania i izolowania składowisk a faktycznie eksploatowanymi lub istniejącymi obiektami. Występuje także sprzężenie zwrotne między uwarunkowaniami przyrodniczymi, w szczególności geologicznymi, a budową obiektu.

Uwarunkowania te stwarzają ograniczenia w lokalizacji i budowie składowisk odpadów. Zaznacza się to w aspektach środowiskowych (biotycznych i abiotycznych), społecznych, prawnych i konstrukcyjno-inżynierskich. W wielu punktach tych rozważań zauważa się przeciwstawność priorytetów, a niejednokrotnie są one wobec siebie sprzeczne. Zasada zrównoważonego rozwoju musi łagodzić powstające na tych polach konflikty.

Słowa kluczowe: składowisko odpadów, odpady komunalne, gospodarka odpadami, lokalizacja składowisk odpadów, bariera geologiczna, warstwy mineralnego uszczelnienia, izolacje mineralne składowisk, mieszanki gruntowe, rekultywacja składowisk odpadów, oddziaływanie składowisk odpadów na środowisko.

Abstract. Not sealed landfills provide one of the most dangerous threats for ecosystems, and for health and existence of people. High production of wastes, and big diversity of their compositions are inherent in the human development.

A proper choice of locality of a landfill as well as proper design of its construction, exploitation and adjustment to the landscape play fundamental role. In the evaluation of the security of the construction, and of the security of the surrounding natural environment, one must consider the localisation and construction of these facilities as well as the diversity of processes which occur in the accumulated mass of wastes, and their dynamics.

¹ Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii, Katedra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych, ul. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa; e-mail: B.LuczakW@uw.edu.pl.

The methods of waste management in Poland are analysed in the present work. In particular, the methods of neutralizing of municipal wastes by means of landfilling are analysed depending on the Polish geological conditions. The characteristics of soils were focussed on their suitability for using in construction of mineral sealing of landfills. These analyses were confronted with the demands outlined in guidelines and in the law.

These analyses allowed to systematise the knowledge on selection of places suitable for landfilling and/or for acquisition of mineral material for construction of landfills. Also, when lacking the appropriate natural material, they helped in improvement of the bedrock by composing of appropriate soil mixtures. A review of selected landfills at various stages of working, embracing the time span from a few years to a few tens of years, is presented. The facilities established some tens of years ago have a similar origin: an accidental localisation – very often the worst possible for an object with high construction demands and a pronounced interaction with the environment (in particular on groundwaters), the lack of sealing of the bottom, not regulated water and sewage waters management.

In many cases, working of landfills in such conditions exhibits contradictions between the accepted rules of siting and sealing, and the actual exploited or existing objects. There also occurs feed-back between the natural conditions, especially geological ones, and the construction of a landfill.

All the mentioned conditions define restrictions in siting and construction of landfills. It is seen in legal, social, environmental (biotic and abiotic) as well as construction-engineering aspects. In many points of these considerations one can observe contradiction of priorities. The rule of sustainable development must mitigate the conflicts which arise here.

Key words: landfill, municipal wastes, waste management, siting of landfills, geological barrier, mineral sealing layers, mineral sealing of landfills, soil mixtures, reclamation of landfills, influence of landfills on the environment.

SKŁADOWANIE ODPADÓW

Zasada zrównoważonego rozwoju nakłada na człowieka zobowiązania wobec jego działań w środowisku przyrodniczym. Jej sformułowania dotyczą szeroko rozumianego wpływu na środowisko oraz obligują do oceny ryzyka wynikającego z lokalizacji, budowy i eksploatacji wszelkich przedsięwzięć inżynierskich. Zasada ta jest osadzona w wielu międzynarodowych porozumieniach i krajowym systemie prawnym.

Jednym z najbardziej znaczących zagrożeń dla ekosystemów, zdrowia i życia ludzi są ogniska zanieczyszczeń w przestrzeni działania człowieka (antroposferze). W tej poszerzającej się przestrzeni rośnie „produkcja” odpadów. Wzrost ich ilości jest nieodłącznym składnikiem rozwoju cywilizacyjnego człowieka. Są one elementem ludzkiego bytowania od zarania dziejów. We wcześniejszych wiekach, można to określić bez zbyt dużego błędu, były to odpady zawierające głównie substancję organiczną. Można je traktować teraz, z perspektywy czasu i obecnych przepisów, jako **odpady** w pełni **biodegradowalne**². Postęp cywilizacyjny i technologiczny, dokonujący się w naszych czasach, spowodował, że skład odpadów komunalnych również uległ zmianie. W odpadach tych można znaleźć różne materiały – od zawierających substancję organiczną po bardzo zaawansowane technologicznie wielomateriałowe **opakowania i odpady opakowaniowe***, **zużyte sprzęty elektryczne i elektroniczne***, tekstylia, papier, metale i elementy z różnego rodzaju tworzyw sztucznych. Wspólną cechą odpadów, tych dawnych i współczesnych, jest ich miejsce powstawania – w głównej

mierze są to gospodarstwa domowe, a ich sumaryczna ilość powstająca w danym rejonie jest zależna od liczby tych gospodarstw, liczby mieszkańców itp. W Polsce prawie wszystkie odpady komunalne trafiają na składowiska.

Nie należy także zapominać o odpadach przemysłowych. Wielość branż, a nawet zróżnicowanie technologii w obrębie tej samej branży, powoduje powstawanie różnorodnych odpadów. Ich nagromadzenie w jednym miejscu może w widoczny sposób negatywnie wpływać na stan środowiska przyrodniczego. Nieodpowiednio prowadzona gospodarka odpadami (tylko ich składowanie) prowadzi do bezpowrotnej utraty z obiegu gospodarczego wielu cennych surowców. Składowanie odpadów jest więc ostatecznym, a zatem powinno być końcowym elementem kompleksowego systemu gospodarki odpadami.

Niezwykle istotna jest zatem potrzeba wyboru odpowiedniego miejsca na lokalizację składowiska, wykonanie projektu budowli, eksploatacji i realizacji inwestycji oraz dostosowania obiektu do otaczającego **krajobrazu***. Odpady zgromadzone w jednym miejscu pod wpływem działania czynników atmosferycznych, biologicznych, chemicznych i fizycznych w bardzo długim czasie ulegają różnym procesom, prowadzącym do ich rozkładu. Lokalizacja i budowa składowiska powinny uwzględnić tę różnorodność procesów i ich dynamikę w ocenie bezpieczeństwa budowli oraz otaczającego środowiska przyrodniczego.

Obiekty zakładane przed kilkudziesięciu laty zazwyczaj mają podobne cechy: przypadkową lokalizację – bardzo czę-

² Terminy pogrubione i oznaczone gwiazdką objaśniono w apendyksie

sto najgorszą z możliwych (zwykle wyrobisko po eksploatacji surowców mineralnych – kruszyw i skał) dla obiektu o wysokich wymaganiach oraz znacznym i znaczącym oddziaływaniu na środowisko (szczególnie na wody podziemne); brak izolacji dna składowiska; w początkowym okresie eksploatacja bez zachowania jakichkolwiek zasad wymaganych dla obiektu uciążliwego dla środowiska; nieuregulowana gospodarka wodna i ściekowa obiektu. Obiekty, w których zakończono działalność, w bardzo wielu przypadkach są pozostawione bez dozoru i nie są zabezpieczone zgodnie z wymaganiami zamknięcia (odpowiednie przykrycie i monitorowanie). Składowanie odpadów uciążliwych dla środowiska wpływa na obniżenie walorów estetycznych, zagraża

lub zanieczyszcza wody powierzchniowe lub podziemne oraz powoduje skażenie gleb i powietrza. Postępowanie zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju prowadzi do łagodzenia konfliktów powstających na tym polu.

Te uwarunkowania funkcjonowania i lokalizacji składowisk odpadów – obiektów uciążliwych dla środowiska w szerokim ujęciu, w wielu przypadkach ujawniają sprzeczności między przyjętymi zasadami lokalizowania i izolowania składowisk a faktycznie eksploatowanymi lub istniejącymi obiektami. Występuje swego rodzaju sprzężenie zwrotne pomiędzy uwarunkowaniami przyrodniczymi, w szczególności geologicznymi, a budową obiektu – składowiska odpadów.

1. WSTĘP

Odpady mogą być składowane zarówno nad powierzchnią terenu, jak i pod nią, w tym w wyrobiskach podziemnych. Bardzo ważnym aspektem tego sposobu ich unieszkodliwiania jest właściwy dobór izolacji składowisk od otaczającego ekosystemu. Jest on uwarunkowany możliwością wykorzystania naturalnych lub sztucznych izolacji gruntowych.

Elementem środowiska najbardziej zagrożonym ze strony składowisk odpadów komunalnych są wody podziemne. Jednocześnie wymagają one szczególnej ochrony. Składowiska odpadów funkcjonujące zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju wymagają zabezpieczenia – izolacji: przede wszystkim dna, odpowiedniego przykrycia, a także odpowiedniego zabezpieczenia całej budowli oraz instalacji do prawidłowego funkcjonowania obiektu.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie zagrożeń dla środowiska przyrodniczego wynikających ze składowania odpadów, przede wszystkim komunalnych. Procesy i przemiany, które w nich zachodzą, powinny być ograniczone do złoża odpadów lub jego obudowy (rozdz. 2). Żeby ograniczyć rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń pochodzących ze składowanych odpadów konieczne jest prowadzenie odpowiedniej gospodarki odpadami, a w końcowym etapie – przygotowanie i eksploatacja bezpiecznego składowiska odpadów (rozdz. 3 i 4). W związku z tym podjęto próbę oceny prowadzonej w Polsce gospodarki odpadami (rozdz. 2 i 5), na podstawie analizy powszechnie stosowanego sposobu unieszkodliwiania odpadów (przede wszystkim komunalnych) przez ich kilku–kilkunastoletnie składowanie, z uwzględnieniem warunków geologicznych w miejscach lokalizacji składowisk oraz konstrukcji obiektów. Na podstawie analizy wybranych składowisk będących na różnych etapach funkcjonowania (od 1–2 lat istnienia do wieloletniej, ponad 40 letniej eksploatacji), podjęto próbę przedstawienia działań zmierzających do minimalizowania negatywnego oddziaływania tych obiektów na otoczenie. Są one usytuowane w miejscach o różnych warunkach geologicznych, z zastosowaniem warstw izolacyjnych (lub barier pionowych *post factum*) w konstrukcji obiektu lub bez stosowania

jakichkolwiek zabezpieczeń, co powoduje poważne zagrożenie dla środowiska naturalnego (rozdz. 5).

Wobec przedstawionych problemów celowe staje się zaprezentowanie charakterystyki gruntów w strefie przypowierzchniowej na obszarze Polski pod kątem ich przydatności i możliwości wykorzystania jako izolacji mineralnych naziemnych składowisk odpadów komunalnych (rozdz. 5 i 6). Analizy te odniesiono do odpowiednich wymagań określonych w wytycznych i przepisach prawnych (rozdz. 3).

Regulacje prawne obligują do stosowania w budowie składowiska odpadów sztucznej bariery izolacyjnej z gruntów spoistych o wymaganym współczynniku filtracji, nie wskazują przy tym na inne właściwości gruntów pożądanych w strefach, w których zachodzą lub powinny zachodzić procesy samooczyszczania migrujących z odpadów roztworów, a także powinny wykazywać odpowiednie właściwości umożliwiające zastosowanie ich jako materiał budowlany. Wśród tych cech powinny być analizowane: struktura uziarnienia, skład mineralny, właściwości sorpcyjne, urabialność, zągęszczalność, podatność na deformacje i inne.

Dla tak określonego celu nadrzędnego istotny staje się przegląd utworów przypowierzchniowych na obszarze Polski pod względem właściwości izolacyjnych oraz przydatności materiału do formowania warstw izolacyjnych na składowisku. Przeanalizowano także miejsca potencjalnej lokalizacji składowisk pod względem sprzyjających uwarunkowań geologicznych (rozdz. 6 i 7).

Do określenia rejonów występowania gruntów izolacyjnych odpowiednich do składowania odpadów zastosowano metody poszukiwania odpowiednich gruntów w strefie podłoża geologicznego składowisk odpadów na podstawie kryteriów administracyjnych. W obrębie każdego województwa założono wyznaczenie przynajmniej dwóch miejsc potencjalnego pozyskania surowca do budowy izolacji gruntowych lub składowania odpadów. Wyznaczono 34 takie punkty. Przy wyborze odpowiednich miejsc kierowano się kryterium ekonomicznym. Surowce naturalne z wybranych miejsc miały różną genezę: glacialną, wietrzeniową, sedy-

mentacyjną oraz tworzyły się w różnym czasie. Rozpatrywano utwory triasowe, jurajsko-kredowe, neogeńskie i plejstoceny. W pracy starano się odpowiedzieć na pytanie, czy czas i warunki tworzenia się surowca mają wpływ na jego jakość w kontekście przeznaczenia do izolowania składowisk odpadów (rozdz. 7).

Analizy te pozwalają na usystematyzowanie wiedzy na temat uwarunkowań geologicznych w typowaniu miejsc dogodnych do składowania odpadów i/lub pozyskiwania surowca mineralnego do budowy składowisk oraz, przy braku odpowiedniego materiału naturalnego, do uzdatniania poprzez sporządzenie odpowiednich mieszanek gruntowych (rozdz. 8).

Wszystkie te uwarunkowania stwarzają ograniczenia lokalizowania i budowania składowisk odpadów komunalnych. Widoczne jest to w aspektach prawnych, społecznych, środowiskowych (biotycznych i abiotycznych) oraz konstrukcyjno-inżynierskich.

Uwarunkowania funkcjonowania i lokalizacji składowisk odpadów – obiektów uciążliwych dla środowiska, w wielu

przypadkach ujawniają sprzeczność między przyjętymi zasadami lokalizowania i izolowania składowisk a faktycznie eksploatowanymi lub istniejącymi obiektami. Występuje tu sprzężenie zwrotne pomiędzy uwarunkowaniami przyrodniczymi, w szczególności geologicznymi, a budową obiektu – składowiska odpadów. W wielu miejscach tych rozważań zauważa się przeciwstawność priorytetów, a niejednokrotnie są one wobec siebie sprzeczne.

W niniejszej pracy wykorzystano wyniki badań wykonanych w ramach tematu nr 891/2005/Wn-07/FG-go-tx/D z dn. 30 grudnia 2005 r. wykonanego przez Instytut Techniki Budowlanej w Warszawie przy współdziałaniu Wydziału Geologii Uniwersytetu Warszawskiego, na zlecenie Ministerstwa Środowiska, a finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Autorami wydanego w 2007 r. opracowania pt. „Zasady oceny przydatności gruntów spoistych Polski do budowy mineralnych barier izolacyjnych” są: E. Majer, B. Łuczak-Wilamowska, L. Wysokiński (red.) i A. Drągowski.

2. SKŁADOWISKA ODPADÓW JAKO ZAGROŻENIE DLA ŚRODOWISKA

Rozwój cywilizacyjny i technologiczny produkcji przemysłowej powoduje powstawanie różnorodnych odpadów. Z powodu tej różnorodności, trudna jest generalizacja rozważań na temat ich szkodliwości dla środowiska i stosowania odpowiednich zabezpieczeń. Wymaga to indywidualnego podejścia do problemu gospodarowania odpadami, począwszy od określenia ich składu i właściwości. W wielu przypadkach nawet kwalifikacja do konkretnej grupy, rodzaju i typu³ odpadów może być trudna i niejednoznaczna. Wymaga wiedzy oraz doświadczenia technicznego i przyrodniczego, w szczególności w odniesieniu do oceny negatywnego oddziaływania odpadów na środowisko.

Według ustawy o odpadach z 14 grudnia 2012 r., odpady dzielą się na:

- obojętne,
- niebezpieczne,
- inne niż obojętne i niebezpieczne.

Podstawą tego podziału jest kryterium negatywnego oddziaływania na środowisko, z uwzględnieniem oddziaływania jakościowego, wynikającego z właściwości chemicznych, fizycznych i innych materiałów odpadowych. Odpady obojętne dla środowiska nie wymagają szczególnej uwagi. Głównym problemem w gospodarowaniu nimi jest ich ilość (najczęściej występują w dużych ilościach). Pierwszym krokiem do ich zagospodarowania jest ich wykorzystanie, co jest bardzo korzystne, m.in. z punktu widzenia ekonomicznego i oddziaływania na środowisko. Ostatecznością jest ich składowanie, w którego przypadku głównym problemem

jest odpowiednie uformowanie i współgranie bryły **składowiska odpadów*** z otaczającym go krajobrazem oraz zapewnienie bezpieczeństwa budowli.

Odpady niebezpieczne mogą poważnie zagrażać środowisku przyrodniczemu przez oddziaływanie toksyczne, wybuchowe, palne itp. W katalogu odpadów⁴ kod grupy odpadów niebezpiecznych zaznaczono gwiazdką. W przypadku takich odpadów niezbędne jest ich indywidualne traktowanie oraz specjalne postępowanie, uwzględniające ich formę i sposoby segregacji, odzysku, przetwarzania lub zabezpieczeń oraz budowy obiektów do ich składowania.

Najwięcej wątpliwości dotyczy trzeciej z wymienionych grup – odpadów innych niż obojętne i niebezpieczne. Można tu zaliczyć wszystkie te odpady, których nie można jednoznacznie zakwalifikować do dwóch wcześniej omówionych grup. Znaczący udział w tej grupie, choćby pod względem ilości wytwarzanych w ciągu roku, mają **odpady komunalne***. Są one nieodłącznym elementem ludzkiego bytowania od zarania dziejów. W przeszłości, nawet do początków XX wieku, były to jednak odpady zawierające w swojej masie głównie substancję organiczną. Z perspektywy czasu i obecnych przepisów można je teraz traktować jako w pełni biodegradowalne. Postęp cywilizacyjny i technologiczny dokonujący się w naszych czasach spowodował, że skład odpadów komunalnych również uległ zmianie. Obecnie skład tych odpadów jest bardzo zróżnicowany – od materiałów zawierających substancję organiczną po bardzo zaawansowane technologicznie wielomateriałowe opakowania i odpady

³ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (DzU 2001 Nr 112, poz. 1206)

⁴ jw.

opakowaniowe, zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny, tekstylia, papier, metale i elementy z różnego rodzaju tworzyw sztucznych. Wspólną cechą tych odpadów jest to, że tak jak dawniej, powstają głównie w gospodarstwach domowych, a ich sumaryczna ilość w danym rejonie zależy od liczby gospodarstw i mieszkańców.

2.1. DOTYCHCZASOWA PRAKTYKA W ZAKRESIE SKŁADOWANIA ODPADÓW KOMUNALNYCH

Odpady komunalne charakteryzują się wieloma cechami (zależnymi zarówno od asortymentu, jak i od czasu zalegania), które są uciążliwe lub szkodliwe dla środowiska. Są to:

- Duża różnorodność asortymentowa i zmienność sezonowa.
- Niejednorodność chemiczna związana ze składem morfologicznym i wiekiem składowania (stare odpady i współczesne), a także odpadów zmieszanych i po selektywnej zbiórce lub mechanicznym sortowaniu.
- Zagrożenie higieniczno-sanitarne związane z obecnością:
 - mieszanych odpadów komunalnych,
 - selektywnie gromadzonej frakcji odpadów kuchennych o dużej wilgotności,
 - innych odpadów organicznych ze zbiorników gnilnych czy osadów ściekowych.
- Niestabilność chemiczna i biologiczna (w tym niestabilność mechaniczna), podatność na zagniwanie, emisja uciążliwych odorów w miejscach powstawania, gromadzenia lub unieszkodliwiania.
- Obecność odpadów niebezpiecznych (światłówki, baterie, chemikalia).

Składowanie odpadów uciążliwych dla środowiska wpływa na obniżenie walorów estetycznych, zagraża wodom powierzchniowym i podziemnym lub je zanieczyszcza oraz powoduje skażenie gleb i powietrza. Do szkodliwych składników odpadów należy substancja organiczna (ok. 40% masy odpadów komunalnych). Odpady te ulegają niekontrolowanym przemianom biochemicznym, w których wyniku do powietrza są emitowane substancje gazowe, w dużej części toksyczne lub palne. Dodatkowo są wydzielane substancje zapachowo czynne, a obecność drobnoustrojów chorobotwórczych stanowi zagrożenie sanitarno-epidemiologiczne. Wytworzenie nowych siedlisk dla organizmów rozwijających się lub żerujących na zgromadzonych odpadach komunalnych – gryzoni, ptactwa, insektów i robaków, stanowi pośrednie zagrożenie dla środowiska poprzez ich niekontrolowane przemieszczanie się i odchody. W strumieniu odpadów komunalnych mogą występować frakcje niebezpieczne, stwarzające zagrożenie ze względu na zawartość substancji szkodliwych i toksycznych – metali ciężkich czy węglodorów. Nie należy także zapominać o reakcjach pomiędzy frakcjami, na styku asortymentów w zmieszanych odpadach komunalnych.

Nagromadzenie lub nieusuwanie odpadów z miejsc ich powstawania stwarza poważne zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi na skutek uwalniania się do otoczenia produktów przemian zachodzących w odpadach. Przykładem takiego

zagrożenia mogą być niedawne (2007 r.) problemy związane z usuwaniem odpadów komunalnych w Neapolu, spowodowane przyczynami ekonomiczno-gospodarczymi i społecznymi. Zalegające na ulicach odpady komunalne w ciepłym klimacie dały efekty prawie natychmiastowe, poprzez odór powstający w czasie ich rozkładu biochemicznego, zagrożenie epidemiologiczne z powodu rozwoju drobnoustrojów oraz plagę owadów. Żeby zapobiec groźnym konsekwencjom i wtórnym zagrożeniom, mieszkańcy podpalali przyzmy nagromadzonych odpadów. Był to sposób na przyspieszenie procesu mineralizacji i ustabilizowanie zachodzących przemian biochemicznych. W efekcie spalania odpadów w różnych punktach miasta dochodziło do emisji produktów spalania w postaci pyłów i gazów, zawierających między innymi toksyczne związki chemiczne, takie jak dioksyny czy furany.

Składowanie jest najstarszą i do niedawna jedyną stosowaną metodą unieszkodliwiania odpadów. Przez długie lata jej stosowanie wynikało z niskich kosztów eksploatacji składowisk odpadów w porównaniu z innymi metodami ich unieszkodliwiania.

Każde składowisko odpadów w większym lub mniejszym stopniu negatywnie oddziałuje na środowisko. Najgorzej jest w przypadku starych obiektów, które przez długie lata wpływały na stan i jakość poszczególnych elementów środowiska. Najszerszy zasięg i najgroźniejsze skutki może przynieść skażenie wód, a szczególnie wód podziemnych. Obecnie nie jest możliwe naprawienie tych szkód i przywrócenie pierwotnego stanu środowiska. W tej sytuacji ważne jest, żeby ten negatywny wpływ maksymalnie ograniczyć przez zastosowanie skutecznych, w konkretnych warunkach, metod i dostępnych środków.

Nieodpowiednio prowadzona gospodarka odpadami powoduje bardzo często nieodwracalne szkody ekologiczne, zdrowotne i społeczne. W większości miast i gmin w Polsce nie są jeszcze stosowane kompleksowo zasady tego gospodarowania, brak też kontroli i ewidencji składowanych odpadów na składowiskach odpadów komunalnych. Często są deponowane odpady toksyczne, przemysłowe i niebezpieczne. Dlatego też obiekty te są źródłem emisji zanieczyszczeń biologicznych (w postaci drobnoustrojów chorobotwórczych, zarodników grzybów, wzrostu populacji insektów oraz są żerowiskiem dla ptactwa i gryzoni), chemicznych (gazów i roztworów – **odcieków***) oraz uciążliwości związanych z emisją odorów i pyłów. Prawie w całości odpady komunalne w Polsce trafiają na składowiska. Dlatego też znajomość rodzajów powodowanych przez nie zagrożeń i ilości zanieczyszczeń jest bardzo istotna w analizach wpływu tych obiektów na stan środowiska. Główne zagrożenie stanowi przedostawanie się zanieczyszczeń do wód podziemnych (Bear, 1972; Kleczkowski, 1984; Christensen i in., 1992; Witeczak, 1994; Kazimierski, Sadurski, 1999; Żygadło, 1999; Zadroga i in., 2001; Macioszczyk, Dobrzyński, 2002; Rosik-Dulewska, 2008).

W systemie dotychczas funkcjonującym w Polsce odpady komunalne nie były odpowiednio ewidencjonowane, a stosowaną metodą ich unieszkodliwiania było złożenie na składowisku. Obowiązująca od dn. 1 lipca 2011 r. ustawa

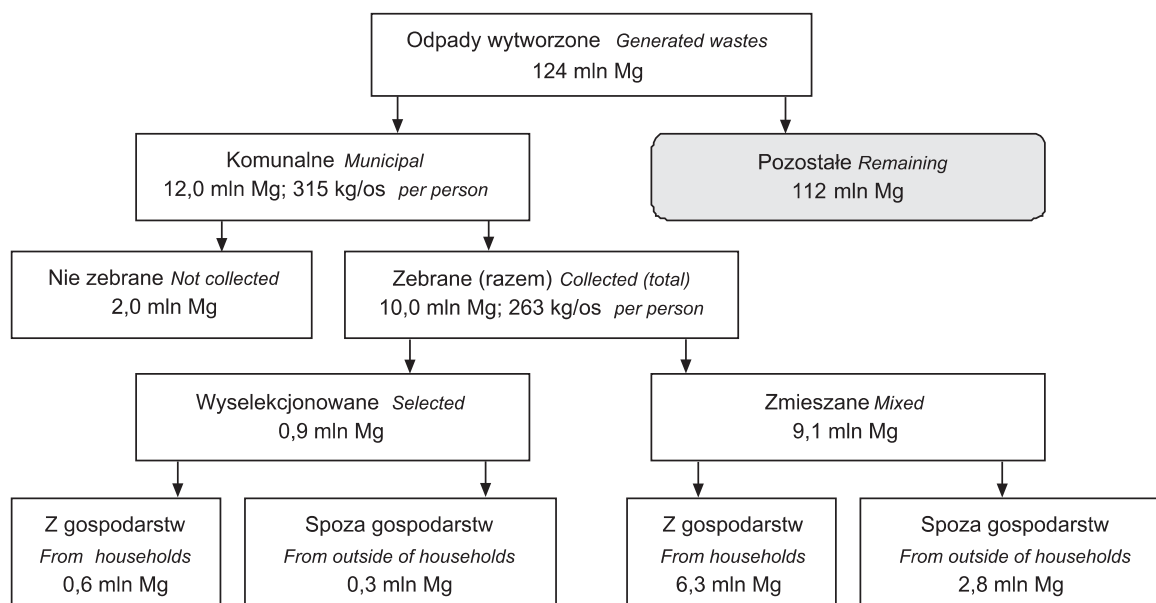


Fig. 1. Masa odpadów ze szczególnym uwzględnieniem odpadów komunalnych, wg nazewnictwa GUS (Kaca, Kaca, 2010)

Mass of the wastes with particular attention to municipal wastes, according to GUS terminology (Kaca, Kaca, 2010)

o utrzymaniu czystości i porządku w gminach i nowa ustawa o odpadach (z 14 grudnia 2012 r.), zmieniły dotychczasowy model gospodarki odpadami komunalnymi oraz wyznaczyły jednolite zasady odbierania, zagospodarowywania odpadów oraz finansowania systemu gospodarowania nimi na terenie kraju. Wprowadzone zmiany mają na celu:

- uszczelnienie systemu gospodarowania odpadami;
- prowadzenie segregacji odpadów „u źródła”;
- zmniejszenie masy odpadów kierowanych na składowiska;
- zwiększenie liczby instalacji do odzysku, recyklingu i unieszkodliwiania odpadów;
- likwidację nielegalnych składowisk odpadów i zamykanie składowisk niespełniających wymagań bezpieczeństwa dla środowiska;
- monitorowanie oraz zmniejszenie zagrożenia dla środowiska występującego w poszczególnych etapach obrotu i przetwarzania odpadów.

Z wymienionych zagadnień wiele uwagi poświęca się składowaniu i monitorowaniu wpływu składowisk na środowisko. Dotychczas prowadzona gospodarka odpadami była mało efektywna, a więc realizacja wyznaczonych celów może się przyczynić do jej poprawy. W Polsce nie istnieje jeszcze jednolity i sprawny system segregacji, odzysku, ponownego wykorzystania i recyklingu odpadów. Podstawowym sposobem ich unieszkodliwiania nadal jest składowanie – w 2011 r. przez zdeponowanie na składowiskach unieszkodliwiono aż 85% odpadów komunalnych (fig. 2). Dlatego nadal najtrudniejszym zadaniem będzie zminimalizowanie ilości odpadów kierowanych na składowiska.

W nowym systemie gospodarowania odpadami na gminy zostały nałożone obowiązki zorganizowania selektywnej zbiórki odpadów, osiągnięcia odpowiednich poziomów od-

zysku i recyklingu, jak również zorganizowania odbioru odpadów od ich wytwórców przez odpowiednio wybranych i zakontraktowanych usługodawców. Gmina również określa koszty prowadzenia i funkcjonowania systemu gospodarowania odpadami na podległym terenie.

Odpady komunalne na terenie nieruchomości powinny być zbierane zgodnie z wymaganiami stawianymi przez Radę Gminy. Gmina jest zobowiązana do wybudowania, utrzymania oraz eksploatacji instalacji i urządzeń do odzysku i unieszkodliwiania odpadów komunalnych, w tym także do zorganizowania selektywnej zbiórki oraz segregacji i magazynowania odpadów komunalnych. Rada Gminy ustala wymagania dotyczące utrzymania czystości i porządku na terenie nieruchomości, w tym także rodzaj urządzeń przeznaczonych do zbierania odpadów, częstotliwość i sposób pozbywania się odpadów, stawki opłat za odzysk i unieszkodliwianie oraz zasady płatności za świadczone usługi. Przedsiębiorcy świadczący usługi mają obowiązek prowadzenia ewidencji odbieranych odpadów oraz składania sprawozdań z działalności odpowiednim organom (gminy).

Wdrożenie nowego systemu gospodarki odpadami powinno przyczynić się do zwiększenia jego efektywności. Prowadzenie pełnej ilościowej i jakościowej ewidencji przetwarzanych odpadów umożliwi odpowiednie skalkulowanie kosztów ich odbioru i unieszkodliwiania, które będą ponosić wytwórcy odpadów.

Plany gospodarki odpadami są podstawowym instrumentem stosowanym w systemach gospodarki odpadami. Plany te stanowią źródło informacji w zakresie funkcjonowania i stanu gospodarki odpadami, prognozowania zmian, działań zmierzających do poprawy sytuacji w tym zakresie, systemu finansowania oraz monitoringu i oceny ich realizacji (KPGO, 2010, 2014).

Ustawa o odpadach wprowadza obowiązek sporządzania planów gospodarowania odpadami na wszystkich szczeblach administracji państwowej. Od 1 stycznia 2011 r. obowiązuje KPGO 2014. Celem wyznaczonym w tym dokumencie jest zorganizowanie i funkcjonowanie systemu gospodarki odpadami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, a deponowanie odpadów na składowiskach jest najmniej pożądanym sposobem postępowania z nimi. W dokumencie określono też cele szczegółowe, między innymi objęcie wszystkich mieszkańców selektywną zbiórką odpadów komunalnych, zmniejszenie masy odpadów biodegradowalnych kierowanych na składowiska oraz zmniejszenie ilości odpadów składowanych w ogóle do końca 2014 r. Ponadto jest planowane zmniejszenie do 200 liczby obiektów eksploatowanych – składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, na których składowane są odpady komunalne. Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminie nakłada na gminy obowiązek zorganizowania punktów selektywnej zbiórki odpadów oraz prowadzenia procesu odbioru odpadów i określenia kosztów funkcjonowania systemu na podległym terenie.

Do osiągnięcia poziomu odzysku i recyklingu konieczne jest prowadzenie segregowania i odbierania poszczególnych frakcji odpadów komunalnych. Dotyczy to papieru, tektury, odpadów biodegradowalnych, szkła, metali, tworzyw sztucznych, zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (ZSEiE), akumulatorów i baterii. Pozostałe odpady niesegregowane są traktowane jako odpady komunalne zmieszane. Żeby zmaksymalizować ponowne wykorzystanie, odzysk i recykling, konieczne jest wprowadzenie systemu gospodarowania na tych etapach i wybudowanie linii technologicznych do przetwarzania odpadów – mechaniczno-biologicznego, kompostowania oraz termicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych. Wynikiem takich działań będzie zmniejszenie ogólnej masy składowanych odpadów, a także zmniejszenie masy potencjalnych surowców traconych bezpowrotnie na składowiskach. Kolejnym pozytywnym efektem będzie profesjonalna eksploatacja znacznie mniejszej liczby (zakładane 200 obiektów) składowisk odpadów, a co za tym idzie, ograniczenie ich negatywnego wpływu na środowisko.

W Polsce jeszcze nie ma wystarczającej liczby instalacji do odzysku i unieszkodliwiania odpadów. Dotychczas najbardziej powszechną metodą ich unieszkodliwiania było składowanie. Najwięcej składowisk odpadów było w województwie lubelskim (91), a najmniej w woj. świętokrzyskim (17). Istniało ponadto zaledwie 260 instalacji do zagospodarowywania odpadów, w tym jedna spalarnia i 4 zakłady fermentacji odpadów (po dwa w województwach mazowieckim i dolnośląskim). Funkcjonuje też dość dużo sortowni, których liczba sukcesywnie wzrasta.

Zgodnie z założeniami Krajowego Planu Gospodarki Odpadami (2010, 2014) w planach wojewódzkich zostały utworzone regiony gospodarowania odpadami komunalnymi

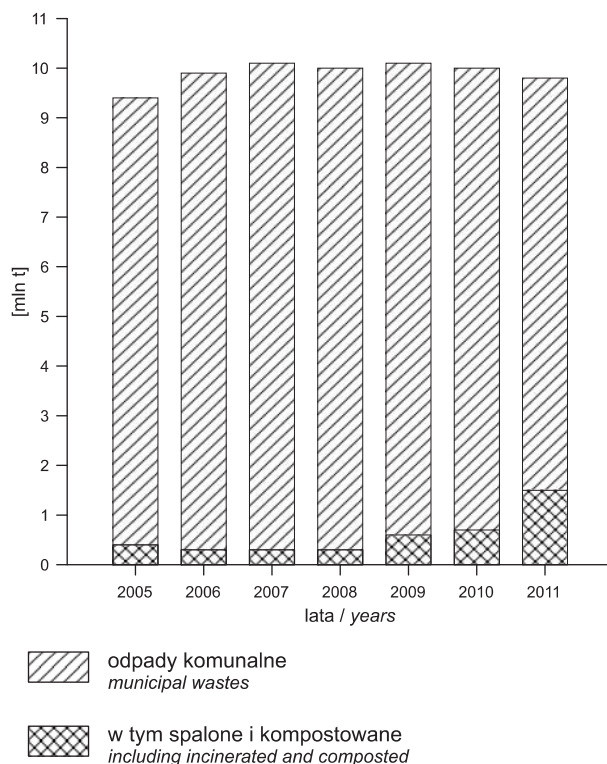


Fig. 2. Unieszkodliwianie odpadów komunalnych w podziale na lata (GUS, 2012)

Neutralization of municipal wastes in Poland year by year (GUS, 2012)

mi (123), które mają być obsługiwane przez zakłady zagospodarowania odpadami komunalnymi w ramach regionalnych instalacji przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK). Zakłady w obrębie tych instalacji powinny być tak wyposażone, żeby zapewnić usługi w zakresie:

- mechaniczno-biologicznego lub termicznego przekształcania zmieszanych odpadów;
- składowania przetworzonych zmieszanych odpadów komunalnych;
- kompostowania odpadów biodegradowalnych;
- sortowania odpadów zbieranych selektywnie;
- przekształcania odpadów wielkogabarytowych;
- przetwarzania ZSEiE.

Zakłady te powinny spełniać kryteria najlepszej dostępnej techniki – BAT⁵.

Składowiska odpadów komunalnych, które przyjmują obecnie ok. 97,8% masy odpadów w stanie surowym, sukcesywnie są przekształcane w obiekty do składowania pozostałości po ich wcześniejszym przetworzeniu. Unieszkodliwianie odpadów za pomocą składowania ma stać się końcowym elementem kompleksowych systemów gospodarki odpadami. Analiza powstających obecnie wojewódzkich planów gospodarki odpadami wskazuje na tendencję do tworze-

⁵ Prawo Ochrony Środowiska – Ustawa z dn. 27 kwietnia 2001 r.

nia regionalnych zakładów przetwarzania odpadów, przy których mają powstać duże składowiska, które będą przyjmowały tylko **odpady balastowe***.

Obecnie struktura gospodarki odpadami komunalnymi jest w trakcie organizacji. Gminy są zobowiązane do wdrożenia nowych rozwiązań. Kluczowymi elementami obecnej struktury organizacji postępowania z odpadami są:

- podstawowa segregacja odpadów w miejscu ich powstawania, tj. w gospodarstwach domowych – segregacja „u źródła”;
- odbiór odpadów wg kategorii wysortowanych frakcji, a także odpadów zmieszanych, przez wyspecjalizowane przedsiębiorstwa, których usługi są zakontraktowane przez gminę;
- odpady wg kategorii są przekazywane do **odzysku*** i **unieszkodliwiania***: dalszej segregacji, **recyklingu***, do instalacji do **unieszkodliwiania odpadów***, a w szczególności do składowania.

Składowanie odpadów jest ostatecznym i końcowym etapem „życia i funkcjonowania odpadów” w obiegu gospodarczym i przyrodniczym. Ilość składowanych odpadów zawsze zależy od zaawansowania technologicznego innych technik ich nieszkodliwiania, takich jak: spalanie dla ciepłownictwa i jako paliwo alternatywne (np. w Cementowni Chełm, Elektrociepłowni „Siekierki” w Warszawie), kompostowanie, a także przetwarzanie substancji organicznych, tworzyw sztucznych, makulatury, szkła i metali. W Polsce te techniki są nadal na niskim poziomie organizacji, wynikającym z niewielkiego zapotrzebowania, u którego podstaw leży efektywność segregacji podstawowej – „u źródła”.

Ilość i różnorodność odpadów komunalnych zależała i często nadal zależy od zastosowań i rozwiązań technologicznych w produkcji oraz dystrybucji towarów i usług, a także poziomu życia społeczeństwa. Jednak zawsze trzeba mieć na uwadze zasadę, żeby jak najbardziej ograniczać powstawanie odpadów, w jak największym stopniu je wykorzystywać i żeby jak najmniejsza ich ilość była składowana.

Składowanie odpadów wiąże się z tym, że na składowiska w dużych ilościach trafiają bezpowrotnie różnorodne materiały (szczególnie dotyczy to odpadów komunalnych), będące potencjalnymi surowcami. W wyniku selektywnej zbiórki jest szansa ich odzyskania – można je przygotować do ponownego użycia lub przetworzyć. Pozostałe materiały, które z powodów technologicznych nie nadają się do przetworzenia, mogą być wykorzystane jako paliwo do produkcji energii cieplnej (spalanie).

Składowiska odpadów komunalnych zajmują także znaczną powierzchnię terenu, łącznie ponad 3366 ha (GUS, 2008), nie wliczając w to powierzchni zajmowanej przez inne odpady (przemysłowe, rolnicze, przeróbki surowców mineralnych czy innych) złożone na składowiskach. W celu zahamowania zajmowania powierzchni terenu pod składowiska dopuszczalne jest składowanie odpadów w wyrobi-

skach podziemnych⁶, z zachowaniem ograniczeń wynikających z formy i właściwości górotworu.

Ponadto składowiska w każdym przypadku (zarówno stare, istniejące od wielu lat, jak i nowe, wybudowane z zachowaniem obowiązujących zasad) mogą stanowić realne zagrożenie dla wielu elementów środowiska przyrodniczego. Dlatego też składowiska odpadów powinny być obiektami odpowiednio zlokalizowanymi, skonstruowanymi i funkcjonującymi z zapewnieniem maksymalnego bezpieczeństwa. Składowiska odpadów powstawały i powstają najczęściej tam, gdzie następuje rozwój industrialny i urbanistyczny. Są one nieodłącznym elementem infrastruktury obszarów zagospodarowanych lub znacząco zmienionych przez człowieka.

Na obszarze Polski istnieją obecnie 684 czynne i eksploatowane składowiska odpadów komunalnych (GIOŚ, 2010), z czego 49 bez uszczelnienia. „Raport ...” (GIOŚ, 2010) nie zawiera informacji dotyczących rodzaju uszczelnienia i jego skuteczności w obiektach, które są w nie wyposażone. W instalacje do odgazowywania jest wyposażonych 281 składowisk. W większości z nich **odgazowanie** składowiska jest **biernie***. W instalację do zbierania odcieków wyposażono 345 składowisk odpadów komunalnych. Według „Raportu...” (GIOŚ, 2010) do końca 2012 r. przewiduje się zamknięcie – wyłączenie z eksploatacji – 235, a w dalszych latach następnym 417 obiektów.

Zagrożenie dla środowiska, a co za tym idzie dla życia i rozwoju organizmów, wynikające z gromadzenia znacznej ilości odpadów w jednym miejscu dotyczy przede wszystkim wód podziemnych, a także powierzchniowych. Wody, które mają kontakt z odpadami, a wydostaną się poza obiekt – **wody odciekowe*** ze składowisk odpadów – mogą na długie lata wyłączyć z użytkowania tereny, zbiorniki i ujęcia wód powierzchniowych, a przede wszystkim ujęcia wód podziemnych.

Oprócz obiektów użytkowanych, istnieje wiele zamkniętych z powodu wypełnienia odpadami o projektowanej pojemności lub wielokrotnie zamykanych i na nowo udestępowanych – przykładem mogą być składowiska odpadów komunalnych dla miasta stołecznego Warszawy w Łubnej i Radiowie (fig. 3, 4). W ostatnich latach zamknięto wiele składowisk odpadów komunalnych. Plan do końca 2014 r. (GIOŚ, 2010) przewiduje zredukowanie liczby składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, na których są składowane odpady komunalne, maksymalnie do 200 obiektów eksploatowanych. W związku z tym sukcesywnie są zamykane pozostałe instalacje. Żeby osiągnąć zakładany cel (200 składowisk czynnych), do 2014 r. należy zaprzestać eksploatacji i odpowiednio zabezpieczyć ok. 500 składowisk odpadów komunalnych.

W procesie zamknięcia składowiska lub jego części wykonuje się prace rekultywacyjne, które zabezpieczą otoczenie przed szkodliwym oddziaływaniem zgromadzonych

⁶ Ustawa z dn. 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze (DzU 2011 Nr 163, poz. 981); Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 16 czerwca 2005 r. w sprawie podziemnych składowisk odpadów (DzU Nr 110, poz. 935 z dn. 22 czerwca 2005 r.)



Fig. 3. Składowisko odpadów komunalnych w Łubnej gm. Góra Kalwaria

Landfill in Łubna, community Góra Kalwaria



Fig. 4. Składowisko odpadów komunalnych (obecnie odpadów balastowych) w Radiowie k. Warszawy

Landfill in Radiowo near Warsaw (presently, deposit of balast wastes)

odpadów na wody powierzchniowe, wody podziemne, powietrze oraz umożliwią obserwację zmian stanu środowiska. Po zakończeniu eksploatacji składowiska odpadów lub jego części, zabezpiecza się je przed infiltracją wód opadowych poprzez szczelne przykrycie. W przypadku składowiska odpadów obojętnych oraz innych niż niebezpieczne i obojętne lub jego części, skarpy oraz powierzchnię korony obiektu porządkuje się i zabezpiecza przed erozją wodną i wietrzną przez wykonanie odpowiedniej okrywy rekultywacyjnej, której konstrukcja jest uzależniona od właściwości odpadów. Minimalna miąższość okrywy rekultywacyjnej dla tych składowisk powinna umożliwić powstanie i utrzymanie trwałej pokrywy roślinnej (Zadroga, Olańczuk-Neyman, 2001).

Na koronie składowisk odpadów niebezpiecznych i innych niż niebezpieczne i obojętne przez 50 lat od dnia zamknięcia składowiska nie mogą być wykonywane wykopy, instalacje naziemne i podziemne ani stawiane budynki z wyłączeniem instalacji związanych z funkcjonowaniem składowiska. Okres ten może być skrócony, jeżeli z ekspertyzy geotechnicznej i sanitarnej będzie wynikało, że prowadzenie tych prac nie spowoduje zagrożenia dla życia i zdrowia ludzi lub środowiska⁷.

Wobec tak szeroko zakrojonych planów odnośnie zmniejszenia liczby eksploatowanych obiektów oraz utrzymującej się tendencji wzrostowej ilości i różnorodności powstających odpadów, pojawia się pytanie, w jaki sposób należy zagospodarowywać odpady komunalne? Jedynym możliwym rozwiązaniem jest znalezienie sposobów ich ponownego wykorzystania oraz rozwój technologii ich przetwarzania.

Składowanie powinno być stosowane tylko w ostateczności. Główną myślą przyświecającą społeczeństwu powinno być jednak dążenie do produkcji bezodpadowej i gospodarowania odpadami w sposób selektywny.

Oprócz dużych składowisk istnieją także niewielkie, gminne składowiska odpadów komunalnych o powierzchni rzadko przekraczającej 2 ha, których działalność jest na tyle mała, że nie mieszczą się lub nie mieściły się w dotychczasowej ewidencji – np. składowisko w miejscowości Bosewo Nowe (fig. 5). Takie obiekty zwykle są lokalizowane przypadkowo, niezgodnie z obowiązującymi zasadami, są też pozbawione wymaganych instalacji i zabezpieczeń. Poza tym tak małe obiekty nie są w stanie funkcjonować w warunkach rynkowych. Dlatego bardzo często zaprzestają działalności (przyjmowania odpadów), choć też zdarza się, że jak w przytoczonym przykładzie, nadal jest prowadzone składowanie w sposób nielegalny. Brak przy tym profesjonalnego, zgodnego z przepisami zamknięcia lub likwidacji takich obiektów (fig. 6). Te składowiska odpadów nadal funkcjonują w środowisku przyrodniczym i z czasem zaczynają na nie negatywnie oddziaływać, co często jest uciążliwe.

Przykładem godnym naśladowania są działania prowadzone w powiecie chełmskim⁸, gdzie zrehabilitowano 12 małych składowisk. Obecnie odpady trafiają tam do nowoczesnej sortowni i są przetwarzane.

Należy również zwrócić uwagę na zaśmiecenia spotykane dość często przy mało uczęszczanych, podrzędnych drogach, na nieużytkach i w lasach. Są to nagromadzenia odpadów komunalnych typu gabarytowego i budowlanego, najczęściej o kubaturze kilku–kilkunastu metrów sześciennych

⁷ Rozporządzenie z dn. 24.03 2003 w sprawie szczegółowych wymagań lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia składowisk odpadów

⁸ <http://chelm.naszemiasto.pl/artykul/1142451,chełmskie-w-powiecie-nie-ma-juz-wysypisk,id,t.html> (20.01.2013 r.)



Fig. 5. Składowisko odpadów komunalnych w Bosewie Nowym gm. Długosiadło (2010), widok od strony południowej

Landfill in Bosewo Nowe, community Długosiadło,
view from south



Fig. 6. Składowisko odpadów komunalnych w Bosewie Nowym gm. Długosiadło (2010), widok od strony północnej

Landfill in Bosewo Nowe, community Długosiadło,
view from north

(fig. 7, 8). Należy zdać sobie sprawę z zagrożeń wynikających dla środowiska przyrodniczego ze strony takich „dzikich składowisk”. Wpływają one negatywnie także na estetykę terenu i niechlubnie świadczą o gospodarce odpadami prowadzonej przez władze administracji terenowej⁹. Według danych GUS (2008) w Polsce było 3481 nielegalnych („dzikich”) składowisk.

Większość składowisk odpadów w Polsce zakładanych przed kilkudziesięciu laty, i bardzo często działających do dziś, wywodzi się z takich „dzikich” składowisk. Z upływem czasu i wraz ze wzrastającą ilością zgromadzonych odpadów stawały się one legalne, a nawet jedyne i niezastąpione. Najlepszym przykładem jest wspomniane już składowisko odpadów komunalnych w Radiowie, a także składowisko w Łubnej.

Składowiska eksploatowane od kilkudziesięciu lat zwykle były lokalizowane w sposób przypadkowy – na terenach nieużytków lub takich, które nie mogły być wykorzystane w inny sposób ze względu na niedostępność, zniszczenie lub przekształcenie powierzchni terenu oraz występujące płytko lub na powierzchni terenu wody podziemne. W tym czasie nie brano pod uwagę i nie rozważano kwestii odpowiedniej przepuszczalności podłoża, odpowiedniego formowania bryły obiektu, użytkowania okolicznych terenów, a nawet bliskiego sąsiedztwa obszarów chronionych, nie mówiąc już o tym, że nie zdawano sobie sprawy z tego, jakie zagrożenie wysypisko będzie stanowiło w przyszłości dla poszczególnych komponentów środowiska przyrodniczego i funkcjonowania **obiekту uciążliwego*** w terenie.

Jednym z najpoważniejszych problemów gospodarki odpadami jest odbiór selektywny odpadów biodegradowal-

nych, które stanowią znaczną część odpadów komunalnych (Szymańska, Zębek, 2010). Odpady te powinny być poddane procesowi recyklingu organicznego, a nie składowaniu, jak to najczęściej się czyni. Na mocy ustawy obowiązek redukcji ilości składowanych odpadów biodegradowalnych jest w gestii gmin, które mają też podstawę do uzyskiwania środków na budowę instalacji do recyklingu i odzysku odpadów. Daje to możliwość i szansę na sprostanie wymogom dyrektywy unijnej¹⁰. Na tle innych krajów Europy w Polsce nadal nie potrafimy czerpać korzyści z utylizacji i wykorzystania odpadów. W związku z tym niezbędne jest niezwłoczne, ale jednocześnie przemyślane, rozwiązanie tych problemów za pomocą skutecznych instrumentów prawnych i ekonomicznych.

W bardzo wielu przypadkach tego typu instalacje, funkcjonujące przez wiele dziesięcioleci, powinny zostać zamknięte lub zlikwidowane zgodnie z poziomem aktualnej wiedzy przyrodniczej i technicznej. W zamian powinny powstać nowe systemy i instalacje, które zapewnią bezpieczne funkcjonowanie, tak żeby nowy system mógł sprostać stawianym przed nim zadaniom. Trzeba konstruktywnie odpowiedzieć na pytania: dlaczego tak dużo i tak różnorodne odpady powstają? Czy można je w jakiś sposób wykorzystać? Co można zrobić, żeby nie zagrażały środowisku, a tym samym ludziom? Co można zrobić z odpadami, których przy dzisiejszym rozwoju technologicznym nie potrafimy wykorzystać? Jak z nimi postępować, żeby zachować bezpieczeństwo dla instalacji – obiektów, środowiska przyrodniczego, krajobrazu i ludzi na długie lata?

⁹ Ustawa z dnia 1 lipca 2011 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw (DzU 2011 Nr 152, poz. 897)

¹⁰ Dyrektywa Ramowa 2008/98 /UE o odpadach



Fig. 7. Dzikie składowisko w podwarszawskim lesie (2009 r.)

Illegal dump near Warsaw (2009)



Fig. 8. Dzikie składowisko w podwarszawskim lesie (2009 r.)

Illegal dump near Warsaw (2009)

Deponowanie odpadów na składowiskach jest najmniej pożądanym sposobem ich unieszkodliwiania, ale nadal dominującym, a w przypadku Polski – także najtańszym.

2.2. PERSPEKTYWY I TRENDY ROZWOJU GOSPODARKI ODPADAMI

Zarówno przez dziesięciolecia, jak i obecnie wyznacznikiem perspektyw rozwoju gospodarki odpadami jest rozwój aglomeracji miejsko-przemysłowych. Wraz ze wzrostem liczby mieszkańców, gęstości zaludnienia obszarów wchodzących w skład światowych **aglomeracji*** miejskich i metropolitalnych, wzrasta ilość wytwarzanych odpadów komunalnych. Ślady składowisk odpadów zauważa się dzisiaj często w obrębie centralnych dzielnic. Pozostają widoczne

w morfologii miast w postaci form antropogenicznych. Bardzo często ich przeszłości nie są świadomi okoliczni mieszkańcy.

W rozszerzających się granicach aglomeracji miejskich można wskazać miejsca, w których gromadzono odpady komunalne. Najstarszym, znanym obiektem tego typu jest Gnojna Góra na skarpie warszawskiej w obrębie Starego Miasta. Inne tego typu formy zaznaczające się w morfologii Warszawy to Górka Szczęśliwicka (fig. 9), Kopiec Czerniakowski i Park Moczydło (fig. 10), ukształtowane w wyniku gromadzenia powojennych gruzów miasta. Niejednokrotnie gruzom towarzyszyły także odpady powstające w gospodarstwach domowych. Najlepszym przykładem obiektu tego typu, położonym prawie w centrum miasta, jest rejon obecnego Stadionu Narodowego. W miejscu, w którym obecnie znajduje się stadion, tuż po II wojnie światowej powstało



Fig. 9. Górka Szczęśliwicka w Warszawie (2012 r.)

Szczęśliwicka Hill in Warsaw (2012)

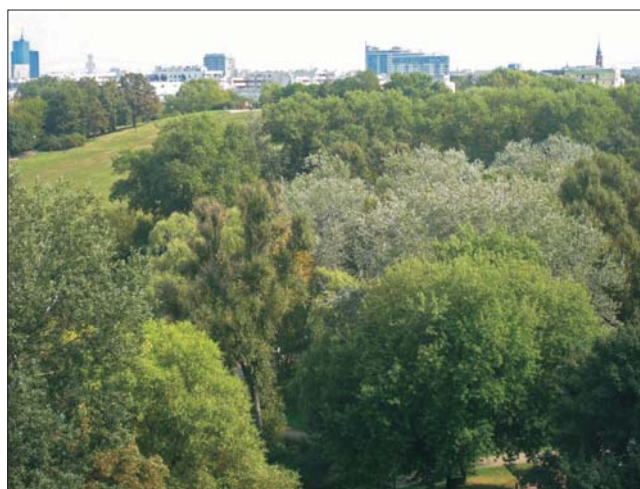


Fig. 10. Park Moczydło w Warszawie (2012 r.)

Moczydło Park in Warsaw (2012)

składowisko odpadów pochodzących ze zrujnowanej Warszawy. Przez kolejne lata gromadzone tam były odpady komunalne. Ekspozowany w krajobrazie obiekt, szpecący panoramę warszawskiej Pragi, był położony w dolinie Wisły, co stwarzało zagrożenie dla jakości wody w rzece. Na gruzach i odpadach komunalnych Warszawy powstał Stadion Dziesięciolecia, z czasem przekształcony w „Jarmark Europa”. Obecnie w tym samym miejscu, bez usuwania nagromadzonych gruntów antropogenicznych, wzniesiono kompleks sportowo-rekreacyjny, który w przeciwieństwie do swoich poprzedników podnosi walory prawobrzeżnej części Warszawy. Powyższe przykłady przedstawiają tylko jeden ze sposobów „unieszkodliwiania” odpadów, poprzez ich trwałe wkomponowanie w krajobraz miasta (fig. 11).

Obiekty działające obecnie na potrzeby miasta to składowisko odpadów komunalnych dla miasta Warszawy w Łubnej k. Góry Kalwarii oraz składowisko w Radiowie, które przez długie lata pełniło tę funkcję. Od czasu powstania i eksploatacji instalacji do kompostowania odpadów jest składowiskiem odpadów balastowych z przetwarzania frakcji organicznej w pobliskim zakładzie-kompostowni.

Aglomeracja miejska jest ogromnym skupiskiem ludności. Każdego dnia z mieszkań i innych obiektów użyteczności publicznej są usuwane ogromne ilości odpadów. Jak przedstawiono w zestawieniu (fig. 12), z każdym rokiem znacząco wzrasta ich ilość wytwarzana przez statystycznego mieszkańca.

W analizie charakteru zabudowy dużych miast europejskich zauważa się rozległe centra z wydzieloną częścią hi-

storyczno-turystyczno-kulturalną i otaczające je dzielnice o bardzo ściśle zabudowie. Są to najczęściej wysokie budynki z rozbudowaną podziemną infrastrukturą, o charakterze biznesowo-administracyjnym. Dalej pierścieniem okalają je dzielnice mieszkalne o wysokiej, wielokondygnacyjnej zabudowie. Na krańcach tych dzielnic pojawia się zabudowa mieszkaniowa indywidualna, jednorodzinna. Nie są to obiekty nowo wybudowane. Najczęściej są to miasteczka i miejscowości niegdyś satelickie, które zostały włączone w granice miasta z zachowaniem pierwotnych nazw.

Szukając analogii do warunków polskich i Warszawy, można podać przykład Wiednia – miasta o podobnej wielkości. W rozległych terytorialnie i gęsto zaludnionych centralnych dzielnicach działki są bardzo drogie, a gęsta zabudowa o przeznaczeniu ogólnym i reprezentacyjnym tworzy specyficzny krajobraz i klimat. W tych dzielnicach jest stosunkowo dużo producentów odpadów, a jednocześnie brak możliwości prowadzenia efektywnej gospodarki odpadami. Zlokalizowanie tu obiektów związanych z instalacjami do unieszkodliwiania odpadów, w tym także składowisk, byłoby niezwykle uciążliwe dla mieszkańców. Niemożliwe i niewskazane jest tu nawet organizowanie punktów wtórnej segregacji odpadów. Dlatego ogromną rolę odgrywa segregacja odpadów „u źródła”. Proces ten jest sposobem odzyskiwania wielu surowców i materiałów, i zgodnie z założeniami gospodarki odpadami, każdy z producentów ma wpływ na racjonalną gospodarkę surowcami mineralnymi.

Rygorystyczna segregacja w gospodarowaniu odpadami występuje nie tylko w Wiedniu, ale i w małych miejscowościach w środkowej Austrii w dolinie Dunaju. Obecnie w Austrii odpowiedzialność za funkcjonowanie systemu ponoszą samorządy lokalne. Stosowany jest zmienny system naliczania opłat za odbiór odpadów, zależny od pojemności opróżnianych pojemników (Piontek i in., 2008). Kompleksowe zagospodarowanie odpadów komunalnych polega tu na zastosowaniu kilku odpowiednio zintegrowanych metod, tworzących jeden spójny system. Charakteryzuje się on (Pająk, 2008):

- prowadzoną bezpośrednio u źródła rozbudowaną selektywną zbiórką odpadów, połączoną z działaniami podnoszącymi świadomość ekologiczną mieszkańców;
- kompostowaniem wyselekcjonowanej u źródła frakcji organicznej;
- gromadzeniem odpadów problemowych (np. opon, sprzętu elektrycznego, itp.) w 56 punktach na terenie Wiednia;
- centrum recyklingu odzyskanych frakcji odpadów;
- giełdą odzyskanych odpadów, które mają jeszcze walory użytkowe;
- oczyszczalnią ścieków wraz z instalacjami do termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych;
- spalarnią odpadów niebezpiecznych;
- spalarniami, w których następuje odzysk energii z odpadów, które straciły walory użytkowe, a mają wartość energetyczną;



Fig. 11. Analizowane składowiska odpadów w Warszawie i okolicach

Landfills in Warsaw and surroundings discussed

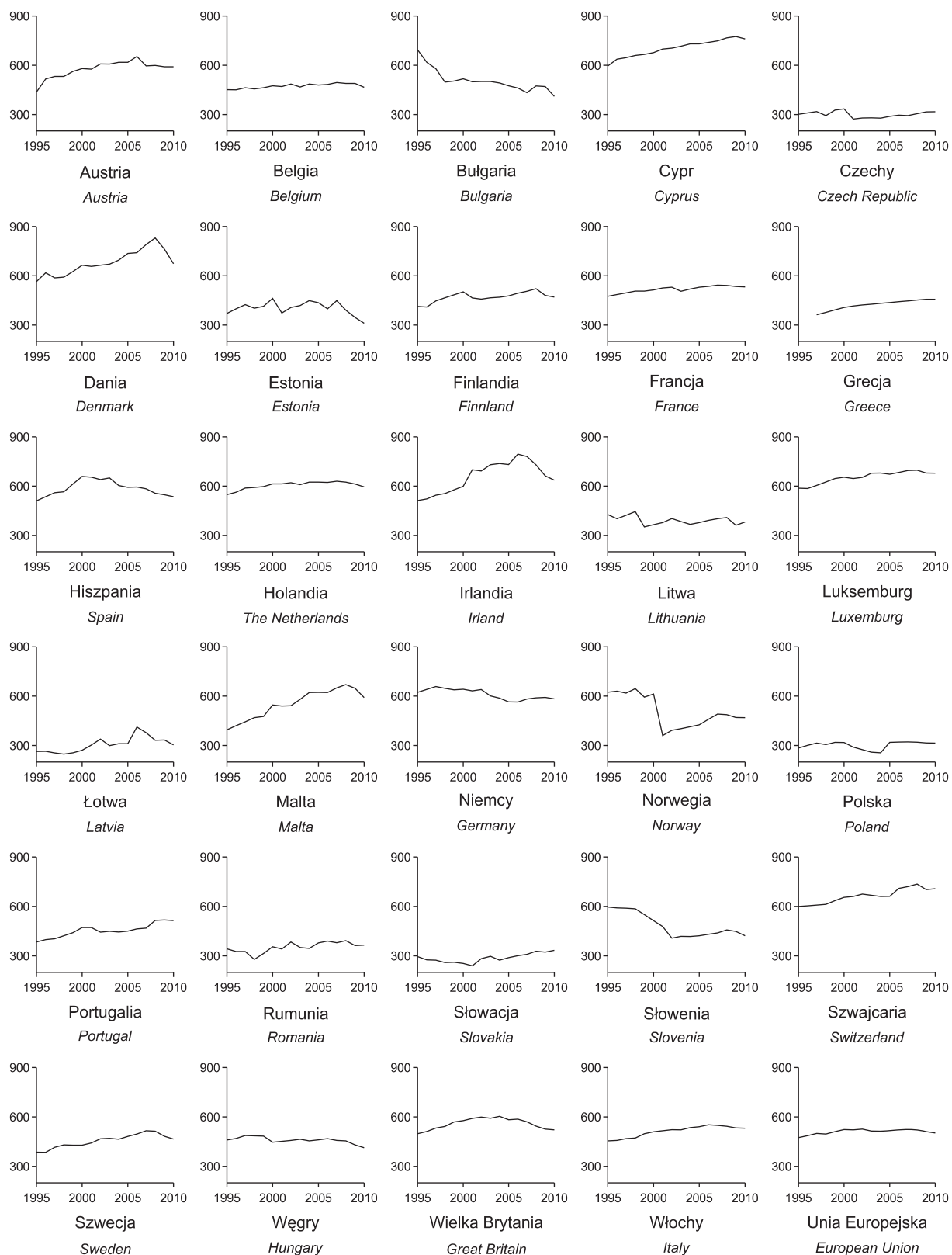


Fig. 12. Wytwarzanie odpadów komunalnych w kolejnych latach w krajach UE oraz w Norwegii i Szwajcarii [kg/os] (dane: Eurostat, 2012)

Time trends of production of municipal wastes in years in EU-countries (with Norway and Switzerland) based on Eurostat data [kg per capita]

- zabezpieczonym i monitorowanym składowiskiem do deponowania przetworzonych odpadów z energetycznym zagospodarowaniem biogazu.

Termiczne przekształcanie odpadów komunalnych przeprowadza się w spalarniach MVA Spittelau i MVA Flötzersteig zamykających system kompleksowego zagospodarowania odpadów w Wiedniu. Do spalania są kierowane pozostałości po selektywnej zbiórce. Stanowią one ok. 60% masy całego strumienia odpadów komunalnych i są gromadzone w szarych pojemnikach.

Spalarnia Spittelau została zaprojektowana w niepowtarzalnym i oryginalnym stylu przez znanego architekta Hundertwassera. Także zastosowane rozwiązania techniczne na najwyższym poziomie spowodowały, że obiekt zagrażający środowisku, znajdujący się w ścisłym centrum miasta, został zaakceptowany przez Wiedeńczyków i wzbudza zaciekawienie i podziw przybyszów. Rocznie termicznie przekształca się tu ok. 250 tys. ton odpadów. Spalane odpady stanowią źródło energii cieplnej, przesyłanej do mieszkań i budynków użyteczności publicznej.

Drugim wymownym przykładem dla polskiej gospodarki odpadami jest położone blisko naszej granicy Drezno. Jest to miasto, które nie ma składowiska odpadów, a za to bardzo wysoko zorganizowany system recyklingu o skuteczności wynoszącej 92% (Wollny, 2009). Pozostałe odpady są przetwarzane w paliwo alternatywne w instalacji mechaniczno-biologicznej stabilizacji (MBS), a następnie sortowane są metale i frakcje obojętne. Instalacja działa od 2001 r., a po rozbudowie w 2005 r. uzyskała roczną wydajność sięgającą 105 tys. ton odpadów. Frakcja obojętne jest wykorzystywana do rekultywacji składowisk odpadów, a lżejsza – energetyczna – jest **pelletowana*** i służy jako **stabilat***. Jest on pełnowartościowym paliwem łatwym do transportu i dozwolania, którego główną zaletą jest wysoka homogeniczność, zapewniająca stałą wartość opałową.

Oczywiście na każdym etapie gospodarowania odpadami konieczny jest ich odbiór i transport. Wykorzystywany do tego jest specjalistyczny transport kołowy (samochodowy), który powinien być odpowiednio przystosowany i wyposażony dla każdego z rozfrakcjonowanych rodzajów odpadów, tak aby nie zanieczyszczać trasy przejazdu, jak najbardziej ograniczyć liczbę kursów i jak najdłuższą marszrutą przemieszczania się po ulicach miasta móc obsłużyć jak największą liczbę punktów zbiórki posortowanych odpadów. Pojazdy te w centrach dużych miast są widoczne codziennie, a często w rejonach, gdzie są wąskie ulice i intensywny ruch samochodowy, tarasują przejazd. Ich praca i przejazd powoduje dodatkową uciążliwość dla mieszkańców. Władze holenderskiego miasta Almere zrezygnowały z transportu kołowego. W zamian centrum miasta zostało wyposażone w system rurociągów, na wzór instalacji wodno-kanalizacyjnej.

Instalacje RIPOK mogą składać się z różnych obiektów o odrębnej technologii przetwarzania odpadów: np. spalarnie, przetwórnice tworzyw sztucznych, szkła, papieru i tektury, metalu, kompostownie itp. Obiekty te, jak pokazują przykłady Wiednia i Drezna, są bardzo często zlokalizowane w obrębie, a nawet w centrum miasta – i nie są zbyt uciążliwe. Rekompensatą dla mieszkańców jest to, że transport odpadów do tych obiektów odbywa się w planie gwiazdystym, a więc na małe odległości, co pozwala na znaczne ograniczenie taboru i zużycia paliwa. Ponadto spalarnie te dostarczają energii cieplnej do ogrzewania mieszkań.

Największe doświadczenie z wykorzystaniem w energetyce biogazu ma Szwecja. Szacuje się, że w szwedzkim bilansie surowców energetycznych największy udział mają biopaliwa pochodzące głównie z odpadów. Zaspakajają 15% zapotrzebowania na energię cieplną. Odpady komunalne są wykorzystywane w połączeniu z odpadami rolniczymi i uprawianymi roślinami energetycznymi do produkcji biogazu. Produkt ten zaczęto łączyć z gazem ziemnym, tworząc paliwo wykorzystywane przez transport publiczny w wielu szwedzkich miastach. Szwedzcy eksperci wyliczają, że 3 mln ton śmieci mają wartość energetyczną 1 mld m³ gazu ziemnego. Instalacje służące do zagospodarowania odpadów komunalnych należą w głównej mierze do gmin lub ich związków, ale część instalacji należy także do właścicieli prywatnych (Piontek i in., 2008).

Obserwacja kierunków rozwoju miast w Polsce oraz rozwój infrastruktury i usług w podstawowych dziedzinach życia, takich jak transport, energetyka i gospodarka wodna, wykazuje tworzenie się centrów aglomeracji na planie założeń wielkich miast i ich otoczenia zajmowanego przez dzielnice mieszkalne. Te dzielnice rozwijają się na terenie miejscowości okalających. Tak funkcjonującym już od dawna kompleksem urbanistycznym jest Trójmiasto. Uformowane na bazie trzech dużych miast, Gdańska, Gdyni i Sopotu, pod względem funkcjonowania stanowi jeden organizm. Podobny układ funkcjonalno-urbanistyczny można zaobserwować na Górnym Śląsku – na potrzeby tej aglomeracji działają trzy nowoczesne instalacje do kompostowania odpadów (Katowice, Zabrze i Żory). Podobne trendy zarysowują się w innych rejonach kraju, np. Dolny Śląsk z Wrocławiem jako ośrodkiem centralnym, czy Dwumieście: Bydgoszcz–Toruń. Dla tego ostatniego powstają projekty i plany budowy wspólnej spalarni odpadów¹¹. Wraz z nowo tworzącymi się ośrodkami funkcjonalno-urbanistycznymi powinny być wprowadzane nowe systemy i technologie w zakresie gospodarowania odpadami komunalnymi, odpowiednio do zapotrzebowania, zorganizowane zgodnie z obowiązującymi standardami.

W tej ostatniej kwestii jest jeszcze dużo do zrobienia. Wynika to z różnorodnych przyczyn, m.in. w zakresie edukacji, świadomości, poczucia estetyki społeczeństwa, a tak-

¹¹http://wyborcza.biz/biznes/1,100969,12508632,Podpisano_umowe_na_budowe_spalarni_odpadow_dla_Bydgoszczy.html

że ograniczonych możliwości finansowo-organizacyjnych. Jednym z czynników jest powielanie bezładu przestrzennego i kompetencyjnego ośrodków administracji w gospodarowaniu odpadami. Przestrzeń jest walorem środowiska, w którym żyjemy. Instalacje do unieszkodliwiania odpadów komunalnych – obiekty uciążliwe, a jednocześnie służące środowisku – powinny być lokalizowane zgodnie z rodzajem **krajobrazu*** i ładem przestrzennym.

2.3. PROCESY ZACHODZĄCE W SKŁADOWISKACH ODPADÓW KOMUNALNYCH

Podstawowym warunkiem prawidłowej eksploatacji składowiska odpadów komunalnych jest znajomość zachodzących w nim procesów oraz czynników wpływających na ich przebieg. Złożoność i wielość tych procesów nie jest jeszcze do końca poznana, ze względu na heterogeniczny charakter składowanych odpadów i długotrwały proces formowania złoża odpadów. Nie mniej jednak obecny stan wiedzy pozwala na prowadzenie analiz i umożliwia w pewnym stopniu wpływanie na przebieg i charakter tych procesów. Ma to również swoje odzwierciedlenie w przepisach sanitarnych, wymaganiach projektowych i eksploatacyjnych tych obiektów (Błaszyk, Byczyński, 1986; Rejmer, 1997; IPCC, 2006; Klimek, 2006; Klimek i in., 2010; Wytyczne dotyczące wdrażania Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń, Komisja Europejska Dyrekcja Generalna ds. Środowiska, 31 maja 2006 r.).

Składowisko odpadów jest bioreaktorem, w którym pod wpływem czynników atmosferycznych i mikroorganizmów zachodzą przemiany mikrobiologiczne, biochemiczne oraz fizykochemiczne. Decydujące znaczenie w ich przebiegu mają:

- skład odpadów – skład asortymentowy i chemiczny;
- wilgotność odpadów – zawartość wody, warunkowana w dużej mierze ilością infiltrujących opadów;
- zawartość tlenu – dostępność tlenu, warunkowana porowatością i zagęszczeniem odpadów oraz szczelnością izolacji;
- skład i aktywność mikroorganizmów – bakterii, promienic, grzybów, glonów, pierwotniaków;
- odczyn (pH);
- toksyczność odpadów dla mikroorganizmów.

Odpady pochodzenia roślinnego i zwierzęcego charakteryzują się różną podatnością na biodegradację. Głównymi składnikami podlegającymi tego typu rozkładowi są wielocukry (80% frakcji biodegradowalnej), białka i tłuszcze (do 15%). Uważa się, że tworzywa sztuczne i guma nie ulegają degradacji w procesie składowania (Rosik-Dulewska, 2008).

Frakcja mineralna nieorganiczna (żużel, popiół, metale, szkło, ceramika, gruz) nie ulega biodegradacji, ale ma wpływ na jej przebieg. Niektóre metale (Zn, Cr, Cu, Ni), cyjanowodór, cyjanki, detergenty, a także amoniak są inhibitorami metabolizmu mikroorganizmów beztlenowych.

Wilgotność i zawartość wody jest najważniejszym czynnikiem wpływającym na szybkość degradacji odpadów. Ma znaczący wpływ na przebieg procesów fermentacji – jest rozpuszczalnikiem metabolitów i środkiem transportu enzymów i pożywek dla mikroorganizmów (Rosik-Dulewska, 2008). Optymalna zawartość wody niezbędnej do przebiegu procesów fermentacji wynosi 60–70%, a minimalna zawartość, przy której zachodzą – 25%. Zbyt duże uwodnienie odpadów również spowalnia fermentację.

W zależności od temperatury składowiska aktywne są różne bakterie:

- psychrofile (12–18°C);
- mezofile (25–40°C) (dominujące);
- termofile (55–65°C).

Ilość produkowanego biogazu także zależy od temperatury – im jest wyższa, tym proces fermentacji przebiega szybciej.

Odczyn odpadów decyduje o prawidłowym rozwoju mikroorganizmów. Zmiana odczynu do wartości poniżej 6 lub powyżej 8 powoduje zahamowanie ich rozmnażania i ich rozwój przebiega wolniej. Organizmy beztlenowe są bardziej wrażliwe na toksyczne działanie składników chemicznych (Ni, Cu, Cr), niż te uczestniczące w procesach tlenowych.

Początkowy rozkład odpadów przebiega w warunkach tlenowych dzięki powietrzu zamkniętemu w porach złożonych odpadów. W krótkim czasie po rozpoczęciu biodegradacji tlen w składowisku zostaje wyczerpany, ze względu na ograniczony dostęp powietrza. Dlatego w złożu odpadów rozpoczyna się proces beztlenowych przemian. Beztlenowy rozkład organicznych odpadów z udziałem mikroorganizmów jest bardzo skomplikowany, ale można go sprowadzić do dwóch podstawowych etapów. W pierwszym etapie złożone substancje organiczne są biodegradowane do prostych organicznych związków w postaci soli kwasu octowego (CH_3COOH), kwasu propionowego ($\text{C}_2\text{H}_5\text{COOH}$), kwasu piropropionowego (CH_3COCOOH) lub innych prostych kwasów organicznych i alkoholi. Bakterie biorące udział w tym procesie uzyskują w wyniku reakcji chemicznych energię umożliwiającą ich rozwój. Drugi etap beztlenowego rozkładu substancji organicznych to metanogeneza. Bakterie metanogeniczne „konsumują” końcowe produkty pierwszego etapu, wydzielając metan i dwutlenek węgla. Tlen wchodzący w skład dwutlenku węgla pochodzi z organicznych substratów, względnie z nieorganicznych jonów siarczanowych. Neutralne pH sprzyja rozwojowi bakterii metanogenicznych, a środowisko kwaśne jest niekorzystne. Powstanie kwasów w pierwszym etapie wpływa na obniżenie pH i jeśli proces ten nadal postępuje, aktywność bakterii metanogenicznych może ustać. Jeżeli wydzielanie gazów jest pożądane, to wskazana jest obecność w składowisku alkalicznych lub neutralnych bakterii buforujących, utrzymujących pH 7,0. Biodegradacja odpadów w złożu może zachodzić nierównomiernie. Odcieki mogą mieć pH równe 5,5, a równocześnie może być nadal produkowany metan. Dzieje się tak, ponieważ w różnych częściach składo-

wiska mogą zachodzić w tym samym czasie różne procesy biochemiczne. Niskie pH jest właściwe dla rejonów, w których powstają kwasy, a nie powstaje metan, podczas gdy w innych częściach składowiska, mających stabilną populację metanogenicznych bakterii, kwasy organiczne są zużywane i pH utrzymuje się blisko wartości 7,0 (Rosik-Dulewska, 2008; Klimek i in., 2010).

2.3.1. PRODUKCJA BIOGAZU

Powstawanie gazów w składowiskach odpadów można uważać za proces niebezpieczny lub cenny i pożądany. Zwykle po kilku miesiącach od złożenia odpadów następuje ustabilizowanie procesów gazowych w składowisku. Gaz wysypiskowy powstaje w wyniku rozkładu frakcji biodegradowalnej zawartej w odpadach. W pierwszych tygodniach po ułożeniu odpadów składowisko jest aerobowe i produkowany jest przede wszystkim CO_2 , a także O_2 i N_2 . Infiltracja wody i osiadanie odpadów wypierają powietrze ze złoża. W miarę upływu czasu składowisko staje się anaerobowe, wydzielanie O_2 zmniejsza się prawie do zera, a N_2 – do poziomu mniejszego niż 1%. Głównymi produktami gazowymi końcowego etapu anaerobowego są CO_2 i CH_4 . Produkcja metanu wzrasta powoli wraz ze zwiększającą się ilością bakterii metanogennych. Zarówno CH_4 , jak i CO_2 w składowisku są wytwarzane przez mikroorganizmy w warunkach beztlenowych (Moscher i in., 1999; Morcet i in., 2003; Rosik-Dulewska, 2008; Klimek i in., 2010). Jakość i ilość gazu wysypiskowego zmienia się, a jego produkcję można podzielić na pięć faz:

Faza I – tlenowa, trwa krótko (3–12 tygodni) do czasu redukcji (wyczerpania zapasów) tlenu zawartego w odpadach. Materia organiczna jest rozkładana przy udziale mikroorganizmów tlenowych. W tej fazie produkowany jest głównie dwutlenek węgla.

Faza II – kwaśna; rozpoczyna się z chwilą wyczerpania tlenu. W tym czasie bakterie beztlenowe rozkładają głównie węglowodany, tworząc kwasy organiczne, duże ilości dwutlenku węgla i wodoru.

Faza III – beztlenowa, metanogenna – niestabilna. W tej fazie rozpoczyna się produkcja metanu wraz z powolną redukcją (zużywaniem) dwutlenku węgla.

Faza IV – beztlenowa, metanogenna – stabilna. Produkcja metanu, dwutlenku węgla i azotu jest w stałych proporcjach i ilości, a skład gazu jest stabilny.

Faza V – faza schyłkowa. Stopniowo następuje spadek produkcji metanu, aż do jego zaniku, co następuje po bardzo długim czasie. Czas ten jest szacowany nawet na 100 lat.

Zawartość azotu (N_2) w gazie jest dość duża w pierwszej fazie, później spada gwałtownie w drugiej i trzeciej fazie.

Procesy produkcji biogazu obejmują parowanie, rozkład biologiczny i reakcje chemiczne. Główne mechanizmy transportu obejmują dyfuzję, konwekcję i przemieszczanie.

Woda ma ogromne znaczenie w procesie powstawania biogazu w pierwszym etapie biodegradacji. Dzięki jej obecności może zachodzić hydroliza biopolimerów, jest też środkiem transportu składników odżywczych dla mikroorgani-

zmów. Powstający gaz zawiera parę wodną w ilości odpowiadającej prężności pary w temperaturze gazu.

Największe ilości metanu powstają w dużych **podpoziomowych*** składowiskach odpadów bez względu na stopień zagęszczenia oraz na wszystkich innych, szczególnie niedawno zamkniętych, na których stosowano zagęszczanie odpadów.

Do głównych czynników wpływających na produkcję biogazu na składowisku odpadów należy zaliczyć:

- skład odpadów (zawartość i różnorodność substancji organicznych w odpadach, ich podatność na rozkład);
- wilgotność złoża odpadów (początkową i zależną od czynników zewnętrznych);
- temperaturę złoża odpadów (optymalna temperatura do fermentacji metanowej wynosi 35–38°C);
- odczyn pH;
- wiek odpadów (maksymalna produkcja metanu zachodzi zwykle w złożu 2–10-letnim);
- porowatość złoża odpadów (tlen jest czynnikiem inhibitującym wytwarzanie metanu, gdyż hamuje rozwój bakterii wytwarzających metan);
- strukturę odpadów (rozwinęta powierzchnia odpadów warunkuje ich dostępność do działania mikroorganizmów).

Zawartość CH_4 (45–65%) i CO_2 (25–35%) w strumieniu gazu składowiskowego jest zmienna w czasie, a proporcje zawartości poszczególnych gazów mogą się różnić zależnie od warunków. Obecne są w nim także śladowe ilości N_2 (7–10%), H_2S (0–100 ppm) i gazowych węglowodorów, takich jak: heksan, oktan i heptan. W składowisku, które produkuje stałą ilość CH_4 , wodór jest wykrywany tylko w minimalnych ilościach. Rzeczywista ilość uwalnianego metanu wynosi zazwyczaj 30–180 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ w przeliczeniu na 1 tonę suchych odpadów.

Ponadto w mieszaninie gazów występuje nasycona para wodna w ilości 0,0823 kg/m^3 gazu (przy ciśnieniu 0,1 MPa).

Tiole (dawniej: merkaptany), siarkowodór, aldehyd octowy mają bardzo intensywny i uciążliwy zapach. Mają one bardzo niski próg wyczuwalności węchowej (0,000x mg/m^3). Szczególnie niepożądany jest siarkowodór, który w warunkach nasycenia parą wodną, powoduje korozję urządzeń i dlatego przeprowadza się odsiarczanie gazu już przy zawartości ok. 40 mg/m^3 (Rosik-Dulewska, 2008).

Teoretyczna ilość wydzielanego metanu z jednej tony suchych odpadów wynosi ok. 460 m^3 . W celu oszacowania wydajności produkcji metanu należy opierać się na szczegółowych danych o frakcjach lub o biodegradowalności złożonych odpadów. W praktyce okazuje się, że ilość pozyskiwanego metanu jest tylko niewielką częścią szacowanej (30–180 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ z 1 tony suchych odpadów). Oznacza to, że większość węgla organicznego nie jest przekształcana w produkty gazowe, a w postaci roztworów wodnych prostych kwasów i alkoholi tworzy odciek. Tak więc dużej produkcji metanu towarzyszy mniejsza zawartość substancji organicznych w odciekach i na odwrót. Większość węgla ze składowanych odpadów, który początkowo miał postać złożonych związków organicznych, opuszcza je jako CH_4 i CO_2 , albo jako zanieczyszczenia organiczne w odciekach.

Na szybkość i wielkość produkcji gazów ma wpływ także stężenie soli: siarczanów i azotanów. Jeżeli w składowisku są obecne toksyczne związki chemiczne, wtedy zahamowaniu może ulec aktywność biologiczna w ogóle, w tym mająca znaczenie zwłaszcza dla przebiegu metanogenezy. Podobnie rozwój bakterii może być hamowany brakiem mikroskładników odżywczych, takich jak sód, potas, wapń lub magnez. Dla ich pozytywnego rozwoju ma znaczenie wilgotność otoczenia (optymalnie 40% lub większa). Ograniczanie dostępu wody opadowej do korpusu odpadów i jednoczesny odbiór odcieków zmniejszają zawartość wilgoci w składowisku, niekiedy do ok. 30%.

Także temperatura wewnątrz składowiska wpływa na produkcję gazów – zazwyczaj tempo produkcji gazów wzrasta wraz ze wzrostem temperatury. Do optymalnej produkcji gazów pH składowiska powinno być w przybliżeniu równe 7,0, a metanogeneza zaczyna zamierać, gdy pH jest niższe niż 6,2. Pożądana jest zatem obecność w składowisku składników o znacznej zasadowości, która działałaby jako bufor przeciw obniżaniu pH. Tempo produkcji metanu waha się od 1,2 do 7,5 l/kg/rok (Klimek i in., 2010).

Właściwe odgazowanie złoża odpadów – ujmowanie, unieszkodliwianie lub wykorzystanie gazu, powinno być integralną częścią projektu i eksploatacji każdego składowiska odpadów komunalnych. Pozwala to zapobiegać rozprzestrzenianiu się zwłaszcza metanu i dwutlenku węgla. Te dwa główne składniki gazów wysypiskowych przyczyniają się do powstawania efektu cieplarnianego, a w atmosferze w mieszaninie z tlenem, metan jest wybuchowy (5 do 15% zawartości). Wybuchom towarzyszą często pożary. Na składowiskach odpadów jest to zjawisko niepożądane i trudne do neutralizacji z powodu choćby podtrzymywania palenia przez dopływający metan oraz emisji produktów spalania odpadów.

2.3.2. POWSTAWANIE ODCIEKÓW

Głównym zagrożeniem dla hydrosfery są wody odciekowe pochodzące ze składowisk odpadów. Każde składowisko, niezależnie czy posiada odpowiednie uszczelnienie z systemem zbierania wód odciekowych, czy też nie, stanowi potencjalne zagrożenie dla wód powierzchniowych, pod-

ziemnych oraz gruntu. Wody opadowe infiltrujące oraz wody powierzchniowe i podziemne dopływające do wnętrza składowiska, również woda dostarczona wraz z odpadami i woda powstająca podczas biochemicznych procesów ich przemian (mniejszy udział), stanowią przyczynę i źródło powstawania odcieków. Ich ilość jest zmienna sezonowo. Najwięcej wód odciekowych powstaje od września do kwietnia, nieco mniej w okresie suchym (maj–październik) (Zaleska, Zielińska-Jurek, 2012). Na ilość powstających odcieków wpływa również brak lub istnienie uszczelnienia przykrycia obiektu. W tabeli 1 przedstawiono zestawienie ilości powstających odcieków w składowisku z uszczelnieniem i bez uszczelnienia wierzchołki obiektu.

Największe ilości odcieków są uwalniane przez składowisko w okresie eksploatacji, natomiast krótko po jego zamknięciu ilość wytwarzanych odcieków spada aż do całkowitego zaniku. Jeśli jednak odcieki nadal powstają w dużych ilościach, świadczy to o tym, że uszczelnienie przykrycia nie spełnia swojej roli, a wody (szczególnie podziemne), gleba i grunty są zagrożone. Ilość powstających odcieków można zmniejszyć poprzez ograniczanie dostępu wód opadowych do złoża odpadów, przez minimalizację obszarów eksploatacji, stosowanie „przesypki”, **uszczelnienia pośrednie*** oraz kształtowanie bryły składowiska i powierzchni przykrycia ze spadkiem.

Powstające odcieki powinny być zbierane i odprowadzane systemem drenażowym. Mogą być zagospodarowane w dwojaki sposób: rozdeszczowane (irygacja) na kwaterze składowiska (generowanie produkcji gazu wysypiskowego, a także sposób oczyszczania odcieków w złożu odpadów) lub kierowane do oczyszczalni ścieków (transfer odcieków).

Kolejnym problemem w przypadku wód odciekowych jest ich skład chemiczny. Wody odciekowe są roztworem wielu substancji, produktów wielu różnych procesów zachodzących w złożu odpadów, m.in.: ługowania, rozkładu, fermentacji, syntezy i wymiany. Odcieki ze składowisk, w porównaniu do ścieków komunalnych, charakteryzują się wyższą koncentracją składników (tab. 2). Najwyższe ich stężenia mają odcieki pochodzące ze składowisk, w których dominują procesy beztlenowe oraz składowisk o krótkim okresie eksploatacji. Odcieki można scharakteryzować ogólnie,

Tabela 1

Ilości powstających odcieków w składowiskach odpadów z uszczelnieniem i bez uszczelnienia (Zaleska, Zielińska-Jurek, 2012)

Amounts of leachates from landfills with/without sealing (Zaleska, Zielińska-Jurek, 2012)

Opad [mm/rok]	Z uszczelnieniem powierzchniowym			Bez uszczelnienia powierzchniowego		
	ewaporacja	splyw powierzchniowy	odcieki	ewaporacja	splyw powierzchniowy	odcieki
500	250–350	150–250	25–50	300–400	0	100–200
700	300–400	250–350	50–75	400–500	0	200–300
1200	400–500	500–700	75–200	500–650	0	550–700

Tabela 2

Charakterystyka i przeciętny skład chemiczny odcieków

Characteristics and average chemical composition of leachates

Parametr	Zakres 1 [mg/l] (Christensen i in., 1992)	Zakres 2 [mg/l] (Pleczyński i in., 1997)
ChZT	150–100 000	45,2–39 080
BZT ₅	100–90 000	22,8–10 700
pH	5,3–8,5	6,16–8,46
NH ₄	1–1500	0,36–1526
Nog	50–5000	0,193–1820
NO ₃	0,1–50	0–40
NO ₂	0–25	0,01–0,6
PO ₄	0,3–25	0,1–25,4
Ca	10–2500	30,5–3285
Mg	50–1150	6,1–1302
Na	50–4000	13,5–2900
K	10–2500	12–8200
SO ₄	10–1200	21–7900
Cl	30–4000	40–4200
Fe	0,4–2200	0,59–867
Zn	0,05–170	0,02–168
Mn	0,4–50	0,04–16,7
Fenole	0,04–44	0,002–10
	[µg/l]	[mg/l]
As	5–1600	0–0,025
Cd	0,5–140	0,004–0,375
Ni	20–2050	0,007–1,04
Pb	8–1020	0,034–2,89
Cr	30–1600	0–0,271
Cu	4–1400	0,004–0,375
Hg	0,2–50	0–0,0045

jako wodny roztwór czterech grup zanieczyszczeń (Rosik-Dulewska, 2008; Klimek i in., 2010). Są to:

- materia organiczna, której obecność wykazywana jest wartościami wskaźników, m.in. ChZT, OWO;
- specyficzne zanieczyszczenia organiczne lub chemikalia pochodzące z gospodarstw domowych i z przemysłu – zalicza się do nich m.in. węglowodory aromatyczne, fenole i detergenty;
- jony wapnia, magnezu, sodu, potasu, amoniaku, żelaza, manganu, chlorków, siarczanów pochodzenia nieorganicznego;
- metale ciężkie, m.in.: kadm, cynk, ołów, miedź, nikiel i chrom.

Pomimo że wiele składników występuje w nienaturalnie wysokich stężeniach woda stanowi ok. 97% odcieku.

Grupą najbardziej szkodliwych zanieczyszczeń obecnych w odciekach są metale ciężkie. Ich toksyczny charakter zakłóca naturalną równowagę biologiczną, hamuje również procesy samooczyszczania wód (Kabata-Pendias, Pendias, 1999).

Głównymi czynnikami wpływającymi na skład odcieków (Klimek, 2006; Klimek i in., 2010; Rosik-Dulewska, 2008) są:

- skład odpadów – szczególnie zawartość frakcji organicznej oraz składniki wpływające na proces biologicznej degradacji, m.in.: substancje toksyczne i składniki nieorganiczne;
- objętość wody dopływającej do korpusu odpadów;
- techniki składowania i rekultywacji;
- odczyn chemiczny pH, wpływający na procesy chemiczne rozkładu, wytrącania, utleniania i redukcji; odczyn kwaśny powoduje wzrost rozpuszczalności składników chemicznych i zmniejszenie pojemności sorpcyjnej substancji mineralnej ośrodka gruntowego;
- potencjał redox; warunki redukcyjne wpływają na rozpuszczalność składników odżywczych i metali w odciekach; zaznacza się wtedy w odciekach obecność zredukowanych form azotu (NH₄⁺, NO₂⁻), siarki i żelaza;
- wiek składowiska, a szczególnie stopień stabilizacji chemicznej odpadów – najbardziej zanieczyszczone są odcieki powstające w pierwszych latach eksploatacji składowiska w „świeżym” złożu*, z czasem stężenie zanieczyszczeń spada; tendencja ta jest zauważalna szczególnie w przypadku składników organicznych – głównych wskaźników zanieczyszczeń organicznych (ChZT*, BZT₅*, OWO), zanieczyszczeń mikrobiologicznych i jonów nieorganicznych (metali ciężkich, Cl⁻, SO₄²⁻ itp.).

W początkowym okresie eksploatacji składowiska odcieki charakteryzują się wyraźnie kwaśnym odczynem (pH 3,5–6,5). Wynika to ze znacznej ilości produktów fermentacji kwaśnej w procesach biodegradacji. Są to kwasy organiczne, alkohole, jony wodorowęglanowe. Cechuje je zatem także wysoka wartość i stosunek BZT₅ i ChZT. Z czasem, w miarę postępującej biodegradacji i przyrostu ilości odpadów, odcieki mają odczyn obojętny lub lekko alkaliczny. Taki stan może utrzymywać się do 5 lat, kiedy odpady są jeszcze słabo zagęszczone. Odcieki ze składowisk starszych, eksploatowanych przez ponad 10 lat, wykazują charakter alkaliczny. Substancje organiczne, które do tego czasu w nich występują należą do bardziej odpornych na rozkład mikrobiologiczny.

Z punktu widzenia wystąpienia zagrożenia dla wód podziemnych, odpady można podzielić na dwie kategorie – odpady organiczne, podlegające procesowi mineralizacji biologicznej, oraz odpady nieorganiczne. Ze skupisk odpadów pochodzenia roślinnego i zwierzęcego (organiczne) tworzą się zanieczyszczenia w postaci prostych związków organicznych (cukry, alkohole, aldehydy, kwasy), rozpuszczonych

gazów (dwutlenek węgla, amoniak, siarkowodór) oraz zanieczyszczeń w postaci jonowej (HCO_3^- , CO_3^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , SO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+). Odpady kategorii „nieorganiczne” nie podlegają procesom bakteriologicznym, są jedynie ługowane przez wody opadowe. Bardzo niebezpieczne dla wód podziemnych są zawarte w odpadach zredukowane związki siarki (siarczki). Proces utleniania tych związków prowadzi do powstania kwasu siarkowego, który może zakwaszać środowisko do pH 2,0–2,5. Kategoria tych odpadów jest jednak bardziej przewidywalna pod względem negatywnego oddziaływania na środowisko.

Znajdujące się w odpadach frakcje metalowe „wzbogacają” odcieki w jony tych metali (żelaza, manganu, miedzi, cynku, niklu i chromu). Na przykład, z **odpadów paleniskowych*** (do 10–20% masy to składniki rozpuszczalne w wodzie) do wód przechodzą jony Mg^{2+} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} oraz metali ciężkich. W sąsiedztwie składowisk tych odpadów wody podziemne wykazują zwykle podwyższoną twardość i obniżenie walorów smakowych.

Utylizacja odpadów, czy ich unieszkodliwienie, powoduje powstawanie **WWA***, które nie rozpuszczają się w wodzie. Związki te są głównie adsorbowane na cząstkach pyłu i transportowane przez wiatr na znaczne odległości (Klimek i in., 2010). Ta pośrednia forma zagrożenia środowiska wodnego ma mniejsze znaczenie, ale jej skutki mogą pojawić się w bardziej oddalonych rejonach.

Wody podziemne w sąsiedztwie składowisk są często zanieczyszczone związkami azotu, chlorkami, siarczanami, metalami ciężkimi, detergentami i fenolami. W dalszej od-

ległości od składowisk stężenie tych zanieczyszczeń stopniowo ulega zmniejszeniu w wyniku zachodzących procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych.

Ze względu na duże i poważne zagrożenie przedostania się odcieków do wód i skażenie środowiska gruntowo-wodnego drenaż i izolacja dna (niecki składowiska) powinny być odpowiednio zaprojektowane, a przede wszystkim prawidłowo i starannie wykonane przed złożeniem pierwszej partii odpadów. Po uruchomieniu pełnej eksploatacji i stopniowym wypełnianiu niecki składowiska, nie ma bowiem możliwości naprawienia usterek, czy konserwacji systemu drenażu. Irygacja odcieków na kwaterze eksploatowanej składowiska może mieć dwie zalety – generowanie gazu wysypiskowego oraz obniżenie **ładunku zanieczyszczeń*** odcieków w wyniku filtracji przez złożo odpadów (Szpadt, 2002; Klimek, 2006).

2.4. ROZPRZESTRZENIANIE SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ W OŚRODKU GRUNTOWYM

Transport zanieczyszczeń ze składowiska w postaci wód odciekowych może odbywać się na drodze:

- filtracji poprzez drenaż;
- filtracji poprzez podstawę składowiska (przecieki);
- dyfuzji.

Ogólny schemat obiegu wody w krajobrazie ze składowiskiem odpadów (fig. 13) przedstawia rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. W wyni-

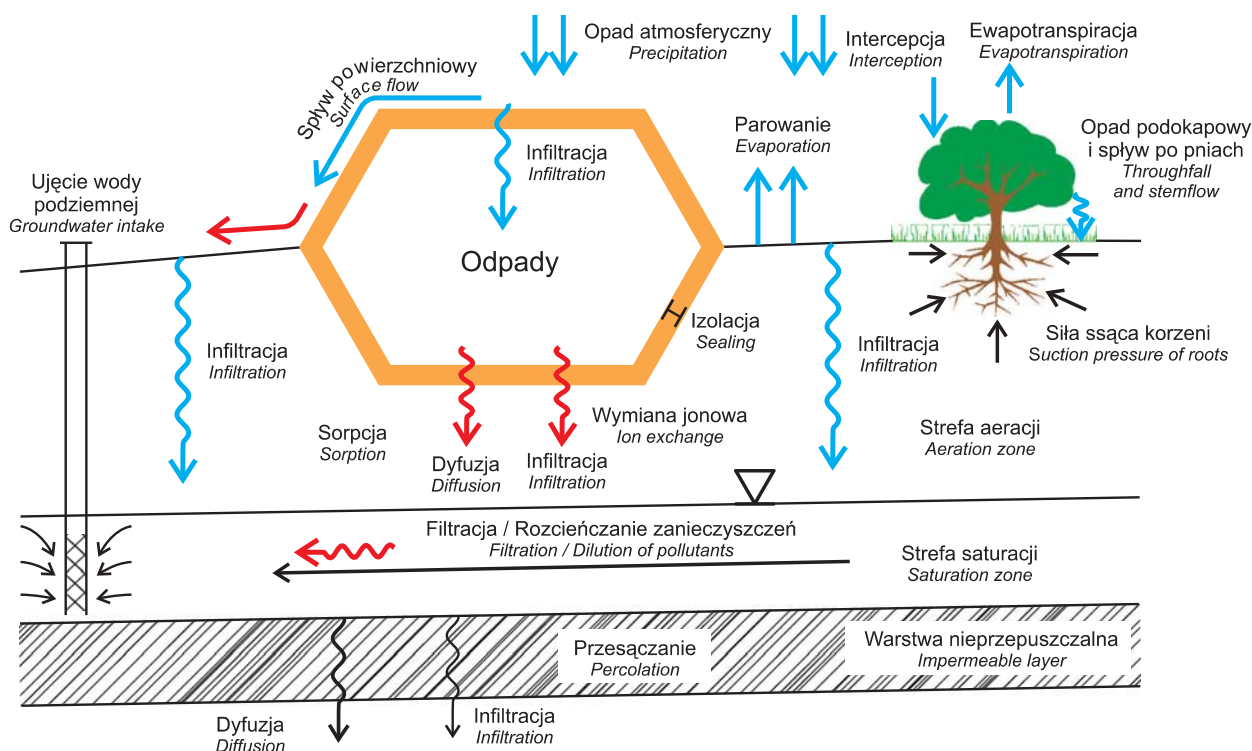


Fig. 13. Schemat obiegu wody w strefie oddziaływania składowiska (Wysokiński, 2009, zmienione)

Scheme of water circulation in the landfill zone (Wysokiński, 2009, modified)

ku filtracji wody opadowej przez składowisko część masy złożonych odpadów przechodzi do roztworu i staje się zanieczyszczeniem. Warstwa drenażowa składowiska przejmuje i odprowadza odcieki do zbiornika. W ten sposób zmniejsza się ilość odcieków przenikających przez dno składowiska do środowiska geologicznego. Wraz z infiltrującą wodą ładunek zanieczyszczeń przemieszcza się w środowisku gruntowym (strefie aeracji) pod wpływem siły ciężkości, do osiągnięcia lustra wód podziemnych. W strefie aeracji część ładunku zanieczyszczeń ulega związaniu. Na ten mechanizm składają się takie procesy, jak: wytrącanie, współwytrącanie, sorpcja – absorpcja, adsorpcja, chemisorpcja, **dyspersja***. Trudno jest oszacować udział każdego z nich w ogólnym procesie samooczyszczania. Zależy to bowiem od rodzaju i składu mineralnego gruntów podłoża, ich powierzchni właściwej oraz od kwasowości środowiska (Förstner, 1979b; Helios-Rybicka, 1983, 1986, 1992; Calmano i in., 1988; Helios-Rybicka, Kyzioł, 1991a, b; Osmęda-Ernst, Witczak, 1991; Kyzioł, 1994; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b, 2002a, b, 2004; Małecki, red., 2006; Witczak, red., 2013). Gdy warunki otaczającego środowiska ulegną zmianie, związane wcześniej składniki mogą być uruchamiane. Zależy to od właściwości geochemicznych środowiska, składu mineralnego gruntu, a także właściwości substancji zanieczyszczających (Appelo, Postma, 1993).

Transport dyfuzyjny* w tym schemacie odnosi się do substancji rozpuszczonych w wodzie. Proces dyfuzji odpowiada za przenoszenie substancji w ośrodku gruntowym, niezależnie od rozkładu naporów hydraulicznych (a więc ciśnienia i grawitacji). Ma głównie znaczenie w przypadku, gdy wody stagnują. Przy przepływie wód jej znaczenie maleje wprost proporcjonalnie do wielkości tego przepływu. Prędkość dyfuzyjnego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń może być większa od prędkości transportu filtracyjnego (Małecki, red., 2006; Witczak, red., 2013). Zależy to od właściwości fizycznych gruntu. Proces ten również ma wpływ na ocenę skuteczności izolacji mineralnej składowiska.

2.5. ZAGROŻENIE DLA WÓD NATURALNYCH

Migracja zanieczyszczeń ze składowiska do środowiska gruntowo-wodnego jest uwarunkowana przede wszystkim skutecznością zastosowanych izolacji oraz przepuszczalnością utworów podłoża składowiska odpadów. Może odbywać się na drodze różnych procesów i zjawisk zależnie od rodzaju i stanu gruntu, jego zdolności sorpcyjnych, obecności spękań, stopnia nasycenia i innych wzajemnych oddziaływań grunt–zanieczyszczenie.

Odcieki mogą przedostawać się do wód podziemnych i migrować na znaczne odległości. Ich rozprzestrzenianie się zależy od:

- objętości odcieków i ładunku zanieczyszczeń w nich zawartych;
- rodzaju utworów gruntowych oraz ich **właściwości oczyszczających*** w strefie aeracji i saturacji;

- warunków przepływu (parametrów przepływu w warstwie: spadku hydraulicznego i miąższości).

W sąsiedztwie składowisk w wodach podziemnych często są oznaczane związki azotu, chlorki, siarczany, metale ciężkie, detergenty i fenole i inne (tab. 3). W dalszej odległości od składowisk stężenie zanieczyszczeń stopniowo maleje, w wyniku wielu procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, takich jak rozcieńczanie, dyspersja, sorpcja, adsorpcja, wymiana jonowa, rozkład, hydroliza, wytrącanie, współwytrącanie. Na podstawie wyników badań wielu autorów (Małecki, red., 2006; Gruszczyński, Małecki 2002; Witczak, 1997) można przyjąć, że przy prędkościach przepływu wody gruntowej mniejszych niż 1 m/dobę, zanieczyszczona woda płynąca poniżej składowiska po 100 m swoim składem przypomina już wody pierwotne, może mieć jednak większe zasolenie i zawartość azotanów.

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne i zawiesiny przemieszczają się na stosunkowo niewielkie odległości, znacznie dalej docierają rozpuszczone składniki mineralne w postaci jonowej (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} oraz metale ciężkie).

Zasięg rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze składowiska jest bardzo trudny do przewidzenia (Klimek, 2006). Woda przepływa szybciej w utworach krasowych i szczelinowych niż w porowatych. Prędkości waha się więc od 260–26 000 m/dobę w utworach krasowych (Barczyk, 2009) do ułamków metra w utworach mikroporowatych (Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Małecki, red., 2006; Witczak, red., 2013). Zasięg rozprzestrzeniania nie zależy wyłącznie od prędkości przepływu wód. Równie ważną rolę odgrywają inne procesy, takie jak sorpcja, rozcieńczanie itp.

2.6. ETAPY SAMOOCZYSZCZANIA ODCIEKU

Odciek wydostając się ze składowiska, podlega procesom oczyszczania, w których wyniku stężenie składników w nim zawartych ulega stopniowemu zmniejszeniu. Podstawową strefą oczyszczania odcieku na drodze jego przemieszczania jest bariera geologiczna (naturalna i sztuczna). W mniejszym stopniu oczyszczanie odcieków odbywa się w gruntach strefy aeracji lub gruntach słabo przepuszczalnych głębszego podłoża składowiska. Ostatni etap oczyszczania zachodzi w warstwie wodonośnej, w strefie saturacji. Głównymi mechanizmami oczyszczania odcieku są procesy fizyczno-chemiczne: dyspersja, rozcieńczanie, utlenianie i redukcja, wytrącanie, hydroliza, wymiana jonowa i sorpcja oraz inne. Dominujący proces, intensywność jego przebiegu oraz skuteczność zależą od warunków gruntowo-wodnych oraz rodzaju i sposobu zanieczyszczenia wód odciekowych.

Główną przyczyną zanieczyszczenia wód podziemnych jest ładunek zanieczyszczeń jaki niosą odcieki przenikające do środowiska geologicznego. Kierunek oraz zasięg migracji zależy od warunków hydrogeologicznych (Klimek, 2006; Małecki, red., 2006; Witczak, red., 2013). Zanieczyszczenia przemieszczają się zgodnie ze spadkiem zwierciadła wody,

Tabela 3

Wykaz zanieczyszczeń uwalnianych do wody według Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (E-PRTR)

List of pollutants released to the water, according to the European PRTR

Nr zanieczyszczenia wg załącznika nr II do rozporządzenia E-PRTR	Nr CAS	Grupa zanieczyszczeń	Rodzaj zanieczyszczenia	Próg uwolnienia [kg/rok]
uwolnienia do wody				
12		substancje nieorganiczne	ogólny azot	50 000
13		substancje nieorganiczne	ogólny fosfor	5 000
17		metale ciężkie	arsen i jego związki (jako As)	5
18		metale ciężkie	kadm i jego związki (jako Cd)	5
19		metale ciężkie	chrom i jego związki (jako Cr)	50
20		metale ciężkie	miedź i jej związki (jako Cu)	50
21		metale ciężkie	rtęć i jej związki (jako Hg)	1
22		metale ciężkie	nikiel i jego związki (jako Ni)	20
23		metale ciężkie	ołów i jego związki (jako Pb)	20
24		metale ciężkie	cynk i jego związki (jako Zn)	100
31		chlorowane substancje organiczne	chloroalkany, C10-C13	1
34	107-06-2	chlorowane substancje organiczne	1, 2-dwuchloroetan (EDC)	10
35	75-09-2	chlorowane substancje organiczne	dwuchlorometan (DCM)	10
40		chlorowane substancje organiczne	związki halogenoorganiczne (jako AOX)	1 000
42	118-74-1	chlorowane substancje organiczne	sześciochlorobenzen (HCB)	1
43	87-68-3	chlorowane substancje organiczne	sześciochlorobutadien (HCBd)	1
44	608-73-1	pestycydy	1, 2, 3, 4, 5, 6-sześciochlorocykloheksan (HCH)	1
62	71-43-2	inne substancje organiczne	benzen	200
63		chlorowane substancje organiczne	bromowane dwufenyloetery (PBDE)	1
65	100-41-4	inne substancje organiczne	etylobenzen	200
69		inne substancje organiczne	związki organiczne cyny	50
71	108-95-2	inne substancje organiczne	fenole (jako ogólny C)	20
72		inne substancje organiczne	wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)	5
73		inne substancje organiczne	toluen	200
76		inne substancje organiczne	ogólny węgiel organiczny (OWO)	50 000
78	1330-20-7	inne substancje organiczne	ksyleny	200
79		substancje nieorganiczne	chlorki (jako ogólny Cl)	2 000 000
82		substancje nieorganiczne	cyjanki (jako ogólny CN)	50
83		substancje nieorganiczne	fluorki (jako ogólny F)	2000

a wraz z odległością następuje sukcesywne obniżanie stężeń zanieczyszczeń. Stężenie zanieczyszczeń zmniejsza się pod wpływem rozcieńczania. Dodatkowa porcja wody do rozcieńczenia pochodzi z „matrycy skalnej” gdzie znajdują się wody związane (zachodzi wymiana jonowa pomiędzy wodami filtrującymi a wodami matrycy), oraz przyłącza się woda ze strefy dyspersji. Po stronie odpływu wód ze składowiska znajduje się strefa wód podziemnych, w której przebiegają końcowe procesy mineralizacji, zwana obszarem samooczyszczania. Obszar ten można podzielić na trzy podob-

szary (fig. 14): redukcyjny, przejściowy i utleniający. W obszarze redukcyjnym bardzo intensywnie przebiegają procesy rozkładu zanieczyszczeń organicznych. Położony jest on najbliżej składowiska – pod składowiskiem. Wody tego obszaru zawierają dużą ilość mikroorganizmów oraz żelazo w postaci Fe^{2+} . Organizmy zużywają tlen związany chemicznie także w siarczanach i azotanach, z powodu niedoboru w formie łatwiej dostępnej. Następny obszar – przejściowy – nie zawsze występuje. Jego cechą charakterystyczną jest pojawianie się wolnego tlenu, obniżenie ilości mikro-

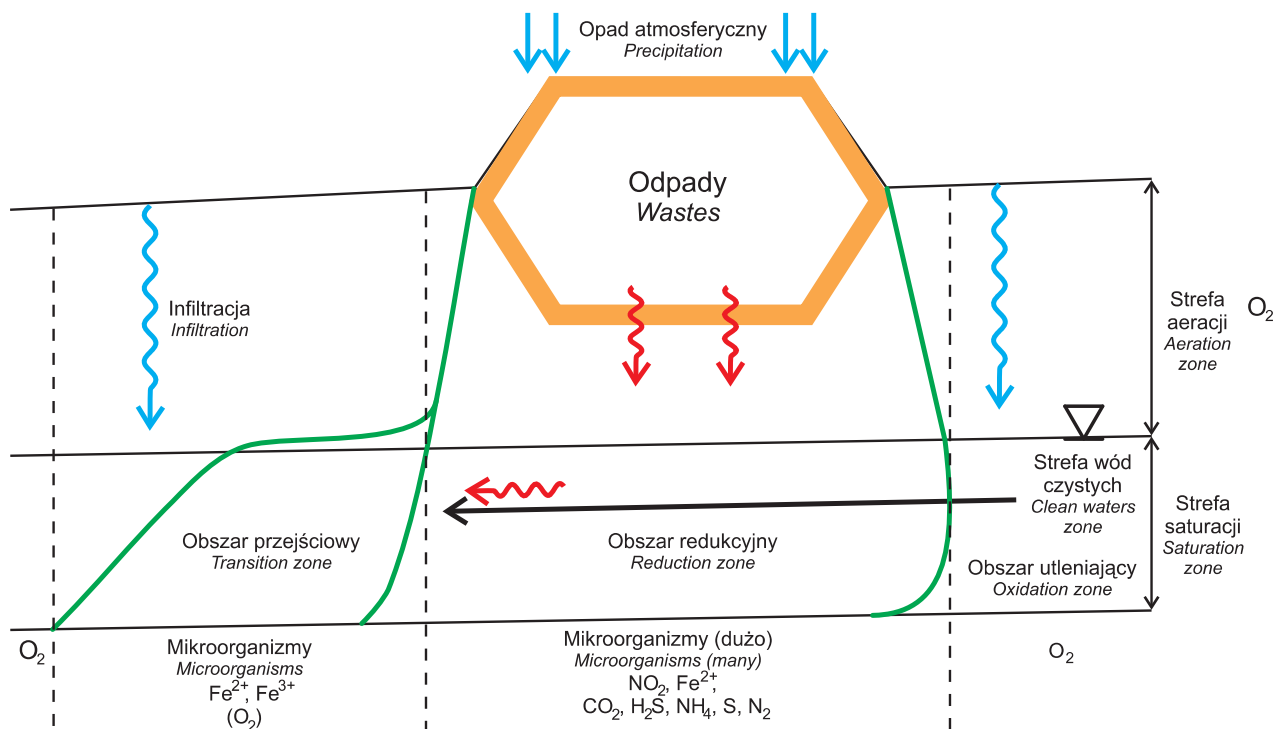


Fig. 14. Strefy zanieczyszczeń wód podziemnych (wg Błaszyka, Byczyńskiego, 1986)

Zones of contamination of ground waters (acc. to Błaszyk, Byczyński, 1986)

organizmów oraz występowanie jonów Fe^{3+} obok Fe^{2+} . W obszarze utleniania dochodzi do szybkiej mineralizacji substancji organicznych. W jej wyniku powstają proste związki nieorganiczne, zazwyczaj dobrze rozpuszczalne w wodzie. Mineralizacja tlenowa powoduje, że zanieczyszczenia ulegają przekształceniu w inne formy, które także mogą być uciążliwe z punktu widzenia jakości wody. W przypadku, gdy zanieczyszczenia przedostaną się do poziomu wód izolowanego utworami słabo przepuszczalnymi lub do głębszych poziomów gruntów (są to najczęściej grunty nasycone), nie podlegają już one procesom utleniania i mineralizacja przebiega wolniej. W tych warunkach powstają produkty przejściowe rozkładu substancji organicznych – kwasy tłuszczowe, aldehydy, alkohole (Klimek i in., 2010; Błaszyk, Byczyński, 1986).

Gleby (Falkowska, 2009) i grunty stanowią naturalną barierę geologiczną zabezpieczającą wody podziemne przed zanieczyszczeniami **antroposfery***, a ich skuteczność zależy od ich właściwości i układu przestrzennego.

W mechanizmach wiązania i kumulowania zanieczyszczeń, w szczególności metali ciężkich, można wyodrębnić wiele procesów fizykochemicznych zachodzących w warstwach mineralnego uszczelnienia zawierających minerały ilaste. Mają one istotne znaczenie dla oceny materiału do formowania tych warstw:

- bezpośrednio wytrącanie metali przez tworzenie połączeń metalicznych; następuje w wyniku zmian środowiska: pH, potencjału redox i stężenia współwytwarzających się substancji;

- współwytrącanie metali ciężkich – zachodzi z wodorotlenkami żelaza i manganu oraz węglanami; wyniki badań Helios-Rybickiej i Schoera (1982) oraz Helios-Rybickiej (1986, 1993) wskazują, że wodorotlenki żelaza i manganu odgrywają ważną, a miejscami dominującą rolę w unieruchamianiu metali ciężkich;
- sorpcja metali ciężkich przez substancję organiczną jest oceniana przez Helios-Rybicką (1992) jako pośrednia pomiędzy sorpcją na tlenkach i wodorotlenkach magnezu i żelaza, a charakterystyczną dla minerałów ilastych; Grabowska-Olszewska (1990) podaje, że sorpcja przez substancję organiczną jest znacznie wyższa niż przez minerały ilaste;
- sorpcja metali ciężkich przez minerały ilaste może się odbywać według modelu chemicznego sorpcji oraz w przestrzeniach międzypakietowych minerałów ilastych na zasadzie wymiany jonowej, a także jony metali mogą dyfundować w sieć krystaliczną minerałów ilastych; stwierdzono istnienie selektywnego powinowactwa minerałów ilastych w stosunku do niektórych metali ciężkich (Förstner, 1979a; Helios-Rybicka, 1986; Helios-Rybicka, Kyzioł, 1991a); ołów i kadm przy zajmowaniu centrów sorpcyjnych mogą konkurować z dwuwartościowymi jonami występującymi powszechnie w utworach ilastych, np. z wapniem; adsorpcja ołowiu 2–3-krotnie przewyższa adsorpcję wapnia. Zasadniczy wpływ na ilość sorbowanych metali ma struktura minerałów ilastych, a prawdopodobnie także wielkość i pochodzenie ładunku pakietu.

Czynnikiem decydującym o wielkości sorpcji jonów metali na cząstkach mineralnych jest pH środowiska. Cząstki mineralne wykazują zdolność wymiany i sorpcji kationów, gdy $\text{pH} > \text{pH}_{\text{PZC}}^* = \text{pH}_{\text{izoel}}$ (Grabowska-Olszewska, 1990). Wartości pH_{PZC} podano w tabeli 4. Wielkość sorpcji jest wprost proporcjonalna do różnicy pH roztworu i pH_{PZC} . Gdy wartość pH jest niższa niż pH_{PZC} , minerały ilaste (i substancje mineralne) mają również zdolność wiązania anionów (Appelo, Postma, 1993).

Sorpcja metali ciężkich przez grunty gruboziarniste (np. żwir) jest związana z silnymi właściwościami buforowymi tych gruntów (Roszak, 1989; Helios-Rybacka, Kyzioł, 1991a). Roztwory po sorpcji wykazują podwyższone pH. Przy takim poziomie kwasowości tylko pewna ilość jonów metali, głównie kadmu, może być sorbowana. Większość kadmu i cynku oraz w całości ołów ulegają wytrącaniu lub współwytrącaniu.

2.7. ZAGROŻENIE DLA POWIETRZA

Składowiska odpadów komunalnych są źródłem emisji znacznych ilości metanu (CH_4) oraz dwutlenku węgla (CO_2) i w przypadku tych związków najbardziej prawdopodobne jest przekroczenie wartości progowych¹². Ponadto w mniejszych ilościach są uwalniane niemetanowe lotne związki organiczne (NMVOC), podtlenek azotu (N_2O), tlenki azotu (NO_x), tlenki siarki (SO_x), tlenek węgla (CO) oraz amoniak (NH_3) (Moscher i in., 1999; Jacobs, Scharff, 2001; Sander-son i in., 2008). Dodatkowo transport odpadów, ich plantowanie, zagęszczanie, w tym także eksploatacja maszyn na składowisku stanowią źródło emisji pyłów (PM).

W tabeli 5 przedstawiono wykaz zanieczyszczeń uwalnianych do powietrza ze składowisk odpadów komunalnych. Metan emitowany w tych obiektach stanowi ok. 3–4% rocznej światowej emisji gazów cieplarnianych ze źródeł antropogenicznych (IPPC, 2006). Redukcję ilości powstających odpadów oraz ograniczenie ich oddziaływania na środowisko zapisano w umowach międzynarodowych. Dlatego też redukcja emisji metanu powinna być realizowana w szerszym zakresie niż dotychczas, przez odzysk (ewentualnie unieszkodliwianie) biogazu na składowiskach¹³.

Emisja substancji zapachowo czynnych jest kolejnym czynnikiem negatywnego oddziaływania składowisk odpadów komunalnych na środowisko. Jest to oddziaływanie typu bezpośredniego, wyczuwalne organoleptycznie. Szczególną intensywnością zapachu charakteryzują się związki organiczne (grupy karbinolowe, karbonylowe, wodorotleno-

Tabela 4

Wartości pH_{PZC} (pH_{izoel}) dla wybranych substancji (wg Appelo, Postma, 1993)

Values of pH_{PZC} (pH_{izoel}) in selected substances (acc. to Appelo, Postma, 1993)

Substancja	pH_{PZC}
Kaolinit	4,6
Montmorillonit	<2,5
$\text{Al}(\text{OH})_3$	5,0
Getyt FeOOH	7,3
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	8,5
Kwarc SiO_2	2,9
Kalcyt CaCO_3	9,5

we i aldehydy) oraz niektóre lotne substancje nieorganiczne, jak siarkowodór i amoniak. W ocenie uciążliwości odorów stosowana jest 6-stopniowa skala wyczuwalności zapachu, w której jako wartość progową przyjmuje się stężenie wyczuwalne przez ponad 50% uczestników grupy reprezentatywnej według skali intensywności zapachu (Kulig i in., 1999).

Jako wskaźniki zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego przyjmuje się często metan, dwutlenek węgla, amoniak i siarkowodór. Dwutlenek węgla (CO_2), powstaje w znacznych i uchwytnych analitycznie ilościach we wszystkich, zarówno beztlenowych, jak i tlenowych, procesach rozkładu substancji organicznych i może służyć jako substancja wskaźnikowa, określająca zasięg oddziaływania emisji zanieczyszczeń pochodzących ze składowisk odpadów komunalnych. Amoniak (NH_3) i siarkowodór (H_2S) mogą pojawiać się w procesie składowania odpadów jako produkty rozkładu beztlenowego. Są to gazy szkodliwe i ich poziom stężenia w powietrzu atmosferycznym jest normowany¹⁴. Wartości dopuszczalnych stężeń dla tych zanieczyszczeń na terenach położonych poza granicami zakładów podano w tabeli 6.

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne mogą stanowić m.in.: bakterie, zarodniki grzybów, żywe elementy produkowane przez promieniowce, glony i pierwotniaki. Rozprzestrzenianie się bakteryjnych aerozoli w powietrzu zachodzi w dwojaki sposób: dzięki kinetycznej energii otrzymanej przez cząstkę w momencie tworzenia aerozolu lub w wyniku późniejszego biernego przenoszenia aerozolu z prądami powietrza. Transport mikroorganizmów na duże odległości

¹² Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 18 stycznia 2006 r. w sprawie ustanowienia Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (WE) Nr 166/2006

¹³ Protokół z Kioto – wyznacza wiążące cele redukcji gazów cieplarnianych (metan, dwutlenek węgla, podtlenek azotu, fluorowęglowodory, sześćfluorek siarki, perfluorowęglowodory), wskazując na silne oddziaływanie metanu na środowisko naturalne. Wskaźnik efektu cieplarnianego metanu jest 21 razy większy niż w przypadku dwutlenku węgla, pochłanianie promieniowanie podczerwone 60 razy bardziej niż CO_2 , przyczyniając się do zatrzymania energii cieplnej w otoczeniu Ziemi

¹⁴ DzU Nr 55, poz. 355

Tabela 5

Wykaz zanieczyszczeń uwalnianych do powietrza według Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (E-PRTR)

List of pollutants released to the atmosphere, according to European PRTR

Nr zanieczyszczenia wg załącznika nr II do rozporządzenia E-PRTR	Nr CAS	Grupa zanieczyszczeń	Rodzaj zanieczyszczeń	Próg uwolnienia [kg/rok]
uwolnienia do powietrza				
1	74-82-8	gazy cieplarniane	metan (CH ₄)	100 000
2	630-08-0	gazy inne	tlenek węgla (CO)	500 000
3	124-38-9	gazy cieplarniane	dwutlenek węgla CO ₂	100 000 000
5	10024-97-2	gazy cieplarniane	podtlenek azotu (N ₂ O)	10 000
6	7664-41-7	gazy inne	amoniak (NH ₃)	10 000
8		gazy inne	tlenki azotu (NO _x)	100 000
11		gazy inne	tlenki siarki (SO _x)	150 000
17		metale ciężkie	arsen i jego związki (jako As)	20
18		metale ciężkie	kadm i jego związki (jako Cd)	10
19		metale ciężkie	chrom i jego związki (jako Cr)	100
20		metale ciężkie	miedź i jej związki (jako Cu)	100
21		metale ciężkie	rtęć i jej związki (jako Hg)	10
22		metale ciężkie	nikiel i jego związki jako (Ni)	50
24		metale ciężkie	cynk i jego związki jako (Zn)	200
42		chlorowane substancje organiczne	sześciochlorobenzen (HCB)	10
47		chlorowane substancje organiczne	dioksyny i furany (jako Teq)	0,0001
86		substancje nieorganiczne	pył zawieszony (PM ₁₀)	50 000

(kilku a nawet kilkuset i więcej kilometrów), zależy od takich parametrów, jak: stężenie mikroorganizmów w powietrzu, ciężar spor i ich samorzutne osadzanie, wielkość i zmienność przepływu mas powietrza oraz ich rodzaj, stopień turbulencji (Zielińska, 1993; Wolski i in., 1999). Na przeżywalność i pozostawanie bakterii w powietrzu poza czynnikami takimi jak: zagospodarowanie przestrzenne, odległość od powierzchni terenu, zapylenie, klimat (wielkość opadów, koncentracja tlenu, wiatr, temperatura, wilgotność

względna, natężenie promieniowania), wpływa również koncentracja, wielkość i charakter cząstek aerozolu, ładunek, skład chemiczny otoczek, rodzaj zawieszonych mikroorganizmów oraz ich właściwości morfologiczne i fizjologiczne (Wolski i in., 1999).

Często w składowisku dochodzi do samozapłonu. Wydzielający się wówczas dym zawiera liczne niebezpieczne związki chemiczne, np. tlenek węgla i inne niebezpieczne gazy, które są produktem niecałkowitego spalania oraz zwiększone stężenia związków chemicznych występujących zwykle w biogazie – szczególnie dioksyn i furanów. Są to trucizny o powolnym i szerokim działaniu na organizmy (stanowiące zagrożenie nawet dla przyszłych pokoleń). Ponadto dymy są uciążliwe dla otoczenia ze względu na emisję odorów i pyłów. Centra samozapłonów są trudne do zlokalizowania w składowisku, a walka z nimi jest utrudniona ze względu na wydzielający się metan, który wspomaga pożar.

Tabela 6

Dopuszczalne stężenia metanu, amoniaku i siarkowodoru w powietrzu *

Allowed concentrations of methane, ammonia and hydrogen sulphide in the air

Stężenie	Jednostka	NH ₃	H ₂ S	CH ₄
Stężenie chwilowe – D ₃₀	µg/m ³	400	20	5000
Stężenie średniodobowe – D ₂₄	µg/m ³	200	7	1000
Stężenie średnioroczne – D _a	µg/m ³	50	5	120

* DzU Nr 55, poz. 355 i w wykazie Departamentu Inspekcji Sanitarnej Ministerstwa Zdrowia i Opieki Społecznej pismo nr EN-4433-9/80 z dnia 6.02.1980 r.

2.8. TRANSFER ZANIECZYSZCZEŃ

Na schemacie (fig. 15) przedstawiono drogi krążenia wody oraz uwalnianych zanieczyszczeń i ich możliwych przemieszczeń występujących w rejonie składowiska.

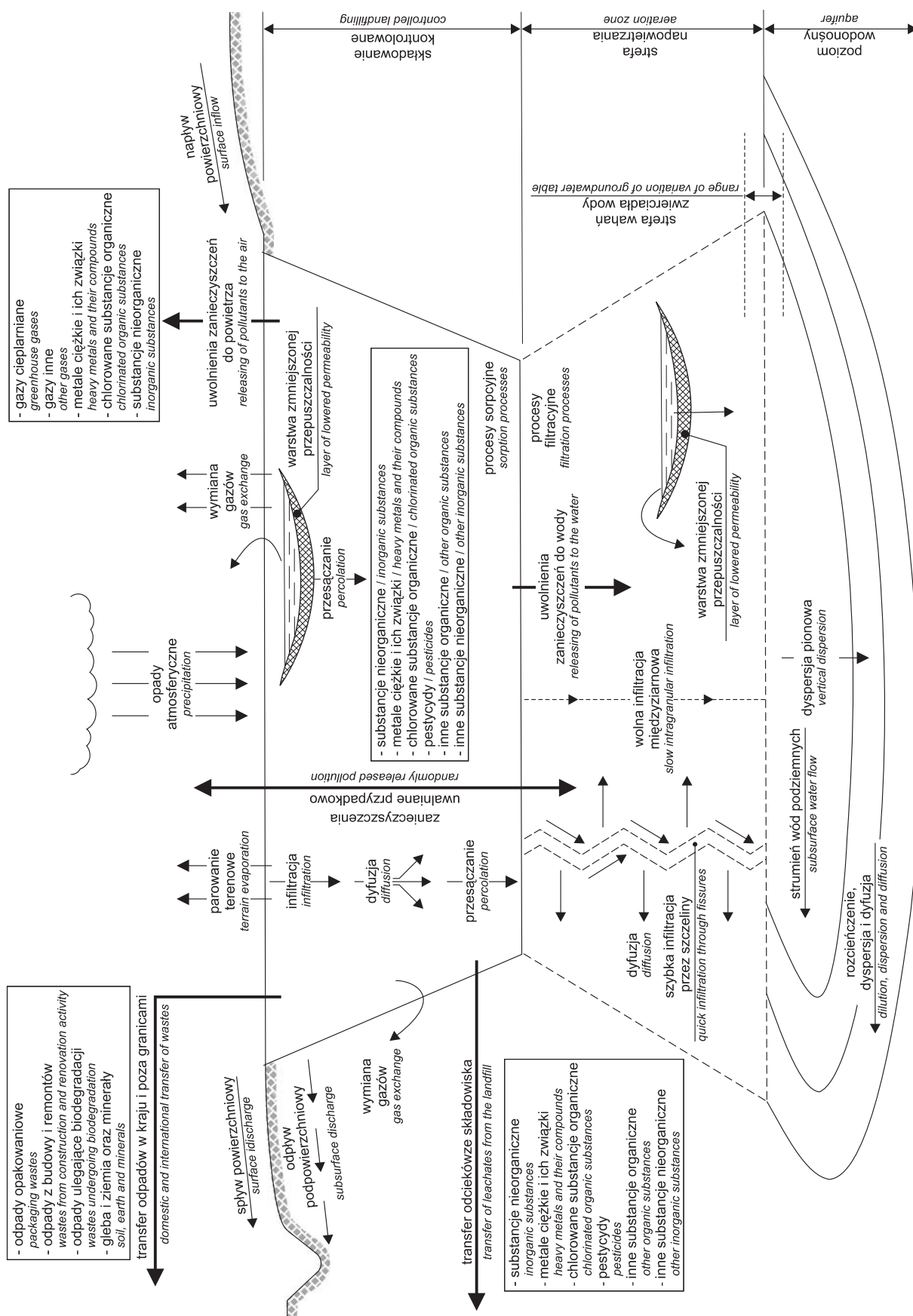


Fig. 15. Drogi przemieszczania się zanieczyszczeń w rejonie składowiska (Klimek i in., 2010)

Pathways of migration of pollutants in the area of a landfill (Klimek et al., 2010)



Fig. 16. Zbiorniki odcieków oczyszczonych i nieoczyszczonych na składowisku

Ponds of leachates: row and cleaned on a landfill



Fig. 17. Oczyszczalnia odcieków

Purification plant of leachates

Przy odpowiednio zaprojektowanym i wykonanym uszczelnieniu obiektu oraz przy odpowiedniej gospodarce cieczami i gazami na składowisku żadne zanieczyszczenia nie powinny przedostać się do wody i do gruntów. Powstające w składowisku odcieki powinny być zebrane za pomocą systemu drenażu i kierowane do kanalizacji lub do oczyszczalni ścieków. Mogą też być oczyszczane na terenie zakładu unieszkodliwiania odpadów komunalnych, jak ma to miejsce w ZUOK Suchy Las (fig. 16, 17).

W przypadku nasyconych gruntów drobnoziarnistych najważniejszymi mechanizmami transportu zanieczyszczeń

są adwekcja i dyfuzja, podczas gdy dla nasyconego piasku – adwekcja i dyspersja. W przypadku adwekcji ilość transportowanej masy zanieczyszczeń jest proporcjonalna do prędkości przepływu wody podziemnej i początkowego stężenia zanieczyszczeń. Substancje rozpuszczone, które nie reagują chemicznie lub biologicznie, są transportowane ze średnią prędkością równą prędkości przepływu wody. W przeciwnym przypadku następuje opóźnienie frontu przemieszczających się zanieczyszczeń w stosunku do prędkości przemieszczającego się frontu płynów (Małecki, red., 2006; Witczak, red., 2013).

3. OGRANICZENIA SKŁADOWANIA ODPADÓW KOMUNALNYCH

Badania naukowe dotyczące problematyki składowania odpadów są prowadzone od niedawna – od nieco ponad 30 lat. W początkowym okresie dotyczyły przede wszystkim wpływu składowanych odpadów oraz technologii składowania na środowisko przyrodnicze. W późniejszym okresie, ze względu na zagrożenie dla wód podziemnych, zwrócono uwagę na podłoże geologiczne, a w ostatnich latach – na charakterystykę i dobór materiałów do budowy składowisk (Cichy, 1993a; Daniel, 1993; Łuczak-Wilamowska, 1993, 1997a, b; Rowe i in., 1995; ETC 8, 1994; Garbulewski, 2000; Gawriuczenkow, 2002; Majer, 2005; Wysokiński, 2005, 2009; Majer i in., 2007; Ptaszkiewicz, 2007; ITB 225, 337, 339, 340). Oprócz tego zajmowano się nowymi kierunkami w składowaniu odpadów dotyczącymi systemów zabezpieczeń – izolacji różnego typu, gromadzenia i gospodarowania wodami odciekowymi oraz gazami wysypiskowymi. Głównie jednak badania koncentrują się, i nadal powinny się koncentrować, na określeniu stopnia zagrożenia wód podziemnych oraz skutecznego zabezpieczenia przed skaże-

niem podłoża gruntowego składowisk (Łuczak-Wilamowska, 1997a, b, 2002a, b, 2004; Drągowski, Łuczak-Wilamowska, 2005, 2007a, b; Majer i in., 2007; Majer, Łuczak-Wilamowska, 2009; Wysokiński, 2009), a co za tym idzie, na poszukiwaniu nowych rozwiązań dotyczących opracowywania i stosowania nowych materiałów i instalacji.

Głównym problemem w tych działaniach staje się zabezpieczenie środowiska przyrodniczego przed oddziaływaniem na nie składowanych odpadów. Wymaga to zastosowania barier, przesłon, obudowania lub wydzielenia stref przewidywanego negatywnego oddziaływania odpadów, ulegających przemianom w złożu składowiska.

3.1. UWARUNKOWANIA GEOLOGICZNE

Zagrożenia dla środowiska przyrodniczego wynikające z gromadzenia i składowania odpadów (Pawlaczyk-Szpilowa, 1980; Rosik-Dulewska, 2008) oraz wymagania sanitarne

jakości i ochrony poszczególnych elementów środowiska narzucają konieczność budowy i eksploatacji składowiska w sposób ograniczający do minimum emisję zanieczyszczeń, począwszy od wyboru miejsca do składowania, warunków budowy, eksploatacji, aż do ustalenia sposobów rekultywacji i zagospodarowania terenu składowiska. Składowanie odpadów stanowi końcowy etap zintegrowanej gospodarki odpadami (rozdz. 3.2.2, fig. 19). Wybór optymalnej lokalizacji składowiska i jego budowy należy do bardzo istotnych i zarazem do najtrudniejszych zadań w procesie inwestycyjnym tego typu przedsięwzięć. Budowa składowiska zależy głównie od rodzaju składowanych odpadów i lokalizacji obiektu. Składowisko jest projektowane i budowane w stosunkowo krótkim czasie w porównaniu do czasu eksploatacji (*de facto* wznoszenia budowli) oraz funkcjonowania „bioreaktora” w środowisku przyrodniczym. Badania szacunkowe określają czas przemian chemicznych i biochemicznych w korpusie składowiska obecnych odpadów komunalnych nawet na 500 lat. Zatem izolacja odpadów w składowisku, zwłaszcza w jego dnie, powinna zachować swoje właściwości i funkcjonalność w bardzo długim czasie. Odpowiednia lokalizacja oraz zastosowane materiały budowlane, odporne na działanie różnorodnych związków chemicznych i energii cieplnej wytwarzanej podczas ich przemian, powinny gwarantować bezpieczeństwo dla środowiska.

Jak już wcześniej wspomniano, składowisko odpadów obecnie powinno być tylko elementem (składowania balastu) – sekcją składowania większej instalacji przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów w ramach RIPOK¹⁵ w systemie zintegrowanej gospodarki odpadami komunalnymi. Nasuwa się więc pytanie, jak zapewnić warunki bezpieczeństwa dla obiektu i środowiska przyrodniczego oraz jakie obrać kryteria lokalizacji, żeby na tym obszarze można było bezpiecznie przechowywać odpady?

3.1.1. KRYTERIA WYBORU LOKALIZACJI SKŁADOWISK ODPADÓW

Rozważanie wyboru lokalizacji składowiska odpadów powinno uwzględniać ład przestrzenny w krajobrazie, zgodny z miejscowym planem zagospodarowania przestrzennego. Ponadto lokalizacja składowiska odpadów musi odpowiadać przepisom prawa określonym w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 24 marca 2003 r. Według tego rozporządzenia składowiska odpadów niebezpiecznych oraz składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne (m.in. składowiska odpadów komunalnych) nie mogą być umiejscowione:

- 1) w strefach zasilania głównych i użytkowych zbiorników wód podziemnych (GZWP, UZWP – patrz rozdz. 3.3);

- 2) w obszarach otulin parków narodowych, rezerwatów przyrody i obszarów ochrony przyrody (Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody);
- 3) na terenie lasów ochronnych (ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych);
- 4) w dolinach rzek, w pobliżu zbiorników wód śródlądowych, na terenach źródłiskowych, bagiennych i podmokłych, w obszarach mis jeziornych i ich strefach krańdowych, na obszarach bezpośredniego bądź potencjalnego zagrożenia powodzią w rozumieniu przepisów prawa wodnego (DzU 2001 Nr 115, poz. 1229);
- 5) w strefach osuwisk, zapadlisk terenu, w tym powstałych w wyniku zjawisk krasowych, oraz zagrożonych lawinami;
- 6) na terenach o nachyleniu powyżej 10°;
- 7) na terenach zaangażowanych tektonicznie i deformacji glaciektonicznych, poprzecinanych uskoki, spękanymi lub zeszcelinowanymi;
- 8) na terenach wychodni skał porowatych, skrasowiałych i skawernowanych;
- 9) na glebach I i II klasy bonitacyjnej (Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych);
- 10) na terenach, na których mogą wystąpić deformacje powierzchni na skutek szkód górniczych (Prawo Geologiczne i Górnicze z dnia 9 czerwca 2011 r.);
- 11) w obszarach ochrony uzdrowiskowej (ustawa o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych¹⁶);
- 12) w obszarach górniczych utworzonych dla kopalni leczniczych (jw.);
- 13) w obszarach określonych w odrębnych przepisach.

Składowiska odpadów obojętnych nie mogą być lokalizowane na obszarach, o których jest mowa w punktach 1–6 i 13.

Głównym elementem, który rozważa się podczas wyboru miejsca pod składowisko, jest ochrona wód podziemnych lub wód stanowiących rezerwę zaopatrzenia ludności w wodę. Według rozporządzenia, przewidywany najwyższy piezometryczny poziom wód podziemnych powinien znajdować się co najmniej 1 m poniżej poziomu projektowanego wykopu dna składowiska. Jeśli istnieje zagrożenie jakości tych wód (rozdz. 3.3), należy przeprowadzić szczegółową analizę warunków, w której wyniku może nastąpić wyłączenie danej lokalizacji lub dopuszczenie z zastosowaniem specjalnych zabezpieczeń technicznych.

Do budowy składowisk powinno się wybierać tereny o sprzyjających warunkach, które będą stanowiły odpowiednie podłoże dla tego typu budowli. Terenami preferowanymi są obszary:

- występowania miększych, ciągłych warstw gruntów nieprzepuszczalnych – będą to w szczególności utworzy spoiste oraz skały lite, nieszczeleinowate;

¹⁵ Regionalna Instalacja Przetwarzania Odpadów Komunalnych

¹⁶ Ustawa z dnia 28 lipca 2005 r. lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (DzU 2005 Nr 167, poz. 1399 z późn. zmianami)

- poeksploatacyjne skał nieprzepuszczalnych – w szczególności eksploatacji utworów spoiстых;
- tereny o stabilnych mechanicznie skarpach, bez przesiąków wód podziemnych, bez udokumentowanych i potencjalnych ruchów masowych, o niewielkich spadkach powierzchni terenu;
- wyrobiska podziemne w nieprzepuszczalnym dla odcieków górotworze, stabilnym mechanicznie i suchym – bez odpływu i dopływu wód podziemnych z zewnątrz;
- obszary oddalone od rejonów cennych przyrodniczo i siedzib ludzkich, uwarunkowane zagospodarowaniem przestrzennym, tak żeby ryzyko oddziaływania nie obniżało komfortu życia.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24 marca 2003 r. formułuje też kryteria odnośnie barier geologicznych dla nowobudowanych składowisk:

- dla składowisk odpadów niebezpiecznych – miąższość naturalnej bariery geologicznej o współczynniku filtracji $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s powinna być nie mniejsza niż 5 m;
- dla odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne – miąższość takiej warstwy o $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s powinna być nie mniejsza niż 1 m.

Ponadto:

- naturalna bariera geologiczna powinna mieć rozciągłość przekraczającą w planie obszar projektowanego składowiska;
- w miejscach, gdzie ta bariera nie spełnia kryteriów określonych wyżej, należy zastosować sztuczną barierę geologiczną, wykonaną jako element konstrukcji składowiska, o miąższości nie mniejszej niż 0,5 m i współczynniku filtracji $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s;
- w skład konstrukcji składowiska mogą wchodzić elementy stanowiące izolacje syntetyczne;
- budowa przykrycia składowiska powinna także zawierać warstwy mineralnego uszczelnienia (warstwa ekranująca) o wartości współczynnika filtracji nie większej niż $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s, o miąższości nie mniejszej niż 0,5 m oraz izolacji syntetycznej – w zależności od sposobu użytkowania zamkniętego już składowiska odpadów (rozdz. 4.1).

Należy podkreślić, że w rozporządzeniu jest mowa o wartościach minimalnych koniecznych do zapewnienia bezpieczeństwa funkcjonowania obiektu, a od decyzji geologa (projektanta) zależy wybór miejsca i określenie miąższości warstw mineralnej izolacji w konstrukcji obiektu. Zależy to również od właściwości gruntów, przeznaczonych do wykonania tego elementu budowli. Jednocześnie z punktu widzenia warunków geologicznych występowania i wykształcenia gruntów o funkcji naturalnej bariery geologicznej trudno określić w jakim stopniu są one jednorodne i w jakim stopniu spełniają warunek izolacyjności, a ponadto w jakim stopniu bariera ta jest ciągła – nie zawiera kawern, szczelin z wysychania, i czy występują w niej spękania i mikrospękania tektoniczne lub korzenie roślin (w strefie przypowierzchniowej). Te cechy charakteryzujące podłoże obiektu pozwalają

zdecydować, czy można je uznać za naturalną barierę geologiczną. W regulacjach prawnych jest zapisane obligatoryjne wykorzystanie gruntów rodzimych i stosowanie gruntów naturalnych do formowania warstw mineralnego uszczelnienia w wymiarze minimalnym, co niestety dopuszcza podejmowanie błędnych decyzji administracyjnych.

Żeby odpady mogły być bezpiecznie składowane, budowę składowiska jako obiektu budowlanego można i należy uzupełnić innymi elementami technicznymi poprawiającymi jego bezpieczeństwo i minimalizującymi ryzyko negatywnego oddziaływania odpadów na środowisko. Wynika z tego, że przy lokalizacji składowiska odpadów budowa geologiczna podłoża i otoczenia obiektu odgrywa kluczową rolę.

Także w budowie warstw rekultywacyjnych przykrywających odpady znajdują się warstwy mineralnego uszczelnienia. Jest to bariera zabezpieczająca przed emisją gazów wysypiskowych, a także ograniczająca dopływ wód opadowych do składowanych odpadów. Istotne jest więc wskazanie złóż odpowiednich surowców do budowy takich barier.

Ogromnym wyzwaniem staje się także zamykanie składowisk, które były zakładane w XX wieku, a które funkcjonują do dziś bez prawidłowego uszczelnienia. Obiekty te obecnie nie spełniają warunków dotyczących lokalizacji i budowy oraz zasad planowania i zagospodarowania przestrzennego.

Jednym ze sposobów ograniczenia ich negatywnego oddziaływania jest przykrycie wierzchołki. Do tego celu powinny być wykorzystywane odpowiednie surowce mineralne. Tak więc zapotrzebowanie na surowce jest bardzo duże, nie tylko ze względu na liczbę obiektów będących na różnych etapach funkcjonowania, ale także ze względu na kubaturę materiału koniecznego do przykrycia jednego składowiska.

Analiza utworów spoiстых Polski pod kątem ich przydatności do formowania barier izolacyjnych składowisk odpadów była przedmiotem badań wykonywanych przez Instytut Techniki Budowlanej w Warszawie przy współudziale Wydziału Geologii Uniwersytetu Warszawskiego na zlecenie Ministerstwa Środowiska, a finansowanych przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (Majer i in., 2007).

Przy wyborze lokalizacji składowiska należy rozpoznać sytuację hydrogeochemiczną (tła hydrochemicznego) otoczenia projektowanego obiektu w celu prowadzenia odpowiedniego monitoringu i dokonania oceny oddziaływania na środowisko w czasie jego funkcjonowania.

Obszar przewidziany na składowisko odpadów powinien być tak zaprojektowany, przygotowany i urządzony, aby szkodliwe substancje w postaci części stałych, odcieków i gazów nie mogły się z niego przedostać do atmosfery, biosfery, hydrosfery ani litosfery. Najistotniejsze jest zabezpieczenie wód podziemnych i zapewnienie stateczności składowiska jako budowli inżynierskiej.

Barierę geologiczną, jak już wspomniano, stanowią strefę samooczyszczania odcieków, są więc też bardzo ważnym elementem w ochronie stanu hydrogeochemicznego środowiska geologicznego.

3.1.2. KWALIFIKOWANIE GRUNTÓW DO FORMOWANIA MINERALNYCH BARIER IZOLACYJNYCH – KRYTERIA PRZYDATNOŚCI

Przesłony mineralne – gruntowe (bariery geologiczne naturalne lub formowane) powinny wykazywać dwie grupy cech: charakteryzujące izolacyjność (bariera dla przemieszczających się roztworów – hydroizolacja) i wytrzymałość (jako materiał budowlany do formowania obiektu). Jednak trudno jest postawić jednoznacznie granicę między tymi cechami. Przykładem może być zachowanie ciągłości warstwy przy nierównomiernych osiadaniach lub wykonanie warstw izolacyjnych na skarpach składowiska z zachowaniem ich stateczności, albo grunty spoiste o niskiej wilgotności wytrzymałe w skali laboratoryjnej, a w makroskali – szczelino-wate lub przekształcone w wyniku procesów glaciektonicznych. Do oceny przydatności gruntów do tworzenia barier izolacyjnych przyjmuje się następujące kryteria przydatności (wg Majer i in., 2007):

1. Kryterium granulometryczne – podstawowe i najważniejsze w literaturze przedmiotu (Rowe i in., 1995; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Majer, 2005; Wysokiński, 2009) do stosowania *in situ* i formowania przesłon izolacyjnych. W tym kryterium oprócz uziarnienia gruntu, bardzo istotną cechą jest struktura uziarnienia – procentowy udział poszczególnych frakcji w gruncie. Grunty mogą (lub nie) być wykorzystane w postaci gruntów rodzimych lub naturalnych oraz po zastosowaniu zabiegów modyfikujących strukturę uziarnienia – poprzez tworzenie np. mieszanek gruntowych (Łuczak-Wilamowska, 1997a, b). Struktura uziarnienia rzutuje także na inne podstawowe kryteria przydatności gruntów, tj. współczynnik filtracji, zagęszczalność, odkształcalność, a także na cechy wytrzymałościowe.

2. Kryterium mineralogiczne – zakłada konieczność indywidualnej oceny przydatności gruntu ze względu na udział minerałów ilastych. Kryterium to będzie miało znaczenie z uwagi na rodzaj odpadów składowanych w projektowanym składowisku i toksyczność powstających wód odciekowych. Rodzaj minerałów ilastych warunkuje charakterystyczną odporność chemiczną, wielkość powierzchni właściwej, a co za tym idzie – wielkości sorpcji. To kryterium determinuje zapotrzebowanie na surowiec o odpowiedniej jakości. Istotna jest sumaryczna zawartość minerałów ilastych i nie powinna być ona mniejsza niż 20%. Poza minerałami ilastymi istotny jest udział węglanów i substancji organicznej. Nie powinien być on wyższy niż odpowiednio 15% i 5% (Wysokiński, 2009; ITB 337; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b).

3. Kryterium powierzchni właściwej – istotnym warunkiem przydatności gruntu jest znaczna powierzchnia właściwa i zdolność gruntu do sorbowania zanieczyszczeń (Helios-Rybicka, 1986; Kyzioł, 1994; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Choma-Moryl, 2002, 2004). Skuteczność mineralnych izolacji składowisk odpadów w ogromnym stopniu zależy od zjawisk fizykochemicznych zachodzących na granicy ciała stałe-roztwór odciekowy w wymiarze jakościowym i ilościowym. Zależne jest to od rodzaju i zawartości mine-

rałów ilastych w gruncie oraz chemizmu układu grunt-faza ciekła. Intensywność oddziaływań zależy natomiast od wielkości powierzchni, na której te zjawiska zachodzą. Dodatkowo, w zależności od środowiska chemicznego, może nastąpić współwytrącanie związków chemicznych z roztworu. Pojemność sorpcyjna i powierzchnia właściwa są to cechy, które mogą orientacyjnie określić możliwość wiązania jonów z roztworu, a także pośrednio określają wielkość innych parametrów gruntu (takich jak uziarnienie – zawartość frakcji ilowej i jej skład mineralny).

4. Kryterium wiązania i kumulowania zanieczyszczeń. Odcieki są roztworami różnych związków chemicznych (organicznych i nieorganicznych) i jonów – także metali ciężkich. Minerale ilaste są szczególnymi sorbentami metali ciężkich (Förstner, 1979a; Helios-Rybicka, 1986; Calmano i in., 1988; Roszak, 1989; Jarosińska, Twardowska, 1991; Osmęda-Ernst, Witczak, 1991; Osmęda-Ernst, 1991; Helios-Rybicka, Kyzioł, 1991a, b; Kyzioł, 1994; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Kugler i in., 2002; Ptaszkiewicz, 2007; Falkowska, 2009; Borkowski i in., 2012, 2013; Rydelek i in., 2012; Rydelek, 2013). Rola, jaką spełniają w procesach ich wiązania i kumulowania, ma ogromne znaczenie w szeroko pojętej problematyce oczyszczania środowiska skażonego tymi metalami, jak również ochrony wód podziemnych i gruntów przed zanieczyszczeniami.

5. Kryterium formowania (kryterium technologiczne). Prühs i Kowalov (1992) proponują, żeby wilgotność formowania warstw była większa od wilgotności optymalnej, ale jednocześnie nie była większa niż ta, przy której wskaźnik zagęszczenia gruntu byłby niższy od 0,95. Brański i in. (1994) oraz Rowe i in. (1995) zalecają zagęszczanie materiału mineralnego o wilgotności wyższej od optymalnej o 2 do 4% dla gruntów pylastych. Większa ilość wody w gruncie pozwala na dokładniejsze dopasowanie ziaren i poziome ułożenie cząstek ilastych. Przy zagęszczaniu gruntu w takich warunkach można uzyskać minimalną wartość współczynnika filtracji wykonanego uszczelnienia. Drugim czynnikiem przemawiającym za takim zaleceniem są warunki atmosferyczne, w jakich prowadzi się prace budowlane. Majer (2005) w tym kryterium wydziela dwa elementy – wilgotność formowania i odpowiadający jej stan gruntu. W trakcie formowania przesłony potrzebna jest szybka informacja o wilgotności gruntu w momencie formowania, a badanie wilgotności optymalnej jest długotrwałe. W związku z tym wilgotności optymalnej przypisano stan gruntu, który w warunkach budowy można kontrolować np. metodą waleczkowania. W tym celu Majer (2005) wyznaczyła obszar optymalnych wartości wilgotności formowania i optymalnego stopnia plastyczności. Przedział wilgotności formowania określono na $w_{opt} \leq w_f \leq 1,20 w_{opt}$ i przedział optymalnych wartości stopnia plastyczności $-0,1 \leq I_L \leq 0,1$.

6. Kryterium plastyczności. Granice obszarów (na diagramie Cassagrande'a zależności wskaźnika plastyczności od granicy płynności) gruntów przydatnych wyznacza wskaźnik plastyczności w zakresie od 15 do 70% (Wysokiński, 2009).

7. Kryterium deformacyjne jest charakteryzowane kilkoma parametrami: skurczem liniowym, aktywnością, szyb-

kością rozmakania, ciśnieniem pęcznienia, wskaźnikiem pęcznienia. Wartości tych parametrów odzwierciedlają przemienność gruntu w kontakcie z wodą. Wartość aktywności powinna być większa od 0,4, wartość skurczu liniowego nie powinna przekraczać 16%; ciśnienia pęcznienia – 5 kPa, a wskaźnika pęcznienia – 4% (Wysokiński, 2009).

8. Kryterium szczelności. Jest to główne kryterium przydatności gruntu jako przesłony izolacyjnej. Przepisy wielu krajów określają graniczną wartość współczynnika filtracji gruntów (tab. 7). Polskie przepisy wymagają, żeby grunty podłoża kwalifikowane jako geologiczna bariera izolacyjna wykazywały wartość współczynnika filtracji nie większą niż 10^{-7} m/s przy miąższości warstwy nie mniejszej niż 5 m oraz grunty przeznaczone do formowania takich barier wartość k nie większą niż $1 \cdot 10^{-9}$ m/s przy miąższości nie mniejszej niż 0,5 m dla wszystkich typów składowisk odpadów. Znaczącą rolę w przenoszeniu zanieczyszczeń w ośrodku porowatym ma transport dyfuzyjny. Zwiększa się on wraz ze zmniejszeniem się wymiaru porów w gruncie. Efektywny współczynnik dyfuzji jest określany doświadczalnie dla konkretnego jonu. Istotne znaczenie ma jednak fakt, że wartość dyfuzji wpływa na prędkość i wielkość przemieszczania się ładunku zanieczyszczeń przez warstwy mineralnego uszczelnienia (Kalbe i in., 2002; Ferrell i in., 2002). Jako kryterium wartości współczynnika dyfuzji przyjmuje się wartość rzędu 10^{-9} m²/s (Małecki, red., 2006; Wysokiński, 2009; Witczak, red., 2013).

9. Kryterium odkształcenia. Według tego kryterium jest oceniana wartość osiadań przesłony na podstawie wartości modułu ściśliwości. Jego wartość można wyznaczyć w laboratorium metodą konsolidometryczną lub edo-

metryczną, w terenie za pomocą płyty statycznej VSS lub płyty dynamicznej. Minimalna wartość modułu, jaką mogą wykazywać grunty przeznaczone na izolacje, nie powinna być mniejsza niż $M_o = 5$ MPa (Wysokiński, 2009).

10. Kryterium wytrzymałości. Kryterium to jest wyrażane przez wartość kąta tarcia wewnętrznego ϕ i spójności c lub wartość wytrzymałości gruntu na ścinanie „bez odpływu” τ , które są istotne dla nośności warstwy mineralnego uszczelnienia. Wartości te zależą od rodzaju gruntu i jego stanu oraz od technologii wbudowywania. Minimalne wartości tych parametrów przyjmuje się odpowiednio na nie mniej niż: $\phi = 3^\circ$, $c = 35$ kPa, $\tau = 40$ kPa (Wysokiński, 2009).

Szczegółowe wymagania dla izolacyjnych przesłon mineralnych i gruntów użytych do ich wykonania są zawarte w zaleceniach, wytycznych, instrukcjach i literaturze przedmiotu (Daniel, Koerner, 1995; Rowe i in., 1995; Majer, 2005; Wysokiński, 2009; Klimek i in., 2010, ITB 337; NRA, Rozporządzenie MS z dn. 24 marca 2003). W tabeli 7 zestawiono podstawowe wymagania dla gruntów i wykonanych z nich warstw mineralnego uszczelnienia według różnych autorów.

W zestawieniu tym zauważa się zróżnicowanie wymagań wynikające z doświadczeń autorów, przepisów krajowych, regionalnych uwarunkowań geologicznych. Projekt obiektu powinien być przygotowany odpowiednio do danej sytuacji geologicznej i hydrogeologicznej, zależnie od dostępnego materiału mineralnego (gruntu) oraz od wielkości składowiska i rodzaju składowanych odpadów, tak by przechowywanie ich w składowisku było jak najbardziej bezpieczne dla środowiska.

Tabela 7

Kryteria przydatności gruntów na warstwy mineralnego uszczelnienia według różnych autorów (za Majer i in., 2007)

Criteria of suitability of soils for mineral sealing beds, according to various authors (after Majer i in., 2007)

Kryterium przydatności	Miano	ITB (1995)	Daniel, Korner (1995)	Rowe i in. (1995)	EPA530-R-93-017	NRA	Majer (2005)	Łuczak-Wilamowska (1997a)
Współczynnik filtracji	m/s	10^{-9}	$\leq 1 \cdot 10^{-9}$	10^{-9} – 10^{-10}	$\leq 1 \cdot 10^{-9}$	$\leq 1 \cdot 10^{-9}$	10^{-10}	$\leq 1 \cdot 10^{-9}$
Granica płynności	%	>30				≤ 90	≥ 30	
Wskaźnik plastyczności	%	>20	≥ 7 –10	>7	>10	≥ 6 –12 ≤ 65	≥ 15	7–27
Zawartość frakcji ilowej	%	≥ 20	≥ 10 –20	15–20		>10	≥ 20	
Zawartość części drobnych (suma frakcji ilowej i pyłowej)	%	>60	≥ 30 –50		≥ 30		≥ 60	
Zawartość frakcji żwirowej	%	brak	≤ 30 –50				≤ 10	brak
Zawartość minerałów ilastych	%			15–20			≥ 20	
Zawartość węgla wapnia	%	≤ 1					≤ 15	
Zawartość części organicznych	%	≤ 2					≤ 5	
Aktywność wg Skemptona	–			$\geq 0,3$				
Pojemność sorpcyjna	g/100g			≥ 10				
Wskaźnik porowatości	–							<0,35
Wskaźnik pęcznienia	%						≥ 5	

Jednoczesne zachowanie wymagań izolacyjności i wytrzymałości mineralnych materiałów uszczelniających dla składowisk odpadów często jest sprzeczne. Na przykład potrzeba spełnienia kryterium wysokiej wartości wskaźnika plastyczności i zachowania stanu plastycznego materiału mineralnych warstw uszczelniających jest sprzeczna z potrzebą zachowania niskiego wskaźnika skurczalności, odporności na poślizg (wytrzymałości na ścinanie) oraz unikania tworzenia się kolein (nierównomierne osiadanie pod obciążeniem) w trakcie układania warstw. Kolidują ze sobą również: niedopuszczenie do infiltracji wód odciekowych w głąb uszczelnienia i w podłoże naturalne, a więc „konieczność” gromadzenia się roztworów w cienkiej warstwie pod geomembraną (np. w wyniku jej uszkodzenia lub dopuszczalnych defektów) i potrzeba uzyskania wysokich parametrów stateczności konstrukcji. Ta cienka warstwa wyjątkowo silnie nawilgoconego gruntu, będąca niewielką częścią izolacji mineralnej składowiska, jest powierzchnią osłabienia i potencjalnego poślizgu w obrębie budowli (Łuczak-Wilamowska, 1997a).

3.2. WYMAGANIA PRAWNE

Obecnie regulacje prawne dotyczące postępowania z odpadami stanowią bardzo rozbudowany zespół aktów prawnych. Polskie przepisy prawie w całości są oparte na postanowieniach prawa Unii Europejskiej.

3.2.1. PRAWO UNII EUROPEJSKIEJ

Prawo unijne w zakresie gospodarowania odpadami jest stosunkowo młode, sięgające tylko do lat siedemdziesiątych XX w. Mimo krótkiej historii, postęp cywilizacji w tym okresie wpłynął na dostrzeżenie problemów związanych z odpadami. Tematykę tę poruszono w kilkudziesięciu unijnych aktach prawnych o bardzo zróżnicowanej treści i stopniu szczegółowości. Zarówno krajowe, jak i unijne regulacje prawne przechodzą ciągłą ewolucję i dość często są zmieniane.

W 1975 r. przyjęto pierwszą ramową dyrektywę w dziedzinie odpadów. Była nią Dyrektywa Rady w sprawie odpadów [75/442/EWG]. Po raz pierwszy zdefiniowano podstawowe pojęcia, takie jak: „odpady”, „posiadacz”, „wytwórca”, „odzysk” i „unieszkodliwienie”, a także poruszono fundamentalne zagadnienia, jak na przykład: hierarchia postępowania z odpadami, konieczność zmniejszenia składowania odpadów, zapewnienie wystarczającej liczby obiektów gospodarujących odpadami i usług w tym zakresie. Na mocy dyrektywy państwa członkowskie zostały zobowiązane do utworzenia systemów pozwoleń i nadzoru nad posiadaczami odpadów oraz przedsiębiorcami gospodarującymi odpadami, a także do sporządzania „Krajowych Planów Gospodarowania Odpadami” (Kłopotek, 2003).

Prawodawstwo dotyczące gospodarowania odpadami w Unii Europejskiej nie ogranicza się do dyrektyw, choć to właśnie one wraz z rozporządzeniami i decyzjami mają charakter wiążący. Opinie, zalecenia, komunikaty czy programy działań wydawane przez organa UE (Kenig-Witkowska, 2011), obok strategii lub rezolucji, są stosowane w celu zasygnalizowania problemów oraz zadań i sposobów działania.

Na przykład strategia z 1989 r. dotycząca ochrony środowiska stanowi wytyczne polityki gospodarki odpadami. W „Strategii Wspólnoty w odniesieniu do odpadów” ustalono wówczas pięć podstawowych zasad:

1. Zasada zapobiegania – zapobieganie powstawaniu odpadów poprzez czyste technologie i produkty, czyli odejście od tzw. „reguły końca rury” („*end of pipe*”), która proponuje jedynie działania naprawcze na końcu procesów produkcji.

2. Zasada recyklingu i powtórnego wykorzystania odpadów – tworzenie rynków zbytu dla produktów wytwarzanych w procesie powtórnego wykorzystania i recyklingu.

3. Zasada optymalizacji ostatecznego usuwania – składowanie musi odpowiadać rygorystycznym normom; działania powinny być ukierunkowane na zwiększenie wysiłków w celu zastosowania innych procesów obróbki fizykochemicznej lub biologicznej odpadów.

4. Zasada regulacji przewozu zgodna z Konwencją Bazylejską*.

5. Zasada działań naprawczych – ustanowienie ścisłego zakresu odpowiedzialności za odpady niebezpieczne, od chwili ich powstania do unieszkodliwienia (*cradle-to-grave* czyli „od kołyski do grobu”) (Władziszewski, 2003).

W 1997 r. opublikowano Rezolucję Rady w sprawie strategii Wspólnoty w gospodarowaniu odpadami¹⁷. Dokument ten podtrzymał przyjęte wcześniej podstawowe założenie postępowania z odpadami, **traktujące unieszkodliwienie poprzez składowanie jako najgorszy sposób, akceptowalny jedynie w ostateczności**. Ponadto szerzej ujęto i sprecyzowano zasadę „zanieczyszczający płaci” – postanowiono, że nie będzie się to odnosić wyłącznie do wytwórców, ale także do innych posiadaczy odpadów (Górski, 2009).

W 1999 r. opublikowano dyrektywę w sprawie składowania odpadów. Szczególnie znaczący dla Polski stał się zapisany w dyrektywie, wymóg przyjęcia krajowej strategii zmierzającej do ograniczenia ilości składowanych odpadów biodegradowalnych (Dyrektywa Rady 1999/31/WE, Art. 5, ust. 2). Punktem odniesienia jest łączna ilość odpadów tego typu wyprodukowanych w 1995 r. Dla naszego kraju oznacza to redukcję ilości odpadów biodegradowalnych unieszkodliwianych na składowiskach:

- do 2006 r. – do 75% całkowitej ilości komunalnych odpadów biodegradowalnych wytworzonych w 1995 r.;
- do 2009 r. – do 50% całkowitej ilości komunalnych odpadów biodegradowalnych wytworzonych w 1995 r.;

¹⁷ Rezolucja Rady z dn. 24 lutego 1997 r.

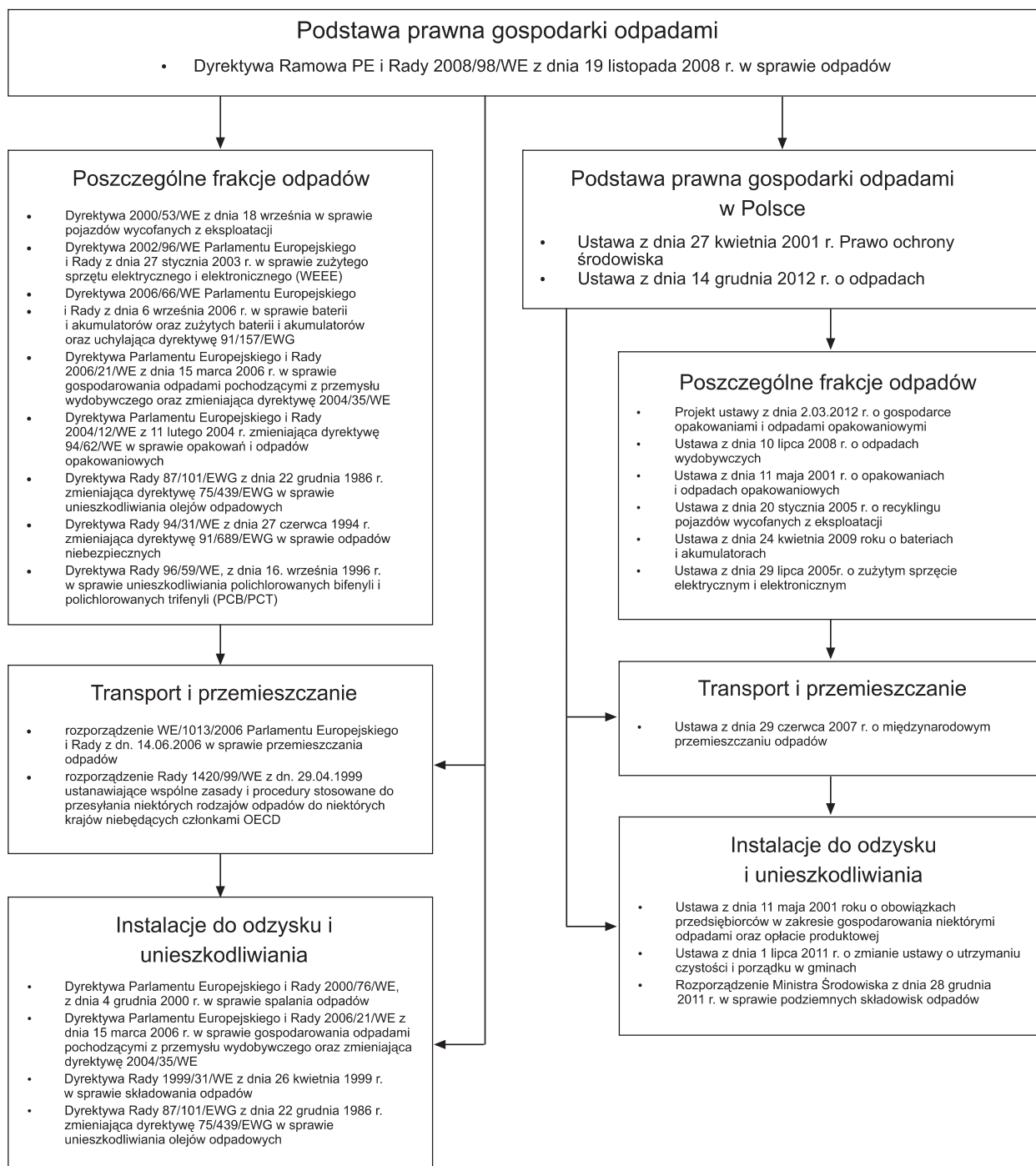


Fig. 18. Podstawy prawne gospodarowania odpadami

Legal framework of waste management

– do 2016 r. – do 35% całkowitej ilości komunalnych odpadów biodegradowalnych wytworzonych w 1995 r.

Jednak państwa członkowskie, które w 1995 r. składowały powyżej 80% wytworzonych odpadów komunalnych, wynegocjowały dłuższy o 4 lata okres dostosowania się do tego wymogu. Przepis ten więc uległ zmianie: 75% do 2010 r., 50% do 2013 r. oraz 35% do 2020 r. ilości odpadów komunalnych wytworzonych w 1995 r. ulegających biode-

gradacji. Ograniczenie to powinno być osiągnięte w wyniku zastępowania składowania – recyklingiem, kompostowaniem, produkcją biogazu i innymi działaniami prowadzonymi do odzysku materiałów i energii.

Dyrektywa ta zawiera także wymagania i ograniczenia odnoszące się do składowisk odpadów. Wymagania dotyczą lokalizacji, ochrony wód, gleb, powietrza oraz dostępu do składowiska osób nieuprawnionych oraz zakazu składowa-

nia niektórych odpadów, m.in.: płynnych, niebezpiecznych, medycznych i weterynaryjnych, a także nierozdrobnionych zużytych opon. W opłatach za składowanie odpadów powinny być uwzględnione koszty inwestycyjne budowy, eksploatacji i zamknięcia obiektu.

Istotnymi elementami działań na rzecz ochrony środowiska są programy unijne. Wyznaczają one cele strategiczne, do których należy dojść na drodze edukacji, rozwoju nauki i techniki, a nie działań władczych (Lipiński, 2010). Dotychczas zrealizowano sześć tego typu programów.

VI program „Environment 2010: Our Future, Our Choice” („Środowisko 2010: Nasza przyszłość, nasz wybór”) objął lata od 2002 do 2012 r. i priorytetowe działania, m.in. w zakresie rozwiązywania problemów dotyczących ochrony środowiska i zdrowia oraz zachowania naturalnych zasobów i efektywnego zarządzania odpadami.

Problem odpadów przedstawiono wspólnie z zagadnieniami nadmiernej eksploatacji zasobów naturalnych. Wyzwaniem stało się zmniejszenie do 2010 r. ilości odpadów przeznaczonych do ostatecznego składowania o 20% w stosunku do 2000 r. i o 50% do 2050 r.

W Strategii „Promowanie zrównoważonego wykorzystania zasobów – Strategia tematyczna w sprawie zapobiegania powstawaniu odpadów i ich recyklingu” (SEC, 2005), poruszono także problem likwidacji zależności między wzrostem gospodarczym a wzrostem ilości wytwarzanych odpadów. Jej celem długoterminowym jest wspieranie mechanizmów rynkowych promujących recykling. Zaproponowano wprowadzenie analizy cyklu życia zasobu oraz uproszczenie i uaktualnienie obowiązującego prawodawstwa (Bukowski, 2007). Komisja UE zachęciła do korzystania z dyrektywy IPPC, zintegrowanej polityki produktu (IPP) oraz innych narzędzi i działań pod szyldem dobrej praktyki (BEPOS, 2006).

Dyrektywa Ramowa po nowelizacji¹⁸ (Dyrektywa 2008/98/WE) weszła w życie 12 grudnia 2008 r. i uchyliła wcześniejszą dyrektywę 2006/12/WE, a także dwie inne dyrektywy: o olejach odpadowych 91/689/EWG i o odpadach niebezpiecznych 75/439/EWG.

Dyrektywa Ramowa o odpadach 2008/98/WE w pierwszej kolejności podaje zestaw definicji i pojęć (m.in.: „odpady”, „zbieranie”, „odzysk” i „unieszkodliwianie”, „gospodarowanie odpadami” oraz definiuje określenia „produkty uboczne” – niebędące odpadami, a także kategorii systemowej umożliwiającej **zniesienie statusu odpadu**¹⁹. Pozwala to na łatwiejsze odróżnienie odpadu od produktu. Zweryfikowano kolejność postępowania z odpadami, poprzez dodanie przed recyklingiem procesu **przygotowania do ponownego użycia**, przez który rozumie się odzysk polegający na sprawdzeniu, czyszczeniu lub naprawie (Bukowski, 2012). Niemniej jednak priorytetem pozostaje odzysk, a ostatecznością – składowanie.

Dyrektywa zobowiązuje państwa członkowskie do podjęcia środków w celu wspierania sieci punktów ponownego wykorzystania, napraw i recyklingu. Wprowadzono także „rozszerzoną odpowiedzialność producenta”. Odnosi się ona do wspierania projektowania i produkcji wyrobów, które łatwo można naprawić, ponownie wykorzystać lub poddać recyklingowi – czyli wyrobów, których istnienie zmniejsza obciążenie dla środowiska w trakcie całego cyklu ich życia – od produkcji do utylizacji.

Podstawowym instrumentem porządkującym działania na różnych poziomach zarządzania administracyjnego są plany gospodarki odpadami. Ponadto kraje członkowskie powinny opracować i przedstawić programy zapobiegania powstawaniu odpadów, nie później niż do 12 grudnia 2013 r. Dyrektywa reguluje także szczegółowe zasady postępowania z określonymi kategoriami odpadów, w tym także z bioodpadami. Zobowiązuje do organizowania selektywnego zbierania tych odpadów w celu kompostowania. Powinnością państw członkowskich jest przedstawianie Komisji co trzy lata sprawozdań z osiągniętych rezultatów w realizacji założonych celów. Jeśli cele te nie będą osiągnięte, w raportach tych powinny być wskazane trudności w ich realizacji oraz przedstawione działania zamierzające do poprawy obecnego stanu.

¹⁸ Fragment preambuły Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w sprawie odpadów:

„Konieczna jest zmiana dyrektywy 2006/12/WE w celu wyjaśnienia kluczowych pojęć, takich jak: definicje odpadów, odzysku, unieszkodliwiania, aby wzmocnić środki konieczne do przeciwdziałania powstawaniu odpadów, wprowadzić podejście uwzględniające cały cykl życia produktów i materiałów, a nie tylko fazę odpadu oraz skupić się na zmniejszaniu oddziaływania na środowisko, jakie wywiera wytwarzanie odpadów i gospodarowanie nimi, co podniesie wartość ekonomiczną odpadów. Ponadto powinno zachęcać się do poddawania odpadów odzyskowi oraz wykorzystywania odzyskanych materiałów w celu ochrony zasobów naturalnych.”

¹⁹ Art. 5 Dyrektywy:

„1. Substancja lub przedmiot, powstające w wyniku procesu produkcyjnego, którego podstawowym celem nie jest ich produkowanie, mogą być uznane za produkt uboczny, a nie za odpady, o których mowa w art. 3 pkt 1, wyłącznie jeżeli spełnione są następujące warunki:

a) dalsze wykorzystywanie danej substancji lub tego przedmiotu jest pewne;

b) dana substancja lub przedmiot mogą być wykorzystywane bezpośrednio bez jakiegokolwiek dalszego przetwarzania innego niż normalna praktyka przemysłowa;

c) dana substancja lub przedmiot są produkowane jako integralna część procesu produkcyjnego;

d) dalsze wykorzystywanie jest zgodne z prawem, tzn. dana substancja lub przedmiot spełniają wszelkie istotne wymagania dla określonego zastosowania w zakresie produktu, ochrony środowiska i zdrowia ludzkiego, i nie doprowadzi do ogólnych niekorzystnych oddziaływań na środowisko lub zdrowie ludzkie.

Spełnienie przez dany przedmiot wszystkich wyżej wymienionych warunków pozwala na uznanie, że nie mamy do czynienia z odpadem, a z produktem ubocznym.”

3.2.2. WYMAGANIA KRAJOWYCH PRZEPISÓW POSTĘPOWANIA Z ODPADAMI

Wdrożenie do polskiego porządku prawnego Dyrektywy Ramowej o odpadach odbyło się na drodze przyjęcia nowej ustawy o odpadach z dn. 14 grudnia 2012 r.

Dokumentem, rozpatrywanym nierozłącznie z Dyrektywą Ramową, jest Dyrektywa w sprawie składowania odpadów. Polska dostała w niej możliwość wydłużenia okresu przeprowadzenia redukcji składowania odpadów biodegradowalnych do 2010 r.

Ustawa „Prawo ochrony środowiska” (DzU Nr 62, poz. 627, z późn. zm.) z 27 kwietnia 2001 r. jest aktem prawnym, który porządkuje prawnoustrojowe i materialnoprawne podstawy ochrony środowiska. Jest to swego rodzaju „konstytucja” w dziedzinie ochrony środowiska. Zawiera regulacje, które odnoszą się do wszystkich dziedzin ochrony środowiska przyrodniczego, w tym do gospodarki odpadami.

Z punktu widzenia przedsiębiorców i innych zajmujących się gospodarowaniem odpadami najbardziej istotne są przepisy zawarte w tytule III ustawy Prawo ochrony środowiska (POŚ) – „Przeciwdziałanie zanieczyszczeniom”. Omawiane są tu instalacje i urządzenia, które wymagają pozwoleń na wprowadzanie do środowiska substancji lub energii. Wytwórca odpadów ma obowiązek złożenia informacji oraz uzyskania pozwoleń lub decyzji, niezbędnych do prowadzenia działalności, np. związanej ze składowaniem odpadów. Wymogi co do procedury administracyjnej związanej z procesem ubiegania się i uzyskania zezwoleń są opisane ogólnie w ustawie POŚ, a bardziej szczegółowo w ustawie o odpadach oraz rozporządzeniach wykonawczych obu ustaw.

Do podstawowych regulacji o charakterze nadrzędnym trzeba jeszcze zaliczyć trzy ustawy:

a) dotyczącą odpadów komunalnych:

- Ustawa z dnia 1 lipca 2011 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw (DzU 2011 Nr 152, poz. 897);

b) oraz dwie ustawy dotyczące odpadów z opakowań i produktów w opakowaniach:

- Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o opakowaniach i odpadach opakowaniowych (DzU z 2001 r. Nr 63, poz. 638, ze zm.);
- Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz opłacie produktowej (DzU z 2007 r. Nr 90, poz. 607, ze zm.).

Inne akty mają charakter bardziej szczegółowy, a dotyczą wybranych rodzajów odpadów:

c) ustawy dotyczące baterii i akumulatorów oraz sprzętów elektrycznych i elektronicznych:

- Ustawa z dnia 24 kwietnia 2009 r. o bateriach i akumulatorach (DzU z 2009 r. Nr 79, poz. 666 ze zm.);
- Ustawa z dnia 29 lipca 2005 r. o zużytych sprzęcie elektrycznym i elektronicznym (DzU z 2005 r. Nr 180, poz. 1495 oraz z 2008 r. Nr 223, poz. 1464);

d) ustawa dotycząca pojazdów wycofanych z eksploatacji:

- Ustawa z dnia 20 stycznia 2005 r. o recyklingu pojazdów wycofanych z eksploatacji (DzU z 2005 r. Nr 25, poz. 202, z późn. zm.);

e) ustawa z zakresu ochrony powierzchni ziemi:

- Ustawa z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych (DzU z 2008 r. Nr 138, poz. 865);

f) ustawa dotycząca transgranicznego obrotu odpadami:

- Ustawa z dnia 29 czerwca 2007 r. o międzynarodowym przemieszczaniu odpadów (DzU z 2007 r. Nr 124, poz. 859.).

W Krajowym Planie Gospodarki Odpadami, w rozdziale II, przedstawiono stan gospodarki odpadami w Polsce w 2010 r. (GIOŚ, 2010). Wynika z niego, że na przestrzeni ostatnich kilku lat odnotowuje się zahamowanie tendencji wzrostowej i ustabilizowanie ilości zbieranych odpadów komunalnych na poziomie ok. 10 mln Mg rocznie. Jest to zgodne z wieloma unijnymi zaleceniami, a w szczególności z szóstym programem działań w zakresie środowiska naturalnego. Kładzie się tu nacisk na konieczność rozdzielenia dotychczasowej zależności między ilością wytwarzanych odpadów a wzrostem gospodarczym. Kolejnym pozytywnym symptomem jest wzrost masy frakcji odpadów komunalnych zebranych selektywnie. W latach 2004–2008 odnotowano wzrost z poziomu 243 tys. do 682 tys. Mg. W 2008 roku najwięcej, w przeliczeniu na 1 mieszkańca, zebrano szkła (4,6 kg/M) i makulatury (3,8 kg/M) (KPGO, 2014). W dokumencie tym wymieniono wiele problemów i trudności w gospodarce odpadami. Są to przede wszystkim – zbyt mała liczba oraz przepustowość instalacji (poza składowiskami) unieszkodliwiania odpadów, co ma wpływ na nadal ogromne uzależnienie od składowania odpadów; zbyt niski postęp w gromadzeniu selektywnym odpadów komunalnych, w tym wydzielenia odpadów niebezpiecznych ze strumienia zmieszanych odpadów komunalnych. Również problem niskiej świadomości i odpowiedzialności ekologicznej społeczności wymaga poprawy. W połowie 2010 r. stwierdzono występowanie nielegalnych składowisk odpadów w ok. 91,7% gmin w Polsce (Raport NIK, 2010).

Na tle innych krajów Europy w Polsce nadal nie potrafimy czerpać korzyści z gospodarowania odpadami, w tym z utylizacji i wykorzystania odpadów. Niezbędne jest niezwłoczne, ale jednocześnie przemyślane, rozwiązanie polskich problemów za pomocą skutecznych instrumentów prawnych i ekonomicznych.

Rozdziały IV i V dotyczą rozwiązań problemów powstałych z obrotem – powtórnym wykorzystaniem cennych substancji i materiałów, które dotychczas były traktowane jako odpady. Jeżeli przepływ tych produktów nie stanowi zagrożenia dla środowiska ani dla zdrowia i życia ludzi, to w konsekwencji jest możliwe ich wykorzystanie. Niezbędne jest jednak stworzenie ram określających możliwość uznania substancji za produkt uboczny oraz utratę statusu odpadu. W tym przypadku podstawowe znaczenie ma sformułowanie dodatkowych warunków zniesienia statusu odpadów dla

złomu żelaza i aluminium, złomu miedzi, papieru i szkła oraz odpadów ulegających biodegradacji (kompost). Jako przykład w Rozporządzeniu Rady UE Nr 333/2011 zapisano kryteria określające kiedy konkretne rodzaje złomu mogą przestać być traktowane jako odpady. Warto jednak zauważyć, że dyrektywa 2008/98/WE, jak i ustawa o odpadach, mówią, że odpady będą mogły utracić status odpadów, ale nie będzie to obowiązek prawny, a tylko możliwość. W efekcie jednak ostateczna kwalifikacja danego materiału pozostanie w gestii wytwórców odpadów. Dodatkowo należy stwierdzić, że przepisy zostały sformułowane bardzo asekuuracyjnie. Stąd w dyrektywie ważny zapis, który mówi, że substancje lub przedmioty, które przestaną spełniać zawarte w dyrektywie (i projektowanych rozporządzeniach) warun-

ki, powinny wrócić pod jurysdykcję przepisów gospodarki odpadami.

Określenie „odpady niebezpieczne”, intuicyjnie rozumiane jako szkodliwe dla zdrowia i życia, w ustawie (art. 3 ustawy o odpadach z 14.12.2012 r.) jest zdefiniowane dość zawile. W rozporządzeniu w sprawie katalogu odpadów (DzU 2001 Nr 112, poz. 1206) odpady niebezpieczne są oznaczone gwiazdką przy kodzie rodzaju odpadów. Przypisanie odpowiedniego kodu do wytworzonego odpadu w danym przedsiębiorstwie nie jest sprawą łatwą.

Katalog odpadów (DzU 2001 Nr 112, poz. 1206) dzieli odpady w zależności od miejsca ich powstawania na 20 grup²⁰. W tabeli 8 przedstawiono podział odpadów komunalnych.

Tabela 8

Odpady komunalne wraz z kodami

Municipal wastes and their code numbers

Kod	Grupy, podgrupy i rodzaje odpadów
20	Odpady komunalne łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie
20 01	Odpady komunalne segregowane i gromadzone selektywnie (z wyłączeniem 15 01)
20 01 01	Papier i tektura
20 01 02	Szkło
20 01 08	Odpady kuchenne ulegające biodegradacji
20 01 10	Odzież
20 01 11	Tekstylija
20 01 13*	Rozpuszczalniki
20 01 14*	Kwasy
20 01 15*	Alkalia
20 01 17*	Odczynniki fotograficzne
20 01 19*	Środki ochrony roślin I i II klas toksyczności (bardzo toksyczne i toksyczne np. herbicydy, insektycydy)
20 01 21*	Lampy fluorescencyjne i inne odpady zawierające rtęć
20 01 23*	Urządzenia zawierające freony
20 01 25	Oleje i tłuszcze jadalne
20 01 26*	Oleje i tłuszcze inne niż wymienione w 20 01 25
20 01 27*	Farby, tusze, farby drukarskie, kleje, lepiszczce i żywice zawierające substancje niebezpieczne
20 01 28	Farby, tusze, farby drukarskie, kleje, lepiszczce i żywice inne niż wymienione w 20 01 27
20 01 29*	Detergenty zawierające substancje niebezpieczne
20 01 30	Detergenty inne niż wymienione w 20 01 29
20 01 31*	Leki cytostatyczne i cytostaticzne
20 01 32	Leki inne niż wymienione w 20 01 31
20 01 33*	Baterie i akumulatory łącznie z bateriami i akumulatorami wymienionymi w 16 06 01, 16 06 02 lub 16 06 03 oraz niesortowane baterie i akumulatory zawierające te baterie

Kod	Grupy, podgrupy i rodzaje odpadów
20 01 34	Baterie i akumulatory inne niż wymienione w 20 01 33
20 01 35*	Zużyte urządzenia elektryczne i elektroniczne inne niż wymienione w 20 01 21 i 20 01 23 zawierające niebezpieczne składniki
20 01 36	Zużyte urządzenia elektryczne i elektroniczne inne niż wymienione w 20 01 21, 20 01 23 i 20 01 35
20 01 37*	Drewno zawierające substancje niebezpieczne
20 01 38	Drewno inne niż wymienione w 20 01 37
20 01 39	Tworzywa sztuczne
20 01 40	Metale
20 01 41	Odpady zmiotek wentylacyjnych
20 01 80	Środki ochrony roślin inne niż wymienione w 20 01 19
20 01 99	Inne niewymienione frakcje zbierane w sposób selektywny
20 02	Odpady z ogrodów i parków (w tym z cmentarzy)
20 02 01	Odpady ulegające biodegradacji
20 02 02	Gleba i ziemia, w tym kamienie
20 02 03	Inne odpady nieulegające biodegradacji
20 03	Inne odpady komunalne
20 03 01	Niesegregowane (zmieszane) odpady komunalne
20 03 02	Odpady z targowisk
20 03 03	Odpady z czyszczenia ulic i placów
20 03 04	Szlamy ze zbiorników bezodpływowych służących do gromadzenia nieczystości
20 03 06	Odpady ze studzienek kanalizacyjnych
20 03 07	Odpady wielkogabarytowe
20 03 99	Odpady komunalne niewymienione w innych podgrupach

* odpad uważany za niebezpieczny
considered as a hazardous waste

²⁰ Podział odpadów na grupy przedstawiono w apendyksie

„Odpady komunalne to odpady powstające w gospodarstwach domowych, z wyłączeniem pojazdów wycofanych z eksploatacji, a także odpady niezawierające odpadów niebezpiecznych, pochodzące od innych wytwórców odpadów, które ze względu na swój charakter lub skład są podobne do odpadów powstających w gospodarstwach domowych.” W myśl tej definicji, odpadami komunalnymi są wszystkie odpady powstające w naszych domach, także te niebezpieczne. Natomiast w biurach, czy gdziekolwiek indziej, powstające odpady komunalne są to wszystkie te, które zazwyczaj powstają w naszych domach, oprócz tych asortymentów, które kwalifikowane są do grupy niebezpiecznych.

W przypadku kompleksowej działalności, która łączy kilka rodzajów gospodarowania odpadami, wymagane jest pozwolenie zintegrowane lub w decyzjach na wytwarzanie odpadów zawiera się informację o spełnieniu warunków przewidzianych dla wniosków o prowadzenie odzysku lub unieszkodliwiania.

Ustawą o odpadach wprowadza się nowe pojęcia dotyczące czynności związanych z odpadami, sędowane na wytwórców. Są to „ponowne użycie” oraz „przygotowanie do ponownego użycia”. Służą one przede wszystkim do odróżnienia działań polegających na gospodarowaniu odpadami od gospodarowania substancjami lub przedmiotami, które jeszcze nie mają statusu odpadów. Pojęcie „ponowne użycie” kreuje działania zapobiegające powstaniu odpadów. W związku z tym zadaniem organów administracji publicznej będzie opracowanie i wdrożenie planów ekonomicznej motywacji do tworzenia i wspierania sieci punktów ponownego wykorzystania substancji i przedmiotów oraz napraw. Pojęcie „przygotowanie do ponownego użycia” jest poszerzeniem obowiązującego dotychczas „odzysku”. Odzysk to działanie „polegające na wykorzystaniu odpadów w całości lub w części, lub prowadzące do odzyskania z odpadów substancji, materiałów lub energii i ich wykorzystania, określone w Załączniku Nr 5 do ustawy.” Przygotowanie do ponownego użycia to jeden z procesów odzysku. Działanie to zazwyczaj nie stanowi czynności drastycznego przetwarzania prowadzącego do zmiany charakteru lub właściwości odpadów, lecz może to być działanie kontrolne, diagnostyczne, oceniające przydatność substancji lub przedmiotu do ponownego wykorzystania.

Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (DzU Nr 152, poz. 897) wprowadza fundamentalne zasady gospodarki odpadami komunalnymi – na właścicieli nieruchomości nakłada obowiązek segregacji u źródła, ustanawia nowe reguły finansowania, odbierania i zagospodarowania odpadów komunalnych. Jedną z tych zasad jest przejęcie przez samorządy gminne odpowiedzialności za odpady i innych nowych obowiązków. Gminy mają zapewnić między innymi budowę, utrzymanie i eksploatację własnych lub wspólnych z innymi gminami regionalnych instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK). Stanowiąc będą podstawę organizacji i funkcjonowania nowego systemu. Wybór technologii i lokalizacji RIPOK-a będą uwzględnione w wojewódzkich planach zagospodarowania odpadów. Instalacje te będą miały odpowiednią przepustowość,

konieczną do przetwarzanie odpadów wytworzonych przez co najmniej 120 000 mieszkańców, a także spełniać wymagania BAT (POŚ). Zgodnie z ustawą, RIPOK-ami mogą być w szczególności zakłady termicznego przekształcania odpadów, zakłady segregacji odpadów, kompostowania oraz składowania odpadów. Zakład Utylizacji Odpadów Komunalnych „Radiowo” k. Warszawy wypełnia warunki stawiane regionalnym instalacjom do przetwarzania odpadów komunalnych. Z racji znacznego obszaru województwa mazowieckiego i wielokrotnie przewyższającej liczby mieszkańców (>120 000), konieczne jest umieszczenie w planie gospodarki odpadami województwa mazowieckiego jeszcze nie jednego RIPOK-a.

Ustanowienie selektywnego zbierania odpadów komunalnych w sposób łatwy i dostępny dla wszystkich mieszkańców jest zadaniem gmin. Selektywna zbiórka obejmuje następujące frakcje: papier, tworzywa sztuczne, metal, szkło, opakowania wielomateriałowe oraz odpady biodegradowalne i opakowania ulegające biodegradacji. Gminy wskazują też miejsca zbiórki zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego. Cięży na nich także obowiązek osiągnięcia odpowiednich poziomów recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku oraz ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania.

Nowy system gospodarowania odpadami w Polsce wszedł w życie 1 lipca 2013 r. i od tego momentu zaczął w pełni funkcjonować po dwuletnim okresie przystosowawczym.

Wyżej przedstawione obowiązki gmin świadczą o tym, że stają się one podmiotem odpowiedzialnym za zorganizowanie i funkcjonowanie nowego systemu postępowania z odpadami komunalnymi. Odpowiedzialność ta, z prawnego punktu widzenia, zobowiązuje do sprawozdawczości wobec wyższych szczebli administracji państwowej z wypełniania tych obowiązków i osiągania celów wynikających z unijnych dyrektyw (tab. 9). Polska jako państwo członkowskie corocznie składa sprawozdania z zakresu gospodarowania odpadami komunalnymi. Wiąże się to także z ewentualnymi konsekwencjami z powodu niewypełniania tych obowiązków (Górski, 2012).

Poziomy odzysku są dokładną implementacją art. 11 ust. 2 Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE.

Krajowy plan gospodarki odpadami 2014 (Uchwała Nr 217) preferuje metodę termicznego lub mechaniczno-biologicznego przetwarzania (MBP) zmieszanych odpadów komunalnych – w tym pozostałości po selektywnym zbieraniu odpadów. Przewidywany jest wzrost liczby instalacji MBP w kraju, ponieważ mają one być podstawą nowego systemu. Rozporządzenie dotyczące MBP zmieszanych odpadów komunalnych ma określać wymagania dla tych technologii. Proces ten ma doprowadzić do powstania nawozów organicznych i stabilizatu. Wytworzenie nawozów organicznych to przeprowadzenie recyklingu organicznego. Natomiast stabilizat stanowią odpady tego procesu, niespełniające wymagań jakościowych dla nawozów organicznych lub środków wspomagających uprawę roślin (Uzasadnienie... z dnia 7 maja 2012 r.). Ważne jest, żeby powstający stabilizat spełniał kry-

Tabela 9

Poziomy recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami (źródło: Załącznik nr 1 do projektu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów recyklingu, przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami, zmienione)

Levels of recycling, of preparation for reuse and of recovery using other methods (source: Appendix 1 to the draft of regulation of the Ministry of the Environment concerning levels of recycling, of preparation for reuse and of recovery using other methods, modified)

Rok	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	Poziom recyklingu i przygotowania do ponownego użycia [%]								
Papier, metal, tworzywa sztuczne, szkło	10	15	20	25	30	35	40	45	50
	Poziom recyklingu i przygotowania do ponownego użycia i odzysku innymi metodami [%]								
Inne niż niebezpieczne odpady budowlane i rozbiórkowe	30	35	40	45	50	55	60	65	70

teria strat prażenia, zawartości węgla organicznego lub parametru AT4²¹ i nie zawierał frakcji ulegającej biodegradacji. W tym wypadku, jako „odpad stabilny”, nieulegający biodegradacji, będzie składowany na składowisku odpadów.

W projekcie rozporządzenia dotyczącego poziomów ograniczania masy odpadów komunalnych biodegradowalnych przekazywanych do składowania oraz sposobu ich obliczania określono progi do osiągnięcia w kolejnych latach. Docelowo wymagane poziomy sięgają wartości: nie więcej niż 50% do 2013 r. i nie więcej niż 35% do 2020 r. – procentów wagowych całkowitej masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania wytworzonych w 1995 r. Stworzenie takiego rozporządzenia wynika z konieczności wprowadzenia jednolitych zasad i metody obliczania poziomów ograniczenia składowanych odpadów (tab. 10).

Problemem krajowego systemu gospodarki odpadami jest wspomniany już brak terminowej realizacji postanowień Ramowej Dyrektywy o odpadach (2008/98/WE). Przepisy dotyczące osiągnięcia wyznaczonego poziomu odzysku i re-

cyklingu dla odpadów komunalnych, czy objęcia kraju w całości selektywną zbiórką papieru, tworzyw sztucznych, metali i szkła do 2015 r., wydają się niemożliwe do realizacji. Będąc członkiem Unii Europejskiej Polska powinna czerpać dobre wzorce z krajów Europy Zachodniej, które mają dłuższy staż w rozwiązywaniu problemów z odpadami.

Należy wymienić trzy najistotniejsze wymagania UE dotyczące gospodarki odpadami, wynikające bezpośrednio z Ramowej Dyrektywy, bądź pośrednio z innych, bardziej szczegółowych przepisów unijnych (fig. 19):

- 1) ograniczenie ilości produkowanych odpadów komunalnych oraz zorganizowanie, zgodnego z nowo przyjętą hierarchią postępowania z odpadami, systemu zbierania i zagospodarowania odpadów wytworzonych;
 - 2) zmniejszenie udziału i ilości biodegradowalnych odpadów komunalnych kierowanych na składowiska;
 - 3) konieczność osiągnięcia określonych przez UE poziomów odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych;
- Są to kluczowe zagadnienia, które muszą być wykonane w określonym zakresie i czasie.

Tabela 10

Poziomy ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji (źródło: Załącznik nr 1 do rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów ograniczenia masy odpadów komunalnych ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania oraz sposobu obliczania poziomu ograniczania masy tych odpadów)

Levels of limiting the mass of municipal wastes undergoing biodegradation (source: Appendix 1 to the regulation of the Ministry of the Environment concerning the levels of limiting the mass of municipal wastes undergoing biodegradation passed on to deposition and the manner of calculating the level of limiting the mass of these wastes)

Rok	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Poziom ograniczenia masy odpadów ulegających biodegradacji przekazywanych do składowania w stosunku do masy tych odpadów wytworzonych w 1995 r. [%]	70	50	49	47	45	43	41	39	35

²¹ Parametr AT4 odnosi się do wilgotności i strat prażenia odpadów i kompostów oraz stabilizatu

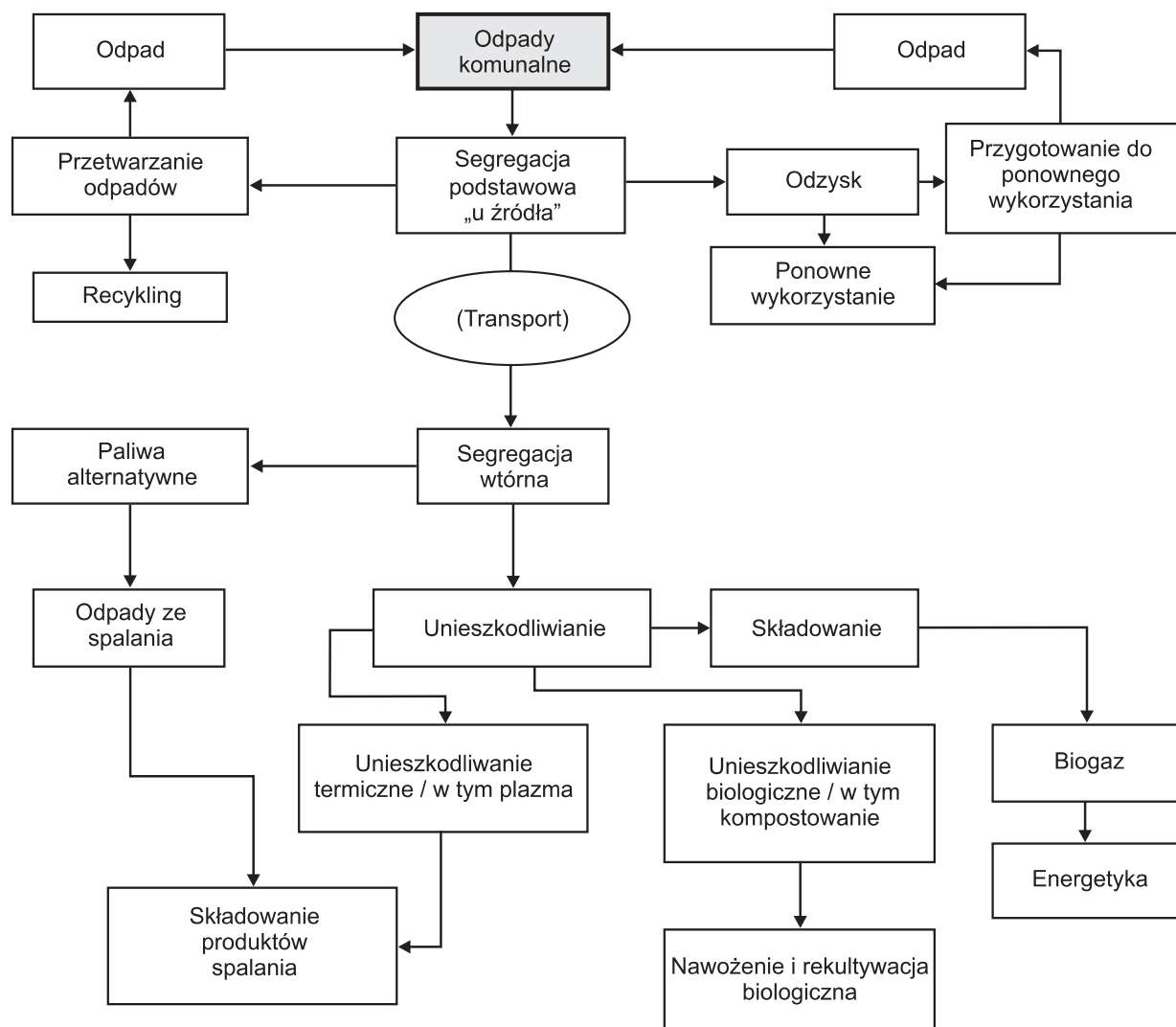


Fig. 19. Schemat zagospodarowania odpadów komunalnych na podstawie omówionych w rozdziale regulacji prawnych

Scheme of management of municipal wastes

Dokumentem rozpatrywanym nierozłącznie z Dyrektywą Ramową jest Dyrektywa w sprawie składowania odpadów²². Tutaj Polska także dostała możliwość wydłużenia okresu przeznaczonego na redukcję biodegradowalnych odpadów składowanych na składowisku do 2010 r.

Widać, że unijne cele są poważne, a terminy ich osiągnięcia – bliskie bądź już przekroczone. Jak wynika z najnowszego raportu Eurostatu, w 2010 r. aż 73% polskich odpadów komunalnych trafiło na składowiska, 18% do recyklingu, 8% poddano kompostowaniu, a tylko 1% spalaniu. Oczywiście jest, że niedopełnienie wyznaczonych celów oznacza naruszenie przez państwo członkowskie zobowiązań traktatowych i wiąże się z możliwością nałożenia kary.

Znowelizowana ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach²³, ma się przyczynić do poprawy sytuacji w gospodarce odpadami. Jest nadzieja, że nowy system pomoże w lepszym wykorzystaniu surowców wtórnych. Zanieczyszczone, niewyselekcjonowane surowce wymagają dodatkowych znacznych nakładów na ich odzyskanie. Wysokie koszty sprawiają, że system staje się nieopłacalny, a cenne surowce są tracone.

Działania w odniesieniu do składowania odpadów w obiektach do tego celu przeznaczonych, regulują szczegółowe zapisy Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powin-

²² Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 1999/31/WE, z dn. 26 kwietnia 1999. w sprawie składowania odpadów (Dz. Urz. L 182 z 16.07.1999)

²³ Ustawa z dnia 1 lipca 2011 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (DzU 2011 Nr 152, poz. 897)

ny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów²⁴ – wydane na podstawie art. 50 ust. 2 ustawy o odpadach²⁵. Rozporządzenie to jest zgodne z zaleceniami Dyrektywy w sprawie składowania odpadów.

Uwzględniając wymogi powyższego Rozporządzenia do *Mapy Geośrodowiskowej Polski w skali 1:50 000*, wprowadzono warstwę tematyczną „składowanie odpadów”, wyznaczając obszary lokalizacji dla trzech typów składowisk. Na mapie tej wydzielono cztery typy obszarów:

- obszary, gdzie ze względu na wymagania geośrodowiskowe bezwzględnie zakazuje się lokalizowania składowisk wszystkich typów odpadów;
- obszary, gdzie na powierzchni lub płytko pod nią, w podłożu występują grunty spełniające wymagania przyjęte dla naturalnych barier geologicznych;
- obszary pozbawione naturalnej warstwy izolacyjnej, przy lokalizacji obiektu na tych obszarach wymagane jest zastosowanie sztucznej bariery geologicznej wraz z innymi technicznymi rozwiązaniami izolacyjnymi;
- obszary zdegradowane mechanicznie, obejmujące przede wszystkim obszary eksploatacji odkrywkowej kopalni, które po odpowiednim zbadaniu i przeanalizowaniu mogą być rozpatrywane jako lokalizacje składowisk.

Izolacyjne właściwości gruntów – potencjalnego podłoża składowiska, na mapę tę są wprowadzone na podstawie informacji archiwalnych o rodzaju eksploatowanej kopaliny i ruchu zakładu górnictwa.

3.3. WYMAGANIA HYDROGEOLOGICZNE

W celu poprawnego wyboru miejsc na składowiska pod kątem warunków hydrogeologicznych należy wykorzystać materiały źródłowe i opracowania syntetyczne zgromadzone w archiwach i bazach danych geologicznych i środowiskowych. Przy ocenie warunków hydrogeologicznych bierze się również pod uwagę dane dotyczące budowy geologicznej i wynikający z niej podział na warstwy wodonośne i słabo przepuszczalne. Uwzględnia się przy tym ich miąższość, rozciągłość i wartości liczbowe parametrów hydrogeologicznych, jak też warunki zasilania, przepływu i drenażu wód oraz intensywności przebiegu tych procesów z ich wpływem na kształtowanie się składu chemicznego wód podziemnych.

Materiały źródłowe są dostępne w bazach danych hydrogeologicznych, którymi zarządza Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy. Są to następujące bazy:

- Bank HYDRO – gdzie zgromadzono szczegółowe dane o wierceniach hydrogeologicznych, wraz z profilami, parametrami hydrogeologicznymi i informacją o głębokościach występowania i miąższości warstw

wodonośnych, głębokościach zalegania zwierciadła i chemizmie wód podziemnych;

- Baza danych *Mapy Hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000* – zawierająca informacje o pierwszym poziomie wodonośnym: o zwierciadle swobodnym (wodach gruntowych) oraz użytkowych poziomach wodonośnych i ich dynamice; odporności na przenikanie zanieczyszczeń z powierzchni terenu i ogniskach zanieczyszczeń mogących oddziaływać na wody podziemne;
- Baza danych Monitoringu Wód Podziemnych, zawierająca dane z okresu kilkudziesięciu lat o poziomie zalegania i składzie chemicznym wód podziemnych.

Materiały źródłowe powinny być wykorzystywane do własnych analiz i interpretacji. W przypadku, gdy informacje zawarte w bazach danych są niewystarczające, należy je uzupełnić własnymi wynikami badań.

Materiały syntetyczne to mapy i atlasy hydrogeologiczne w skali przeglądowej i szczegółowej. Mogą one być bezpośrednio wykorzystane w analizach, bez konieczności przeprowadzania własnych interpretacji. Materiały w skali szczegółowej 1:50 000 to:

- *Mapa Hydrogeologiczna Polski (dsMHP)*;
- *MHP Pierwszy poziom wodonośny – występowanie i hydrodynamika (PPW WH)*;
- *MHP Pierwszy poziom wodonośny – wrażliwość na zanieczyszczenie i jakość wód (PPW WJ)*.

Mapa Hydrogeologiczna Polski jest mapą seryjną, sporządzaną w cięciu arkuszowym na podkładzie topograficznym 1:50 000 w układzie współrzędnych „1942”. Wykonano ją w sposób jednolity co do zakresu i prezentacji warstw informacyjnych zgodnie z instrukcją (Herbich i in, 1996, 1998, 2004, 2008). Mapa jest udostępniana w postaci zapisu cyfrowego wektorowego lub rastrowego lub na żądanie drukowana wraz z objaśnieniami. Okresowo baza danych każdego z arkuszy mapy jest uaktualniana, dzięki czemu zawiera względnie aktualne dane, które są podstawą komputerowej edycji poszczególnych map. Każdy z 1069 arkuszy mapy stanowi odrębną bazę danych hydrogeologicznych opracowaną w systemie GIS z zastosowaniem oprogramowania Intergraph i baz danych Oracle. Pierwsza edycja MHP, pod redakcją Płochniewskiego i Herbicha, została zrealizowana w latach 1996–2004. MHP zawiera informacje dotyczące użytkowych poziomów zwykłych wód podziemnych z szerszą interpretacją głównego piętra/ poziomu wodonośnego, stanowiącego najważniejsze źródło zaopatrzenia w wodę. Warstwy informacyjne MHP – identyfikacja głównego użytkowego piętra/ poziomu wodonośnego z podaniem jego charakterystyki w zakresie:

- zasięgu i głębokości występowania oraz miąższości i przewodności;
- jakości wód podziemnych jako źródła zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia;

²⁴ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów (DzU Nr 61, poz. 549, z późn. zm.)

²⁵ Ustawa o odpadach z 14 grudnia 2012 r.

- stopnia zagrożenia wód podziemnych zanieczyszczeniami z powierzchni terenu;
- możliwości uzyskania wydajności z typowej studni wierconej;
- aktualnego położenia zwierciadła wód podziemnych i kierunków ich przepływu;
- odnawialności zasobów wód podziemnych oraz ich dopuszczalnego zagospodarowania.

Obecnie jest opracowywana edycja dwóch kolejnych map obejmujących swoim zasięgiem cały obszar Polski, w tym samym cięciu arkuszowym, odnosząca się do pierwszego poziomu wodonośnego – pod redakcją Herbicha:

- MHP *Pierwszy poziom wodonośny – występowanie i hydrodynamika*;
- MHP *Pierwszy poziom wodonośny – wrażliwość na zanieczyszczenia i jakość wód*.

Każdy arkusz mapy zawiera objaśnienia tekstowe i zestawienia tabelaryczne pozwalające na rozszerzenie informacji przedstawianej na poszczególnych arkuszach.

W skali przeglądowej opracowano i udostępniono:

- *Atlas hydrogeologiczny Polski w skali 1:500 000* (Paczyński, red., 1993, 1995);
- *Mapę Hydrogeologiczną Polski w skali 1:300 000* (Kolago, red., 1959);
- *Mapę Hydrogeologiczną Polski w skali 1:200 000* (Kolago, red, 1976–1990).

Atlas hydrogeologiczny Polski w skali 1:500 000 zawiera syntetyczne informacje o warunkach występowania, dynamice, zasobach i chemizmie zwykłych (słodkich) wód podziemnych Polski. Składa się z dwóch części: (1) *Systemy zwykłych wód podziemnych* oraz (2) *Zasoby, jakość i ochrona zwykłych wód podziemnych*, wraz z objaśnieniami.

Przeglądowa Mapa Hydrogeologiczna Polski 1:300 000 została opracowana w latach 1957–1964 pod redakcją naukową C. Kolago. Składa się z wersji A i B, każda w 28 arkuszach dla całego obszaru Polski. Do map opracowano również objaśnienia, wspólne dla obu wersji.

Mapa Hydrogeologiczna Polski 1:200 000 została opublikowana w latach 1976–1990 pod redakcją naukową Cyryla Kolago. Obejmuje ona cały obszar Polski (74 arkusze). Na mapie przedstawiono obszary o różnej wydajności potencjalnej studni wierconej [m^3/h], głębokość pierwszego użytkowego poziomu wodonośnego, hydroizohipsy, przejawy

wód mineralnych. Wyznaczono obszary o różnym stopniu izolacji pierwszego użytkowego poziomu wodonośnego. Zaznaczone zostały również punkty stacjonarnych obserwacji wód podziemnych. Na przekrojach hydrogeologicznych, dołączonych do każdego arkusza, przedstawiono poziom zwierciadła wody podziemnej oraz litologię skał, w aspekcie stopnia ich przepuszczalności. Na mapie wyróżniono jednostki hydrogeologiczne: regiony, podregiony i rejony.

Wymienione źródła zawierają niezwykle cenne informacje niezbędne do wyboru lub oceny lokalizacji składowisk odpadów. W zależności od rodzaju wykonywanej pracy powinno się wykorzystywać materiały w skali przeglądowej (np. opracowania ustalające strategie lub zasady składowania odpadów) lub w skali szczegółowej (dla lokalizacji poszczególnych składowisk).

Bardziej szczegółowego wyjaśnienia wymaga *Mapa Hydrogeologiczna Polski*. Na planszy głównej MHP odwzorowano np. zasięgi obszarów o zróżnicowanym stopniu zagrożenia głównego poziomu wodonośnego przenikaniem (z infiltrującymi i przesączającymi się wodami) zanieczyszczeń z ich powierzchniowych ognisk. Ocena stopnia zagrożenia uwzględnia:

- naturalną odporność poziomu wodonośnego na przenikanie zanieczyszczeń, zależną od warunków budowy geologicznej utworów występujących ponad rozpatrywaną warstwą wodonośną;
- obecność i liczbę ognisk zanieczyszczeń.

Szczególnie istotna jest tu informacja dotycząca naturalnej odporności poziomu wodonośnego na przenikanie zanieczyszczeń, określana tu jako „stopień izolacji poziomu wodonośnego”. Stopień izolacji określono syntetycznie dla każdej wyodrębnionej na arkuszu jednostki hydrogeologicznej i oznaczono literowo (a, b lub c) przy symbolicznym opisie jednostki. Zastosowano tu analogiczne metody jak przy opracowywaniu *Mapy obszarów głównych zbiorników wód podziemnych* (Kleczkowski, red., 1990). Na podstawie interpretacji przestrzennej miąższości utworów słabo przepuszczalnych (o wartości współczynnika filtracji z zakresu k od 10^{-6} do 10^{-9} m/s) i praktycznie nieprzepuszczalnych (współczynnik filtracji k poniżej 10^{-9} m/s) określono ich przeciętną, sumaryczną miąższość w nadkładzie. W tabeli 11 przedstawiono zasadę określania stopnia izolacji (Herbich, red., 1998).

Tabela 11

Stopień izolacji od powierzchni wód pierwszego poziomu wodonośnego (Herbich, red., 1998)

Degree of sealing of waters of the first water-bearing horizon from the surface (Herbich, red., 1998)

Stopień izolacji	Czas przenikania wód z powierzchni terenu [lata]	Sumaryczna miąższość utworów [m]	
		słabo przepuszczalnych	praktycznie nieprzepuszczalnych
a – brak izolacji	<25	<15	<5
b – izolacja słaba	25–100	15–50	5–10
c – izolacja dobra	>100	>50	>10

Oceny dokonano z uwzględnieniem odrębnie utworów słabo przepuszczalnych lub praktycznie nieprzepuszczalnych. Gdy w nadkładzie występowały oba typy utworów, dokonywano odpowiedniej ekstrapolacji. Na obszarach górniczych lub stwierdzonych odkształceń górotworu odpowiednio obniżano stopień izolacji.

Na odrębnej planszy MHP przedstawiano zasięgi obszarów o przedziałach głębokości do stropu warstwy głównego poziomu wodonośnego w zakresach: <5, 5–15, 15–50, 50–100, 100–150 i >150 m. Informacja ta dodatkowo mówi o stopniu zagrożenia głównego użytkowego poziomu wodonośnego. Nawet gdy w nadkładzie występują utwory słabo przepuszczalne lub przepuszczalne, to przy znacznych głębokościach, np. przekraczających 100 m, możliwość zanieczyszczenia głównego poziomu wodonośnego maleje, ponieważ infiltrujące wody są przenoszone i biorą udział w poziomym odpływie w obrębie występujących wyżej poziomów wodonośnych lub są w znacznym stopniu rozcieńczane. Należy jednak brać pod uwagę zanieczyszczenie występujących wyżej drugorzędnych użytkowych i nieużytkowych poziomów wodonośnych, które mogą służyć jako lokalne źródło indywidualnego zaopatrzenia w wodę lub zasilać ekosystemy lądowe i wód powierzchniowych.

Warstwy informacyjne bazy danych GIS *Mapy Hydrogeologicznej Polski 1:50 000 Pierwszy poziom wodonośny – występowanie i hydrodynamika* (WH) obejmują wybrane elementy charakterystyki hydrogeologicznej pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej lub zespołu warstw wodonośnych, wykazujących dobrą łączność hydrauliczną, osiagających łączną miąższość co najmniej 2 m przy średnim stanie retencji wód podziemnych. Charakterystyka obejmuje w szczególności elementy istotne do ustalenia związków hydraulicznych pierwszego poziomu wodonośnego z wodami powierzchniowymi, ekosystemami zależnymi od wód podziemnych oraz obiektami zagospodarowania powierzchni terenu (Herbich, red., 2004). Mapa zbiorcza PPW WP to:

- identyfikacja pierwszego poziomu wodonośnego (rodzaj i stratygrafia PPW) z podziałem na jednostki hydrodynamiczno-geomorfologiczne;
- hydrodynamika PPW wraz z charakterystyką zwierciadła wód podziemnych;
- głębokość występowania PPW;
- obszary objęte zasięgiem znaczącego obniżenia bądź podniesienia zwierciadła PPW w wyniku działań antropogenicznych;
- związek hydrauliczny wód podziemnych z powierzchniami.

MHP *Pierwszy poziom wodonośny – wrażliwość i jakość* (PPW WJ), zawiera informacje o naturalnej wrażliwości na zanieczyszczenia oraz o składzie chemicznym i jakości wód pierwszego od góry poziomu wód podziemnych (PPW). Ocena wrażliwości tego poziomu jest zagadnieniem złożonym, różnie definiowanym. W ocenie są stosowane zarówno **metody rangowe***, jak i metody uwzględniające czas migracji zanieczyszczeń konserwatywnych (Witkowski i in.,

2003; Krogulec, 2004; Witczak, red., 2013). Najczęściej wyróżnia się:

- **Podatność naturalną** rozumianą jako naturalną właściwość systemu wodonośnego określającą ryzyko migracji substancji zanieczyszczającej z powierzchni terenu do wód podziemnych (Vrba, Zaporozec, 1994; Krogulec, 2004; Witczak, red., 2005, 2013). Podatność naturalna jest zależna od parametrów i właściwości, z których najważniejsze to: ilość infiltrującej wody opadowej lub roztopowej, dynamika wód podziemnych, wartości parametrów hydrogeologicznych utworów strefy aeracji i poziomu wodonośnego.
- **Podatność specyficzną**, czyli podatność na zanieczyszczenie uwzględniającą oprócz wymienionych właściwości również rodzaj (skład chemiczny) substancji zanieczyszczającej, jej ładunek, czas oddziaływania i charakter przestrzenny ogniska zanieczyszczenia (Żurek i in., 2002; Witczak i in., 2005, 2013). Na podstawie znajomości podatności naturalnej, tworząc tak zwane „scenariusze zagrożenia” uwzględniając rodzaj substancji i zasięg zanieczyszczeń, można określić podatność specyficzną.

W realizacji warstwy informacyjnej „podatność na zanieczyszczenie” mapy PPW WJ, przyjęto metodykę zastosowaną przy opracowaniu *Mapy wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie* w skali 1:500 000 (Witczak, red., 2005), częściowo ją modyfikując z uwagi na zastosowaną większą skalę (1:50 000). W wyniku obliczeń otrzymano klasy (przedziały) stopnia podatności naturalnej i klasy wrażliwości (tab. 12) wód pierwszego poziomu wodonośnego, uzależniając je od szacunkowego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji MRT w latach, sumując czasy wymiany połowej pojemności wodnej:

$$MRT = MRT_S + MRT_1 + MRT_2$$

gdzie:

- MRT_S – czas wymiany połowej pojemności wodnej profilu glebowego;
- MRT₁ – czas wymiany połowej pojemności wodnej utworów przepuszczalnych strefy aeracji;
- MRT₂ – czas wymiany połowej pojemności wodnej utworów słabo i półprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji.

Przyjęte dla mapy PPW WJ jednakowe dla całego obszaru Polski metody określania stopnia podatności PPW umożliwią, po ukończeniu wszystkich arkuszy map, opracowanie ciągłej obszarowo warstwy informacyjnej. Pozwoli to na jej wykorzystanie do wskazywania obszarów o niskiej i bardzo niskiej podatności na zanieczyszczenia wód podziemnych, na których to obszarach można rozpatrywać możliwość lokalizacji składowisk odpadów.

W wyborze miejsc lokalizacji należy jednak uwzględnić czy zagrożony zanieczyszczeniem jest pierwszy poziom wodonośny (PPW) spełniający jednocześnie kryteria poziomu użytkowego (UPW) lub głównego użytkowego poziomu wodonośnego (GUPW), czy też niespełniający tych kryteriów i tym samym nie wskazany do ujmowania w celu

Tabela 12

Porównanie stopnia podatności i klas wrażliwości naturalnej wód pierwszego poziomu wodonośnego (Witczak, 2005) ze stopniem zagrożenia zanieczyszczeniem głównego użytkowego poziomu wodonośnego wg MHP 1:50 000, w sytuacji, gdy GUPW jest PPW

Comparison of the degree of vulnerability and of the classes of natural sensitivity of the waters of the first water-bearing horizon (Witczak, 2005) with the degree of the risk of contamination of the main usable water-bearing horizon according to MHP 1:50 000, for the case, when GUPW is PPW

MRT Szacunkowy czas wymiany wody w profilu strefy aeracji [lata]	Wrażliwość (podatność) PPW		Barwa (oznaczenie na mapie PPW WJ)	Stopień zagrożenia (wg MHP)
	stopień podatności	klasa wrażliwości		
<5	bardzo wysoki	bardzo wysoki	czerwona	bardzo wysoki
				wysoki
5–25	wysoki	wysoki	pomarańczowa	średni
25–50	średni	średni	żółta	
50–100	niski	niski	jasnozielona	niski
>100	bardzo niski	bardzo niski	ciemnozielona	bardzo niski

zbiorowego zaopatrzenia w wodę do spożycia przez ludzi. Poziomy wodonośne o zwierciadle swobodnym, nie spełniające warunków poziomów użytkowych, określane zwykle terminem „wody gruntowe”, nie mają znacznej rozciągłości poziomej i są drenowane w sposób naturalny przez ciekły niższych rzędów. Tym samym w przypadku ich ewentualnego zanieczyszczenia zasięg ich rozprzestrzenienia w wodach podziemnych jest niewielki, za to rośnie zagrożenie zanieczyszczenia wód powierzchniowych. W przypadku wód gruntowych istnieje możliwość stosowania zabiegów ograniczających zasięg rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń w wodach podziemnych i powierzchniowych, np. przez budowę drenażu opaskowego ujmującego zarówno wody podziemne, jak i spływające po powierzchni składowiska lub zastosowanie przesłon pionowych (szerzej w rozdz. 4). System takiej ochrony, wraz z monitoringiem wód, który obligatoryjnie jest organizowany i prowadzony w miejscach składowania odpadów, daje możliwość śledzenia i kontroli rozprzestrzenienia się ewentualnych zanieczyszczeń i podejmowania skutecznych środków zaradczych, przeciwdziałających ich dalszemu rozprzestrzenianiu.

3.4. OGRANICZENIA SPOŁECZNO-EKONOMICZNE

Z przyrodniczego i społecznego punktu widzenia nie ma dobrej lokalizacji składowiska odpadów. Jednak odpowiednio wybrane miejsce oraz sposób zagospodarowania obiektu i właściwa eksploatacja mogą zminimalizować oddziaływanie odpadów na środowisko. Składowiska odpadów dotych-

czas nie zawsze były odpowiednio przygotowane i eksploatowane, dlatego obecnie projekt nowego składowiska wzbudza społeczną niechęć i opór. Przepisy wymuszają przeprowadzenie konsultacji społecznych w procesie inwestycyjnym tego typu obiektów²⁶.

Istnienie składowiska, szczególnie **nadpoziomowego***, powoduje pojawienie się w krajobrazie obcego elementu, negatywnie odbieranego przez społeczność lokalną. Dodatkowo uciążliwe są transport odpadów na składowisko oraz praca maszyn i urządzeń na potrzeby obiektu. Dlatego rzetelna informacja o planach i zastosowanych zabezpieczeniach może być podstawą do przeprowadzenia z sukcesem procesu inwestycyjnego obiektu uciążliwego.

Zmiana zagospodarowania terenu po zamknięciu obiektu może być argumentem do akceptacji okresowych uciążliwości związanych z procesem zamykania składowiska, jego rekultywacją i zagospodarowaniem.

Ocena zachowania się składowiska odpadów, jego lokalizacja, charakterystyka otaczającego środowiska oraz zidentyfikowanie potencjalnych zagrożeń są określane jako „analiza ryzyka środowiskowego”. Sztuczne przesłony izolacyjne oraz naturalne bariery izolacyjne są konieczne do redukcji tego ryzyka. W przypadku ich braku (np. stare składowiska lub składowiska dzikie) obniżenie stężenia zanieczyszczeń następuje w wyniku rozcieńczenia, a w dalszej kolejności ich redukcja jest powodowana miąższością warstwy wodonośnej, prędkością filtracji, dyspersją i zdolnościami sorpcyjnymi matrycy mineralnej górotworu.

Rozwój cywilizacji i urbanizacji stymuluje zapotrzebowanie na tego typu obiekty. Rzecz w tym, żeby dla danego

²⁶ Ustawa z dn. 3 października 2008 r. – o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (DzU Nr 157, 2009 r., poz. 1241)

układu społecznego i krajobrazowo-przyrodniczego wybrać lokalizację optymalną, która ograniczy negatywny wpływ do możliwego technicznie minimum. Ten nieunikniony negatywny wpływ na równowagę ekologiczną regionu jest rozumiany szeroko, bo mieszczą się tu również nakłady pono-

szone na przygotowanie i urządzenie składowiska zgodne ze standardami, jak również zapotrzebowanie na odpowiednie materiały, w tym także materiały mineralne, koszty ponoszone na rekultywację, a w przypadku wystąpienia awarii lub skażenia środowiska – koszty remediacji.

4. CHARAKTERYSTYKA LOKALIZACJI I FUNKCJONOWANIA SKŁADOWISK ODPADÓW W POLSCE

4.1. OGÓLNE ZASADY BUDOWY SKŁADOWISK ODPADÓW KOMUNALNYCH

Składowisko odpadów – niezależnie od tego jakiego rodzaju odpady będą na nim składowane i jaki jest typ składowiska – jest obiektem budowlanym i powinno być projektowane zgodnie z zasadami niezawodności i bezpieczeństwa dla środowiska oraz zdrowia i życia ludzi. Wymaga to więc odpowiedniej budowy obiektu, technologii składowania odpadów oraz niezależnych systemów zabezpieczeń. Technologia składowania odpadów jest bardzo ważnym elementem funkcjonowania obiektu, ponieważ stanowi jeden z etapów budowy trwający kilka, a często kilkanaście lat lub dłużej.

Składowiska odpadów są obiektami inżynierskimi szczególnie uciążliwymi dla środowiska. Dlatego też powinny być projektowane i wykonywane w taki sposób, żeby ograniczyć do minimum negatywny wpływ na otoczenie przy wykorzystaniu najlepszych dostępnych technik (BAT²⁷). Dotyczy to projektowania, wykonawstwa, nadzoru i eksploatacji obiektu.

Głównym zadaniem budowy składowiska jest odizolowanie i bezpieczne przechowywanie odpadów, pozwalające na ograniczenie ujemnego wpływu na środowisko, a przede wszystkim na wody podziemne. Dlatego też naturalna bariera geologiczna wraz z konstrukcją składowiska odpadów powinna zapewnić szczelność oraz możliwość gospodarowania odciekami i gazami tworzącymi się wewnątrz korpusu składowanych odpadów.

Konstrukcja projektowanego składowiska zależy od budowy geologicznej, warunków inżyniersko-geologicznych i hydrogeologicznych, ukształtowania powierzchni terenu, na którym ma ono powstać, a przede wszystkim od rodzaju deponowanych odpadów (ETC 8, ITB 340; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Garbulewski, 2000; Wysokiński, 2009).

Na podstawie doświadczeń wielu krajów Europy: Francji, Niemiec, Włoch, Holandii, Szwajcarii i Wielkiej Brytanii (ETC 8, 1994) oraz przyjętej Dyrektywy Ramowej Komisji Europejskiej, a także opracowanych w Polsce wytycznych ITB (225, 337, 339, 340, Wysokiński, 1995, 2009), wymogów stawianych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 24 marca 2003 r., opracowano schematyczny złożony system izolacji dna, skarp i przykrycia składowiska (fig. 20).

4.1.1. FUNKCJE I CHARAKTERYSTYKA ELEMENTÓW ZŁOŻONEGO SYSTEMU IZOLACJI W DNIIE SKŁADOWISKA

System izolacji dna składowiska ma do spełnienia szereg zadań, dlatego też na jego budowę składają się warstwy naturalne, syntetyczne i układów instalacji. Warstwy te spełniają następujące funkcje (fig. 21):

- Naturalna (*in situ*) i „sztuczna” **bariera geologiczna*** (warstwy mineralnego uszczelnienia):
 - ograniczenie filtracji i dyfuzji odpowiednio do wybranego materiału, jego zagęszczenia, miąższości warstw i obciążenia nadkładem;
 - odporność na erozję i działanie wody;
 - odporność na odcieki odpowiednio do zawartości minerałów pęczniejących;
 - zdolności sorpcyjne, zależnie od zawartości minerałów ilastych;
 - brak podatności na nierównomierne osiadania, zdolność do samuszczelniania odpowiednio do plastyczności, która jest uwarunkowana uziarnieniem i zawartością cząstek frakcji iłowej;
 - odporność na zmiany warunków hydrogeochemicznych z uwagi na pęcznienie i skurcz uszczelnienia mineralnego;
- Geomembrana:
 - ochrona (zabezpieczanie) niższych warstw przed odciekami;
 - odporność na nierównomierne osiadania;
 - odporność termiczna i chemiczna w długim czasie, zależnie od przewidywanej temperatury, zastosowanego materiału i grubości membrany w połączeniu z naturalną lub sztuczną barierą geologiczną.
- Warstwa zabezpieczająca:
 - równomierne rozłożenie naprężeń od skupionych obciążeń pochodzących od ostrych krawędzi kruszywa warstwy drenażowej;
 - ochrona geomembrany przed przemarzaniem oraz promieniowaniem ultrafioletowym podczas budowy i początkowej eksploatacji składowiska.
- Warstwa drenażowa:
 - umożliwiała gromadzenie i odprowadzenie odcieków z odpadów, tym samym zapobiega gromadzeniu się

²⁷ BAT – (Best Available Technics) najlepsza dostępna technika (POŚ)

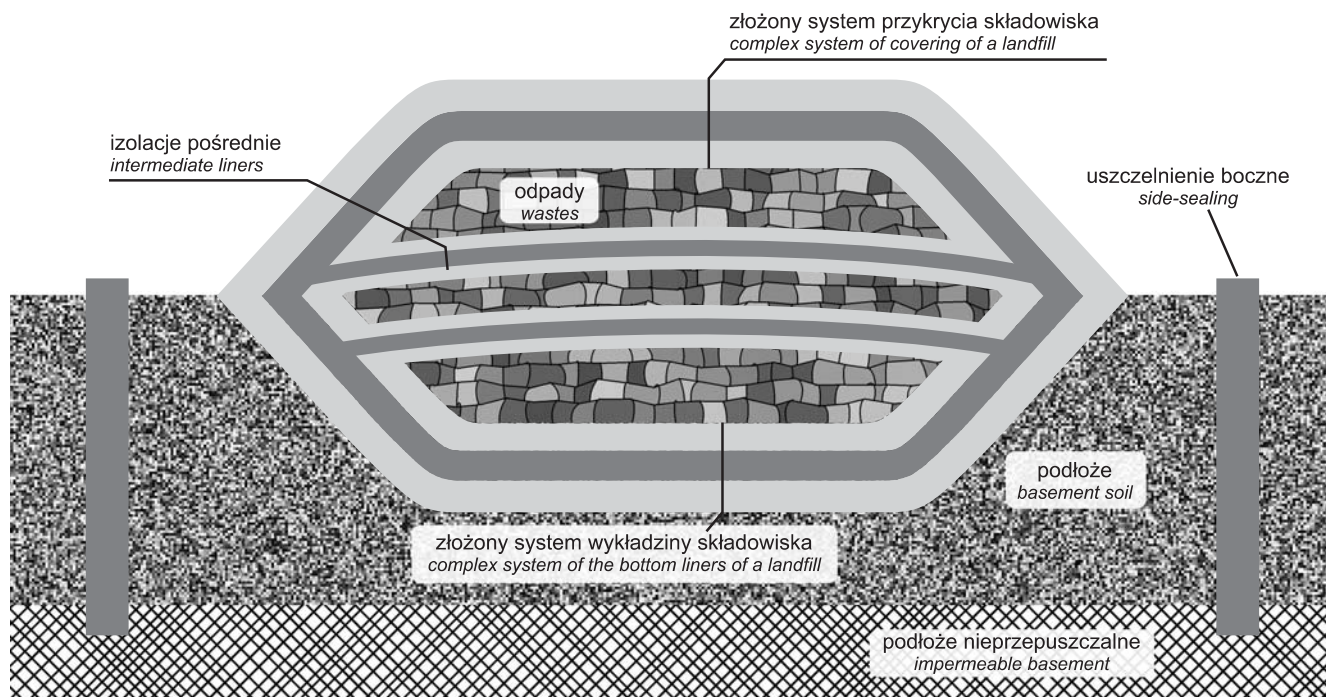


Fig. 20. Schematyczny przekrój przez składowisko odpadów

Schematic cross-section through a landfill

odcieków bezpośrednio nad geomembraną i warstwami mineralnego uszczelnienia.

- Warstwa przejściowa (jeśli jest konieczna):
 - chroni warstwę drenażową przed utratą drożności (kolmatacją) spowodowaną osadzaniem się drobnoziarnistych odpadów;
 - może zapewnić obciążenie konieczne do uzyskania efektów uszczelnienia na kontaktach warstw i zabezpieczyć przed przemarzaniem mineralnej warstwy uszczelniającej w czasie budowy i początkowej eksploatacji składowiska;
 - jest izolacją termiczną w przypadku egzotermicznych przemian zachodzących w korpusie odpadów.

Warstwy zabezpieczająca, drenażowa i przejściowa powinny mieć taką miąższość, żeby zabezpieczyć geomembranę i warstwy mineralnego uszczelnienia przed deformacjami na skutek zmian temperatury, a szczególnie mrozu (Hohman-Porebska, 2002).

Skarpy niecki i przykrycia składowiska mogą być formowane z tych samych materiałów, z których są tworzone izolacje powierzchni poziomych dna i przykrycia lub z innych, zapewniających stateczność i szczelność.

Schematyczny profil złożonego systemu izolacji niecki i przykrycia składowiska odpadów przedstawia figura 21. Możliwe jest wielowariantowe wbudowywanie mineralnej przesłony izolacyjnej w uszczelnienie w zależności od budowy składowiska. W Polsce proponowane są przez Wysokińskiego (Wysokiński, 1995, 2009) cztery warianty profili izolacji podstawy i skarp składowisk – pojedyncza, pojedyncza złożona, podwójna i podwójna złożona.

Rozporządzenie MŚ z dn. 24 marca 2003 r. stawia jednolite wymagania odnośnie izolacji mineralnych dla składowisk odpadów niebezpiecznych i innych niż niebezpieczne i obojętne co do miąższości i przepuszczalności. Odpowiadają one minimalnym wymaganiom Dyrektywy Ramowej o odpadach, co w praktyce jest z pewnością niezadowolające.

Wymagania te są łagodniejsze w porównaniu z wymaganiami stawianymi profilom uszczelnień składowisk odpadów w odpowiadających im klasach, obowiązujących w Niemczech (TA Abfall, 1991; TA Siedlungsabfall, 1993) i Stanach Zjednoczonych (CFR, 2005).

4.1.2. FUNKCJE I CHARAKTERYSTYKA WYBRANYCH ELEMENTÓW SYSTEMU PRZYKRYCIA

Z punktu widzenia budowy bariery przeciwfiltacyjnej i warstw rekultywacyjnych system przykrycia składowiska ma za zadanie:

- nie dopuszczać do infiltracji w korpus odpadów wód opadowych i odprowadzać je poza obręb składowiska;
- ograniczać emisję gazów;
- zapobiegać pyleniu i roznoszeniu przez wiatr i ptaki lekkich i drobnych części składowanych odpadów;
- utworzyć barierę biologiczną dla roślin i gryzoni;
- zapobiegać erozji powierzchni składowanych odpadów.
- Odpady i warstwa wyrównawcza mają:
 - ograniczyć do minimum różnice w osiadaniu przez odpowiednie rozmieszczenie i zagęszczenie odpadów;

- zabezpieczyć przed przenikaniem mineralnego materiału uszczelniającego w warstwę odpadów;
- rozłożyć nacisk sprzętu zagęszczającego;
- jeżeli to możliwe i konieczne, wykorzystać warstwę wyrównawczą do odprowadzenia biogazu (element systemu odgazowania składowiska).
- Warstwy mineralnego uszczelnienia ma:
 - ograniczyć do minimum powstawanie odcieków na skutek infiltracji wód opadowych oraz zapewnić stabilność filtracji – uzależnione od zastosowanego materiału, jego zagęszczenia, miąższości warstwy i różnicy osiadań;
 - wykazywać brak podatności na osiadania na skutek występujących obciążeń oraz zdolność do samouszczelniania odpowiednio do plastyczności materiału mineralnego uszczelnienia, wynikającej z uziarnienia oraz zawartości i rodzajów minerałów ilastych.
- Warstwa rekultywacyjna ma za zadanie:
 - zabezpieczyć przed przemarzaniem i wysychaniem warstwy mineralnego uszczelnienia;
 - zredukować infiltrację przez ewapotranspirację;
 - zabezpieczyć przeciwozyjnie za sprawą roślinności;
 - retencję wody do wegetacji roślinności;
 - zmniejszyć możliwości penetracji korzeni roślin w warstwę mineralnego uszczelnienia zależnie od doboru roślin, miąższości warstwy oraz objętości wody w warstwie.

Pozostałe warstwy złożonego systemu przykrycia: geomembrana i warstwa drenażowa mają takie same lub podobne zadania do spełnienia, jak ich odpowiedniki w systemie izolacji dna.

Miąższość wykonywanych przesłon izolacyjnych przykrycia składowiska odpadów jest uzależniona od sposobu rekultywacji i późniejszego zagospodarowania terenu i może wynosić nawet 2,0–2,5 m. Zalecany przez Wysokińskiego (1998) udział poszczególnych warstw w konstrukcji przykrycia składowiska, zależny od docelowego przeznaczenia obszaru, przedstawiono na figurze 22.

Należy zwrócić uwagę, że w profilu przykrycia pokazanym na figurze 22 brak jest izolacji syntetycznej. Zainstalowanie jej na składowisku odpadów komunalnych, gdzie zachodzą biochemiczne i chemiczne reakcje z wydzielaniem ciepła i gazów, może prowadzić do przesuszenia izolacji mineralnych. Ponadto pod przykryciem syntetycznym na skutek zmniejszenia wilgotności może nastąpić zmniejszenie wydajności tworzenia się biogazu w korpusie odpadów i tym samym niemożność jego wykorzystania jako surowca energetycznego. Na składowiskach odpadów komunalnych w celu produkcji biogazu często stosuje się nawilżanie składowiska poprzez rozdeszczowanie wody lub wód odciekowych (recykulacja odcieków). Odpowiednia wilgotność odpadów inicjuje, podtrzymuje i stabilizuje wytwarzanie biogazu z odpadów. To z kolei umożliwi ujmowanie i zagospodarowanie biogazu jako paliwa oraz ograniczenie emisji do środowiska gazów cieplarnianych wchodzących w skład

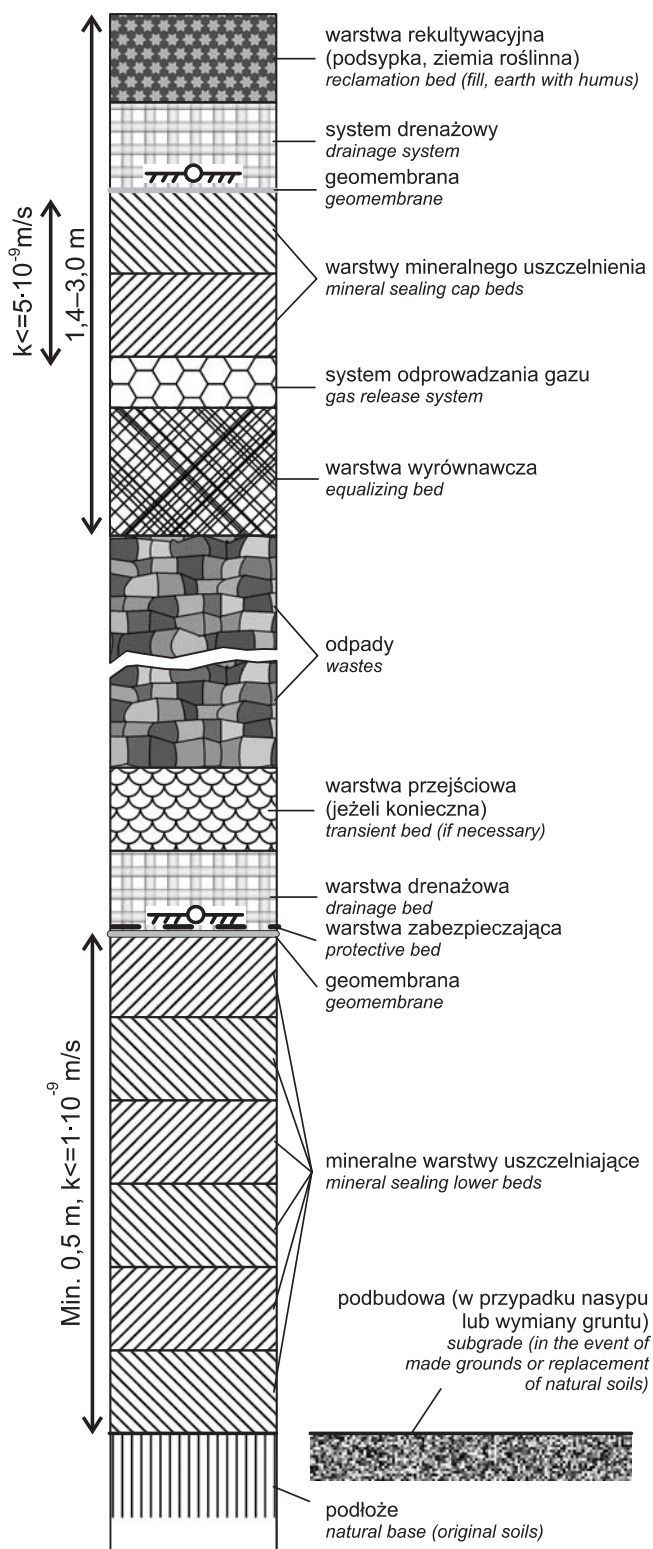


Fig. 21. Schemat złożonego systemu wykładziny i przykrycia składowiska (wg ETC 8, 1994, zmienione)

Diagram of the complex system of lining and cover of a landfill (acc. to ETC8, 1994, modified)

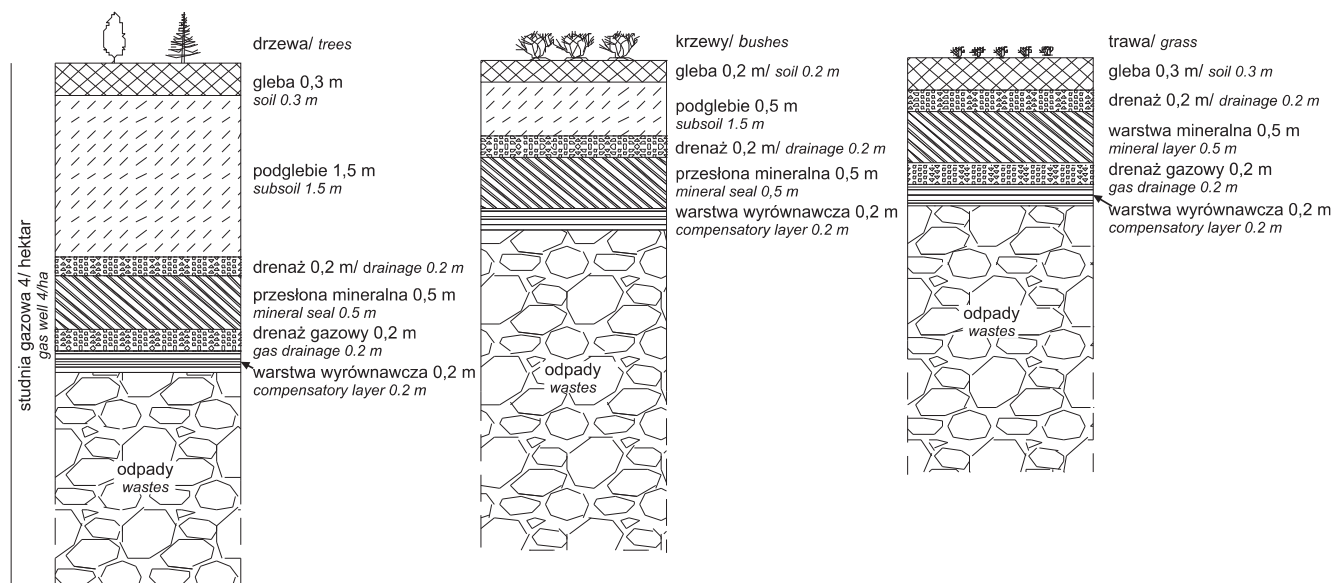


Fig. 22. Zalecane przez ITB profile uszczelnień powierzchni składowisk odpadów (Wysokiński, 1998)

ITB-recommended profiles of sealing of the surface of a landfill

gazu wysypiskowego. W składowiskach odpadów niebezpiecznych, gdzie nie tworzy się gaz, zaleca się stosowanie przesłon syntetycznych.

W Niemczech zaleca się stosowanie warstw mineralnego uszczelnienia przykrycia o miąższości 50 cm i o współczynniku filtracji nie większym niż $5 \cdot 10^{-9}$ m/s (TA Abfall., 1991).

W Stanach Zjednoczonych zalecane jest, aby warstwy mineralnego uszczelnienia przykrywające składowisko miały miąższość od 0,5 do 0,9 m przy maksymalnej przepuszczalności $k \leq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s na składowiskach odpadów niebezpiecznych i $k \leq 1 \cdot 10^{-7}$ m/s na składowiskach odpadów komunalnych (CFR, 2005).

4.1.3. FUNKCJE IZOLACJI POŚREDNICH

Izolacje pośrednie (fig. 20) są tworzone w celu zamknięcia etapu eksploatacji. Spełniają funkcje podobne do izolacji przykrywających składowisko (oprócz podłoża dla roślin), a ponadto:

- ograniczają cyrkulację gazów;
- przyspieszają i kontrolują proces metanogenezy jeszcze podczas składowania odpadów, kolejnych etapów eksploatacji obiektu;
- umożliwiają wcześniejsze zagospodarowanie lub neutralizację gazów wysypiskowych i ograniczenie emisji odorów;
- odizolowują odpady zamkniętego etapu od świeżych kolejnego etapu eksploatacji i zmniejszają pole oddziaływania na otoczenie – rozwiewania odpadów i emisji gazów.

4.1.4. FUNKCJE PRZESŁON PIONOWYCH

Przesłony pionowe są stosowane najczęściej przy zabezpieczeniach składowisk już istniejących, starych, w których wybór miejsca lokalizacji był często przypadkowy, a obecnie względy środowiskowe wymagają ograniczenia ich negatywnego oddziaływania, nawet na obecnym etapie ich eksploatacji. W nowobudowanych obiektach izolacje tego typu są stosowane tylko dla odpadów niebezpiecznych o wysokiej toksyczności. W obu przypadkach wykonanie przesłony pionowej jest możliwe w odpowiednich warunkach gruntowych (fig. 20), tzn. w profilu podłoża składowiska występuje naturalna geologiczna bariera izolacyjna na głębokości nie większej niż 100 m (warunek technologiczny wykonywania tego typu przesłony).

Przesłony pionowe są wykonywane w celu:

- ograniczenia migracji poziomej wód podziemnych w strefie oddziaływania składowiska odpadów i migracji wód skażonych pochodzących ze składowiska;
- utworzenia wokół składowiska szczelnej przestrzeni geologicznej;
- gromadzenia wód skażonych w utworzonej przestrzeni;
- obniżenia poziomu wód podziemnych, gruntowych w wydzielonej przestrzeni.

Przesłony pionowe hydroizolacyjne są stosowane w postaci ścianek: szczelinowej, szczelnej i wykonywanej metodami iniekcyjnymi.

Najczęściej są stosowane przesłony pionowe przeciwfiltracyjne w technologii ścianek szczelinowych o szerokości od 0,4 do 1,0 m. Konstrukcje te są drogie, trudne do wykonania i kontrolowania ich szczelności.

4.2. BARIERY IZOLACYJNE

Projekt i wykonanie konstrukcji składowiska są ściśle związane z niezależnymi systemami zabezpieczeń, ponieważ stanowią składowe budowli. Odpowiedni dobór elementów w zależności od warunków geologicznych i przeznaczenia obiektu oraz staranne wykonanie powinny gwarantować bezpieczeństwo obiektu.

Podstawowym elementem bezpieczeństwa składowiska odpadów, a jednocześnie konstrukcji obiektu jest **bariera geologiczna**. Jest to układ warstw geologicznych w podłożu składowiska, wykazujących jednorodność, znaczną miąższość i rozprzestrzenienie; dużą pojemność sorpcyjną; małą wrażliwość na działania składników chemicznych roztworów; małą podatność na mechaniczne działanie roztworów. Cechy te zapewniają ograniczenie przepływu wód zanieczyszczonych infiltrujących ze składowiska odpadów. Wymóg ten jest zapisany w Rozporządzeniu MŚ z dn. 24.03.2003 r. „Składowisko odpadów lokalizuje się tak, aby miało naturalną barierę geologiczną, uszczelniającą podłoże i ściany boczne. Minimalna miąższość i wartość współczynnika filtracji k naturalnej bariery geologicznej wynosi:

- dla składowiska odpadów niebezpiecznych – miąższość nie mniejsza niż 5 m, współczynnik filtracji $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s;
- dla składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne – miąższość nie mniejsza niż 1 m, współczynnik filtracji $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s;

Bariera geologiczna powinna mieć rozciągłość poziomą przekraczającą obszar projektowanego składowiska odpadów.

Przewidywany najwyższy piezometryczny poziom wód podziemnych powinien być co najmniej 1 m poniżej poziomu projektowanego wykopu dna składowiska”.

„W miejscach, gdzie naturalna bariera geologiczna nie spełnia warunków określonych wyżej, stosuje się sztucznie wykonaną barierę geologiczną o minimalnej miąższości 0,5 m, zapewniającą przepuszczalność nie większą niż $k \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s, którą wykonuje się w taki sposób, by procesy osiadania na składowisku odpadów nie mogły spowodować jej zniszczenia”.

W Rozporządzeniu jest mowa o wartościach minimalnych koniecznych do zapewnienia bezpieczeństwa obiektu wobec środowiska przyrodniczego. Jednocześnie z punktu widzenia warunków geologicznych w przypadku naturalnej bariery geologicznej nie jest możliwe określenie stopnia jej jednorodności w objętości stanowiącej podłoże, a więc w jakim stopniu spełnia warunek przepuszczalności. Ponadto w jakim stopniu jest ciągła – nie zawiera kawern, szczelin z wysychania, i czy występują w niej spękania i mikrospeknięcia tektoniczne lub ślady, pustki po korzeniach roślin.

Nie można jednocześnie stwierdzić, że 50-centymetrowa warstwa sztucznej bariery izolacyjnej w pełni zastępuje wy-

maganą pięcio- lub jednodetrową naturalną barierę geologiczną. Formowana sztuczna bariera geologiczna – warstwy mineralnego uszczelnienia – jest barierą techniczną w budowie składowiska, dodatkowo wymaganą (poza istniejącą naturalną barierą geologiczną). Miąższość tej formowanej powinna być określona indywidualnie dla każdego przypadku (co najmniej 0,5 m) z uwzględnieniem warunków geologicznych podłoża składowiska i jego otoczenia.

W zależności od rodzaju odpadów i stopnia zagrożenia środowiska ich składowaniem (wielkość ładunku zanieczyszczeń pochodzącego z odpadów – Klimek, 2006) należy rozważać lokalizację składowiska – warunki geologiczne, techniczne konstrukcji i budowy składowiska. To podejście do problemu może odzwierciedlać wymóg występowania znacznej miąższości warstw izolujących podłoże składowiska. W przypadku odpadów promieniotwórczych (niebezpiecznych) do ich składowania wymagany jest górotwór solny lub znacznej miąższości (30 m) otoczenie skał ilastych (Prawo atomowe²⁸).

Przy wyborze lokalizacji składowiska należy poprzez prowadzenie odpowiedniego monitoringu rozpoznać sytuację hydrogeochemiczną (tła hydrochemicznego) otoczenia obiektu, w celu dokonywania oceny oddziaływania na środowisko na wszystkich etapach funkcjonowania składowiska.

4.2.1. BARIERY NATURALNE

Ze względu na skład, uziarnienie, bariery naturalne mogą stanowić grunty zwięzłe spoiste (gliny zwięzłe i gliny pylaste zwięzłe) i bardzo spoiste (iły i iły pylaste), a warunkowo – iły piaszczyste, gliny piaszczyste zwięzłe i gliny piaszczyste. Z uwagi na skład mineralny do uszczelnień składowisk odpadów oraz hydroizolacji nadają się iły i gliny kaolinitowe, bentonity i iły bentonitowe, smektytowa zwietrzelina tufów bazaltowych, beidellitowe iły neogeńskie oraz poliminerálne iły bezwapienne. Grunty spoiste o różnym wieku, genezie, składzie, uziarnieniu i sposobie użytkowania zajmują znaczną część obszaru Polski i występują na różnej głębokości (Rybicki, 1970, 1993; Wyrwicki, Wiewióra, 1972, 1976; Wiewióra, Wyrwicki, 1974, 1976; Wyrwicki, 1974, 1988; Wichrowski, 1981; Kłapyta, Żabiński, 1991; Rybicki, Sajda, 1987; Rybicki, Woźniak, 1988; Kumor, 1992; Brański, 1994; Kościówko, Wyrwicki, red., 1996; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Rybicki, Bauer, 1997; Choma-Moryl, 2002, 2004; Majer, 2005; Zawrzykraj, 2005; Rydelek, 2006; Majer i in., 2007; Ptaszkiewicz 2007; Falkowska, 2009; Wysokiński, 2009). Mogą mieć i mają znaczenie w rozumieniu naturalnych barier geologicznych.

Z szerokiej grupy surowców ilastych do budowy przesłon mineralnych składowisk odpadów można typować surowce ilaste ceramiki budowlanej (iły, gliny, łupki ilaste, gliny lessowe, utwory zwietrzelinowe) oraz surowce do prac inżynierskich (iły i gliny), zaś z surowców innych (skalnych)

²⁸Prawo atomowe – Ustawa z dn. 29 listopada 2000 r. (DzU 2001 Nr 3, poz. 18) z późn. zm.

głównie bentonity i ily bentonitowe (Bilans zasobów..., 2011).

Jak podają Wysokiński i Łukasik (1994), uszczelnienie dna składowiska warstwami mineralnymi (gruntowymi) pozwala zatrzymać 95% wód odciekowych w okresie istnienia składowiska. W Niemczech uszczelnieniom mineralnym nadawany jest najwyższy priorytet z punktu widzenia długotrwałej odporności oraz zdolności samonaprawiania (Burkhard i in., 1997).

Główne zalety stosowania gruntów spoistych do budowy warstw mineralnego uszczelnienia składowisk, to przede wszystkim mała przepuszczalność, odporność chemiczna, odporność termiczna, wytrzymałość mechaniczna, dostępność i niski koszt surowca.

Skuteczność warstw mineralnego uszczelnienia jest zależna od właściwości użytych gruntów spoistych. Charakteryzują się one:

- dużą odpornością chemiczną, biologiczną i termiczną;
- znacznie większą miąższością w stosunku do izolacji syntetycznych, a co za tym idzie szczelnością w stosunku do filtracyjnego i dyfuzyjnego transportu substancji szkodliwych, a także właściwościami sorpcyjnymi;
- zdolnością do odkształceń ciągłych pod wpływem obciążenia materiałem składowanym; właściwości te zależą od wilgotności, wskaźnika plastyczności, parametrów ścinania i ściśliwości gruntów spoistych odpowiednio zagęszczonych; przy odpowiednim doborze tych cech można wyeliminować pęknięcia oraz można oczekiwać zmniejszenia porowatości;
- pęcznieniem w kontakcie z wodami odciekowymi, w którego wyniku następuje zaciskanie porów efektywnych w gruncie oraz zmniejszanie i tak niewielkiego współczynnika filtracji;
- odpornością na uszkodzenia mechaniczne i zachowaniem cech izolacyjnych (z uwagi na znaczną miąższość warstw) w czasie istnienia składowiska;
- znikomą możliwością wysychania i powstawania spękań w czasie eksploatacji składowiska;
- podatnością na formowanie w trakcie wbudowywania; powinny się łatwo zagęszczać: cechy fizyczne i wytrzymałościowe nie powinny łatwo ulegać zmianom pod wpływem warunków atmosferycznych w trakcie wykonywania robót.

4.2.2. BARIERY SZTUCZNE (SYNTETYCZNE)

W przeszłości stosowane były rozwiązania niezupełnie przemyślane, grożące katastrofą po kilku–kilkunastu latach funkcjonowania. Żwirownie i piaskownie były wykładane różnego rodzaju parageomembranami typu folii ogrodniczej, folii budowlanej, papy z PCW i in. (Cichy, 1994). Rezultat ich działania, jako uszczelnień jest niewielki lub żaden. Jest to spowodowane:

- najczęściej krótką, niesprawdzoną żywotnością tych materiałów, na którą nakładają się warunki środowi-

ska geologicznego i ekstremalne warunki chemicznego i termicznego oddziaływania odpadów;

- małą odpornością na uszkodzenia mechaniczne;
- możliwością wystąpienia nawet niewielkich nieszczelności w miejscach połączeń poszczególnych arkuszy wykładziny.

Uszkodzenia syntetycznego materiału uszczelniającego umożliwiają wydostanie się wód odciekowych ze składowiska. Po latach eksploatacji obiektu ujawniają się skutki takich rozwiązań, a koszty usuwania „awarii” takich inwestycji wielokrotnie przewyższają koszty uszczelnienia składowiska z zastosowaniem odpowiednich izolacji mineralnych. Nie wiadomo, ile jest takich obiektów na terenie Polski, a informacje dotyczące obecności obiektu można uzyskać z interpretacji danych monitoringu chemizmu wód.

Obecnie izolacje syntetyczne i elementy instalacji (np. drenażowej) z materiałów syntetycznych są uzupełnieniem izolacji mineralnych składowisk odpadów. Zapewnieniu dobrej jakości syntetycznych izolacji składowisk służą procedury norm, aprobat i atestów technicznych. W produkcji geosyntetyków są stosowane prawie w 100% polimery. Marginalnie używana jest guma, włókno szklane, włókna naturalne i stalowe. Poszczególne geosyntetyki spełniają różnorodne zadania. Najczęściej wykorzystywanym geosyntetykiem jest geowłóknina (geotextil), ze względu na jej liczne zastosowania w konstrukcjach inżynierskich. Na składowiskach odpadów są stosowane głównie geomembrany, których podstawowym zadaniem jest uszczelnienie.

Obecnie brak danych i trudno jest określić, w jakim czasie wbudowana geomembrana będzie spełniała zadanie szczelności. Jednym z elementów, mających na to wpływ, jest czas degradacji polimerów. Skutki chemicznego oddziaływania wód odciekowych, gazów oraz temperatury na geomembranę są bardzo istotnymi czynnikami działającymi w czasie na jej skuteczność i trwałość.

Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska wydała przepisy, według których geomembrana przed zastosowaniem powinna przejść 90 testów. Sprawdzana jest między innymi: odporność na niskie i wysokie temperatury, przepuszczalność dla cieczy i gazów, przydatność geosyntetyku jako elementu konstrukcyjnego składowiska, wytrzymałość na rozciąganie, przebicia i odkształcenia termiczne oraz odporność na działanie procesów biologicznych i oddziaływanie różnych substancji chemicznych (Cichy, 1993a).

Oprócz właściwości samego syntetycznego materiału uszczelniającego, kluczową rolę w budowie uszczelnień składowisk odpadów odgrywa jakość połączeń arkuszy (połaci) geomembrany. Właściwie o szczelności całego układu decyduje najczęściej prawidłowe wykonanie spoin. Dąży się do opracowania technologii łączenia dostosowanej do konkretnego rodzaju materiału syntetycznego oraz osiągnięcia minimalnej liczby spoin wykonywanych na miejscu budowy (Cichy, 1993b).

Do stosowania nowych materiałów i nowych technik wymagane jest świadectwo aprobaty technicznej, jeśli nie ma na nie polskich norm. Podstawę prawną stanowią w tym

przypadku ustawa Prawo Budowlane z dn. 7.07.1994 r. art. 10 i Rozporządzenie Ministra Budownictwa i Przemysłu Materiałów Budowlanych z dn. 29.04.1975 r. i jego nowelizacja z dn. 22.03.1991 r.

Jak podają Giroud i Bonaparte (1989), nawet przy zachowaniu najwyższej jakości wykonawstwa, należy się liczyć z wystąpieniem średnio od 3 do 5 defektów geomembrany na hektar powierzchni.

4.2.3. USZCZELNIENIA MIESZANE

Po przeanalizowaniu zalet i wad mineralnych i syntetycznych materiałów uszczelniających w krajach wysoko rozwiniętych wprowadzono kosztowniejsze – ale uznane za bezpieczniejsze – **uszczelnienia mieszane (kombinowane)**. W Niemczech, na przykład, wymagane jest stosowanie geomembrany o grubości 2,5 mm wraz z minimum 75 cm warstwą uszczelnienia mineralnego na małych składowiskach komunalnych oraz minimum 1,5 m warstwą mineralnego uszczelnienia na składowiskach odpadów niebezpiecznych (TA Siedlungsabfall..., 1993; Beschlu des Bundestaates..., 1993 w: Cichy, 1994; Burkhard i in., 1997). Jak podaje Cichy (1994), w USA stosuje się, obok uszczelnienia mineralnego, powłoki z tworzyw sztucznych o grubości nie mniejszej niż 0,75 mm z wyjątkiem PEWG (HDPE), którego grubość musi być dwukrotnie większa – 1,5 mm, ponieważ materiał ten jest znacznie mniej odporny na spękania naprężeniowe.

W systemach izolacji mieszanych istotne są wartości parametrów plastyczności, a także łatwość formowania i zagęszczania gruntu, które to cechy korzystnie wpływają na współdziałanie z geomembraną w trakcie wykonywania izolacji składowiska.

Obecnie, po 30 kilku latach doświadczeń w tej dziedzinie w krajach rozwiniętych, można stwierdzić, że te dwa elementy uszczelnień – mineralne warstwy uszczelniające i izolacje syntetyczne – wzajemnie się uzupełniają i dlatego konstrukcje mieszane są uznawane za bezpieczne. W tych układach wyjątkowo istotna jest wartość współczynnika tarcia grunt/ geomembrana oraz dokładne przyleganie geosyntetyku do podłoża, a jego pasma powinny być szczelnie ze sobą połączone. Szczególnie jest to ważne w przypadku zastosowania uszczelnienia mieszanego na skarpach.

Łączne stosowanie obu grup materiałów izolacyjnych zwiększa pracochłonność i koszty jednorazowe, ale przy obecnej technice i technologii w sposób najpełniejszy zapewnia odizolowanie składowanych odpadów od otoczenia. Konieczne jest przy tym wykonanie odpowiednich badań i analiz dla danego typu odpadów i budowy składowiska w celu doboru najodpowiedniejszych materiałów z obu grup. Potrzebne jest prowadzenie badań określających właściwości gruntów spoistych jako naturalnych barier geologicznych (Dragowski, Łuczak-Wilamowska, 2005, 2007a, b; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b, 2002a, b, 2004; Garbulewski, 2000; Choma-Moryl, 2002, 2004; Majer, 2005; Majer i in., 2007; Wysocki, 2009), występujących w środowisku, a także odpowiednio przygotowanych, formowanych, o polepszonych właściwościach.

4.3. REKULTYWACJA SKŁADOWISK ODPADÓW KOMUNALNYCH

Rekultywacja jest rozumiana jako zespół przedsięwzięć technicznych i biologicznych, mających na celu stworzenie konstrukcji zabezpieczających oraz przeprowadzenie zabiegów eliminujących negatywne oddziaływanie na otoczenie.

Konieczność przeprowadzenia prac rekultywacyjnych na składowiskach odpadów wynika z przepisów (POŚ art.54, dyrektywa UE, Rozporządzenie MŚ z dn. 24.03.2003).

Podstawowe warunki zamknięcia składowiska dotyczą określenia:

- technicznego sposobu zamknięcia składowiska;
- harmonogramu działań związanych z rekultywacją składowiska;
- warunków sprawowania nadzoru nad zrekultywowanym obiektem.

Przy przestrzeganiu powyższych warunków rekultywację można uznać za proces budowlany. Proces zamykania i rekultywacji składowisk odpadów powinien uwzględniać dwa przypadki różniące się zakresem prac koniecznych do wykonania (Koda, 2011):

1. Zamknięcie wyeksploatowanego składowiska odpadów, zbudowanego zgodnie ze standardami ochrony środowiska i wymaganiami prawnymi, zaplanowanymi na etapie opracowania projektu budowlanego obiektu.
2. Zamknięcie i rekultywacja nieuporządkowanego, starego składowiska odpadów („wysypiska śmieci”) wymagającego rozpoznania zarówno obiektu, jak i otoczenia oraz zaplanowania odpowiedniego zakresu prac rekultywacyjnych.

W drugim przypadku należy uzupełnić zaplanowane prace o zabiegi zabezpieczające przed postępującą przez wiele lat degradacją środowiska głównie gruntowo-wodnego i usunięcie skutków tej degradacji. Zabiegi te mają na celu doprowadzenie składowiska do stanu przewidzianego w planie zagospodarowania terenu i wyeliminowanie lub ograniczenie niekorzystnego wpływu obiektu na obszar objęty jego oddziaływaniem. Zaprojektowanie skutecznych zabezpieczeń powinno być poprzedzone szczegółowym rozpoznaniem obiektu i jego otoczenia, zebraniem danych do prognoz zjawisk i procesów zachodzących w środowisku i obiekcie.

Rekultywacja jest zakładana już na etapie planowania budowy składowiska i sukcesywnie realizowana na etapach eksploatacji i zakończenia składowania. Rekultywacja jest bardzo ważnym elementem ochrony środowiska. Polega ona na:

- właściwym ukształtowaniu bryły obiektu;
- uregulowaniu gospodarki wodnej obiektu i jego otoczenia;
- zachowaniu biologicznie wartościowych warstw gruntu, odtworzeniu gleby lub jej neutralizacji i użyznieniu;
- wprowadzeniu roślinności o charakterze pionierskim, a następnie docelowej odbudowie biologicznej skarp i wierzchołki obiektu.

Zagospodarowanie terenu polega na stosowaniu zabiegów agrotechnicznych, mających na celu właściwe uformowanie gleby i dokonanie uzupełniających prac wodnomelioracyjnych, a także na potrzebie budowy innych docelowych obiektów i urządzeń oraz wprowadzeniu roślinności z pełnym nawożeniem.

W powszechnie przyjętych zasadach, rekultywację składowisk, podobnie jak i gruntów, należy prowadzić w trzech fazach, obejmujących:

- W fazie przygotowawczej:
 - rozpoznanie czynników warunkujących prawidłowość rozwiązań w tym zakresie;
 - rekultywację i zagospodarowanie składowiska;
 - ustalenie kierunku zagospodarowania odpowiednio do jego przeznaczenia;
 - wprowadzenie rekultywacji i zagospodarowania składowiska do założeń techniczno-ekonomicznych inwestycji.
- W fazie rekultywacji podstawowej:
 - ukształtowanie rzeźby terenu, formowanie zboczy oraz uregulowanie gospodarki wodnej rekultywowanego składowiska i jego otoczenia;
 - wykorzystanie biologiczne warstw gruntu i odpadów do celów rolniczych i leśnych;
 - odtworzenie gleb metodami technicznymi.
- W fazie rekultywacji szczegółowej:
 - regulację gospodarki wodnej rekultywowanego obiektu;
 - neutralizację składników toksycznych i użyźnienie utworów jałowych;
 - wprowadzenie roślinności glebotwórczej odtwarzającej warunki biologiczne i hamującej erozję wodną i wietrzną,
 - zabudowę biologiczną skarp, ich podnóży i korony zwałowiska.

Zgodnie z obowiązującymi przepisami rekultywacja techniczna powinna być realizowana już na etapach planowania, budowy i eksploatacji składowiska. Według Rowe'a (1998), podczas technicznego zabezpieczania rekultywowanego składowiska odpadów należy wziąć pod uwagę:

- Wykonywanie skutecznej bariery izolacyjnej.
- Możliwość powiększenia obszaru istniejącego składowiska.
- Warunki zapełniania składowiska ponad systemem izolacji, w tym:
 - odpowiedni projekt oraz dobór materiałów (badania laboratoryjne, analizy stateczności);
 - odpowiednia kontrola jakości wykonywanych prac i zgodności ich wykonania z projektem;
 - plany powiększenia składowiska określające dopuszczalne warunki budowy obiektu;
 - plany zawierające ocenę stateczności wbudowywanych odpadów;

- plany awaryjne, na wypadek wystąpienia nieprzewidywanych, skrajnych warunków budowy.
- Wybór alternatywnego miejsca składowania odpadów w przypadku, gdy zaplanowany termin realizacji nie jest dotrzymany.

Powyższe elementy procesu technicznego zabezpieczenia rekultywowanego składowiska odpadów wpisują się w warunki otaczającego krajobrazu.

Rekultywację biologiczną należy zapoczątkować na etapie eksploatacji, a powinna być zrealizowana całościowo po zamknięciu składowiska. Elementy rekultywacji występują już na etapie poszukiwania optymalnej lokalizacji, wyboru sposobu składowania i przebiegu eksploatacji składowiska. Lokalizacja składowiska ma decydujący wpływ na późniejsze rozwiązania techniczno-ekonomiczne i ekologiczno-sanitarne w procesie budowy i eksploatacji składowiska oraz na całość gospodarki i wielkość zasięgu negatywnego oddziaływania składowanych odpadów na środowisko. W założeniach techniczno-ekonomicznych powinien być określony kierunek zagospodarowania i sposób rekultywacji składowiska (Maciak, 2003). Sposób składowania odpadów, a zwłaszcza budowa składowiska, stanowią element technicznej rekultywacji obiektu. Regulują to m.in. przepisy ustawy o odpadach²⁹ oraz rozporządzenie Ministra Środowiska³⁰, według których odpady stałe powinny być unieszkodliwione na składowisku lub w inny sposób odpowiadający wymaganiom ochrony środowiska i uzasadniony z punktu widzenia ekonomicznego.

Składowiska wszelkich odpadów, w tym również odpadów komunalnych, wymagają biologicznego umocnienia powierzchni: zboczy, skarp, tarasów oraz wierzchowiny. Tradycyjne metody biologicznego umocnienia tych powierzchni przy zastosowaniu darniowania i często ręcznego obsiewu są drogie i często mało skuteczne. Zapewnienie stateczności i ochrony skarp w biologicznej rekultywacji składowiska mają podstawowe znaczenie. Umocnienie tych powierzchni można uzyskać stosunkowo prosto i tanio z zastosowaniem hydroobsiewu (Głazewski, Kłosiński, 1995; Koda, 2011). W każdym przypadku biologicznych zabiegów rekultywacyjnych osobnym etapem jest pielęgnacja i utrzymanie pokrywy roślinnej. Jest to proces zazwyczaj długotrwały wymagający wielu nakładów sił i środków.

4.4. KRYTERIA BEZPIECZEŃSTWA SKŁADOWISK ODPADÓW JAKO BUDOWLI

Z rodzajem gruntów występujących w podłożu składowiska jest związana nośność, co ma ogromne znaczenie dla bezpieczeństwa całej budowli i jej stateczności. Obciążenie nadkładem odpadów kilku- lub kilkudziesięciometrowym (20–30 m) może powodować osiadanie lub inne deformacje.

²⁹ z dn.14.12. 2012 r. (DzU Nr 62, poz. 628)

³⁰ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24.03. 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia składowisk odpadów (DzU Nr 61, poz. 549)

Szczególnie groźne dla stateczności obiektu i dla środowiska gruntowo-wodnego są deformacje nieciągłe. Dlatego też budowa i eksploatacja składowiska wymaga określenia charakterystyki podłoża i budowli. Dotyczy to m.in.:

- identyfikacji gruntów podłoża, ich formy i zasięgu występowania, opracowania modelu budowy geologicznej podłoża obiektu;
- współczynnika filtracji (określonych metodą polową i laboratoryjną) gruntów podłoża budowli ich miąższości i rozciągłości wraz z określeniem warunków gruntowo-wodnych;
- parametrów wytrzymałości, odkształcalności i ściśliwości gruntów podłoża i odpadów, które będą gromadzone w tym obiekcie;
- określenia modelu obliczeniowego do celów projektowych konstrukcji dna i skarp obiektu oraz modelu rozprzestrzenienia się zanieczyszczeń w podłożu i w otoczeniu planowanego składowiska w przestrzeni geologicznej;

– określenia stateczności obiektu – składa się na to stateczność uformowanej niecki składowiska (skarp) oraz stateczność budowli, której budulcem są odpady, odpowiednio ukształtowanej w wyniku długookresowej eksploatacji, a następnie zabiegów rekultywacji i zagospodarowania po jej zakończeniu;

- wyboru materiałów konstrukcyjnych (gruntów i syntetyków) i instalacji służących do racjonalnego zagospodarowania cieczy i gazów – produktów powstających w korpusie odpadów, w celu ograniczenia zagrożenia stateczności obiektu oraz minimalizacji negatywnego oddziaływania na środowisko.

Na tej podstawie są rozpatrywane problemy dotyczące budowy i eksploatacji obiektu oraz jego bezpiecznego funkcjonowania.

5. ANALIZA WARUNKÓW FUNKCJONOWANIA WYBRANYCH SKŁADOWISK

Rolę barier geologicznych i problemy rozważane w pracy pokazano na przykładach wybranych obiektów na terenie Polski.

Do analizy wybrano składowiska odpadów komunalnych w Łubnej, Radiowie i Otwocku w rejonie Warszawy oraz w Bosewie Nowym (gmina Długosiodło, woj. mazowieckie), Zakład Zagospodarowania Odpadów ze składowiskiem Suchy Las eksploatowanym na potrzeby Poznania oraz składowisko odpadów komunalnych dla miasta Chełma i okolic.

Każdy z tych obiektów funkcjonuje w różnych warunkach krajobrazowych, jest w różnych stadiach rozwoju i eksploatacji w zależności od czasu założenia, potrzeb i możliwości ekonomicznych obsługiwanego rejonu.

5.1. CHARAKTERYSTYKA WYBRANYCH SKŁADOWISK ODPADÓW KOMUNALNYCH

5.1.1. RADIOWO I ŁUBNA

W województwie mazowieckim wytwarza się od 1,5 do 2,0 mln ton odpadów komunalnych rocznie (wg Raportu Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska, za Gazetą Wyborczą, Olszewska, 2010), z czego Warszawa – aż 800 tys. ton, i z każdym rokiem ich przybywa. Na mazowieckich składowiskach jest jeszcze miejsce tylko na ok. 4 mln ton odpadów, a przepisy zabraniają wywożenia ich poza granice regionu.

W województwie mazowieckim funkcjonuje niespełna 80 składowisk, z których zaledwie połowa spełnia wymagania i zasady zrównoważonego rozwoju regionu. Pozostałe w najbliższym czasie trzeba będzie zamknąć.

Warszawa ma dwa największe składowiska: Łubną w gminie Góra Kalwaria i Radiowo w zachodniej części

miasta. Ich właścicielem jest Miejskie Przedsiębiorstwo Oczyszczania. Jednak oba powinny być przyjmować odpady tylko do 2010 r., potem Warszawa miałaby pozostać bez wysypisk. Warunkowo dopuszczono dalsze składowanie odpadów w tych obiektach. Miasto nie dysponuje żadną sortownią ani też kompostownią o odpowiedniej wydajności. Nie ma też spójnego systemu segregacji odpadów komunalnych, a w całym województwie segreguje się mniej niż 10% wszystkich odpadów. Do jedynej spalarni na Targówku Fabrycznym trafia niecałe 10% odpadów komunalnych produkowanych w Warszawie. Instalacja ma być powiększona najwcześniej w 2015 r. Poza spalaniem odpadów w tej instalacji, dopuszczone i stosowane jest współspalanie odpadów komunalnych zmieszanych w Elektrociepłowni Siekierki.

Obydwa składowiska powstały w rejonach o niekorzystnych warunkach lokalizacyjnych dla obiektu o wysokich wymaganiach i potencjalnie znaczącym negatywnym oddziaływaniu na obszary chronione. Składowiska te przez wiele lat były eksploatowane jako nieuporządkowane hałdy o negatywnym wpływie na krajobraz i mierzalnym negatywnym wpływie na poszczególne komponenty środowiska. Na skutek powstających osuwisk zajmowały otaczające tereny, silnie zanieczyszczały wody podziemne i powierzchniowe oraz tereny przyległe. Jednak ze względu na brak odpowiednich instalacji na potrzeby aglomeracji metropolitalnej, konieczne było utrzymywanie i legalizacja tych obiektów.

Składowisko odpadów w Radiowie było eksploatowane od 1962 do 1991 r. jako składowisko odpadów komunalnych. Od 1992 r. do chwili obecnej są deponowane na nim tylko odpady balastowe – zawierające głównie: szkło, plastyki, tekstylia i inne składniki odpadowe w procesie kompostowania.

Pod względem geograficznym obszar składowiska znajduje się w obrębie makroregionu Nizina Mazowiecka i mezo-

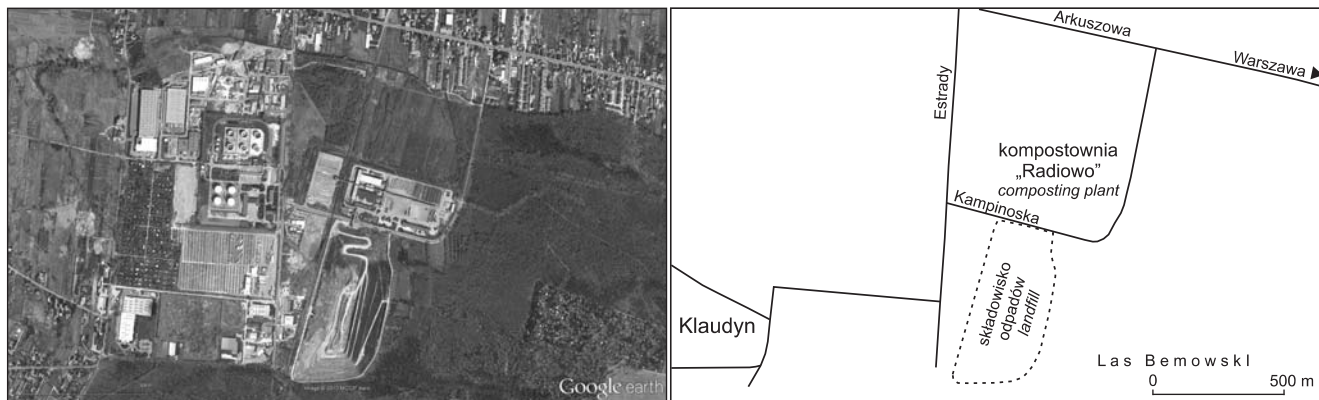


Fig. 23. Składowisko i kompostownia „Radiowo” (źródło mapy: Google, MGGP Aero)

Landfill and composting plant „Radiowo” (map data: Google, MGGP Aero)

regionu Kotliny Warszawskiej (Kondracki, 2011). Położony jest w północno-zachodnich dzielnicach miasta stołecznego Warszawy – Bielany i Bemowo oraz częściowo na terenie gmin Babice Stare i Izabelin. Zajmuje powierzchnię ok. 0,16 km².

Pod względem geomorfologicznym jest położony na tarasie warszawsko-błońskim – fragmencie zdenudowanej wysoczyzny polodowcowej o charakterze erozyjno-akumulacyjnym, ukształtowanej w czasie zlodowacenia północnopolskiego. Jednostka ta ma powierzchnię o charakterze równinnym, lekko nachylonym w kierunku NNW. Do drugorzędnych form geomorfologicznych rejonu należą: wydmy, dolinki małych cieków i zagłębienia bezodpływowe. Mają one charakter obniżen morfologicznych o głębokości wahającej się od 1 do 10 m (Morawski, 1980; Kondracki, 2011). W Lesie Bemowskim, na południowy wschód od obiektu, występują niewielkie kemy o wysokości względnej do ok. 3 m. U podnóża składowiska rzędne terenu wynoszą od ok. 102 m w południowych krańcach do ok. 98 m w krańcach północnych obiektu.

Oprócz wymienionych naturalnych form morfologicznych, występują tu formy przekształceń antropogenicznych. Można je podzielić na pozytywne – nasypy kolejowe, składowisko Radiowo, oraz negatywne – wykopy związane z obiektami infrastruktury, rowy melioracyjne, wyrobiska.

Z przeprowadzonych badań oraz prac na potrzeby głębinia pionowej przesłony przeciwfiltracyjnej wynika (Koda, 2011), że w południowo-wschodnim rejonie składowiska miąższość przypowierzchniowych osadów piaszczystych jest znaczna i osiąga maksymalnie 20 m. Wiąże się to z występowaniem na tym terenie zagłębien pochodzenia erozyjno-denudacyjnego w stropie glin zwałowych oraz pogrzebanym korycie rzeczonym (m.in. pod składowiskiem). Obserwowana jest również strefa kontaktu pomiędzy czwartorzędowymi glinami zwałowymi i wypiętrzonymi glaciekticznie iltami pliocenu.

W północnej części składowiska i kompostowni miąższość przypowierzchniowych osadów piaszczystych jest niewielka i miejscami zanika, a na powierzchni występują gliny

zwałowe z przewarstwieniami i soczewkami piaszczystymi w stropie. Piaski są przewarstwione namułami i torfami. Są one związane z utworami eoliczno-jeziornymi występującymi w pobliżu Lipkowskiej Wody – dopływu Kanału Zaborowskiego.

Składowisko odpadów Łubna jest położone ok. 1 km od zabudowań wsi Łubna i Baniocha (fig. 24), oraz ok. 2 km na południowy zachód od wsi Brzeście i Kawęczyn i po wschodniej stronie drogi Warszawa–Góra Kalwaria.

Leży ono w obrębie Równiny Warszawskiej w strefie krawędziowej wysoczyzny na granicy z obszarem tarasów Wisły. Stanowią one dwie główne jednostki geomorfologiczne – wysoczyznę (niezdenudowaną i zdenudowaną) oraz doliny rzeczne. Wysoczyzna niezdenudowana jest przykryta gliną zwałową stadiału mazowiecko-podlaskiego, rozcięta dolinkami cieków powierzchniowych. Rzędne terenu zawierają się w przedziale 100–115 m n.p.m. Wysoczyzna zdenudowana charakteryzuje się zanikiem lub brakiem pokrywy gliny zwałowej stadiału mazowiecko-podlaskiego, a na powierzchni występują utwory zastoiskowe – mułki, ły warwowe i piaski stadiału maksymalnego zlodowaceń środkowopolskich. Rzędne terenu zawierają się w przedziale 105–110 m n.p.m. W centrum obszaru znajduje się strefa przepływu wód lodowcowych, wyznaczona utworami fluwioglacjalnymi oraz występowaniem licznych starorzeczy wypełnionych osadami organicznymi.

Miąższość utworów plejstoceńskich w podłożu składowiska wynosi ok. 80 m. Poniżej znajduje się strop utworów neogeńskich – seria poznańska. Są to przede wszystkim ły, ale w profilu występują też piaski i pyły. Bezpośrednio na tych utworach leży glina zwałowa zlodowaceń południowopolskich o miąższości ok. 20 m. Powyżej zalega miąższa (30–34 m) warstwa utworów piaszczysto-żwirowych interglacjalnego stadiału mazowieckiego. Na głębokości 26–30 m p.p.t. zalega spąg utworów zlodowaceń środkowopolskich, rozpoczynający się warstwą 3-metrową glin zwałowych – gliny piaszczyste związane – przechodzące w miąższy kompleks (15–20 m) utworów zastoiskowych. Kompleks ten jest przykryty dwoma poziomami glin zwałowych stadiału maksymalnego

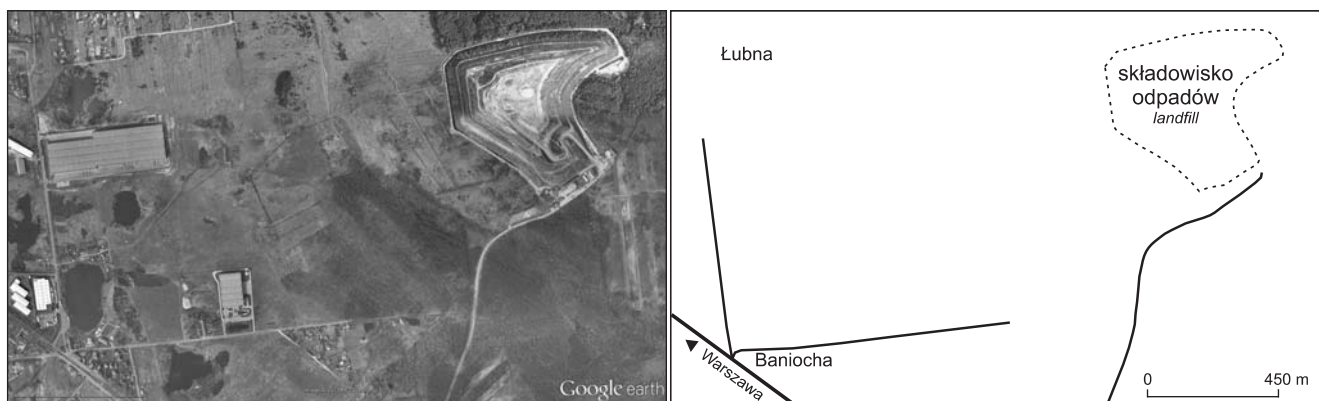


Fig. 24. Składowisko odpadów „Lubna” (źródło mapy: Google, MGGP Aero)

„Lubna” landfill (map data: Google, MGGP Aero)

i mazowiecko-podlaskiego. Gliny zwałowe młodszego kompleksu (gliny piaszczyste, piaski gliniaste) o miąższości 3–4 m są przykryte nieciągłą warstwą piasków wodnolodowcowych o zróżnicowanej miąższości (od 0,5 m w części zachodniej składowiska do 15 m w części północnej). Lokalnie w strefie przypowierzchniowej mogą występować namuły i torfy.

Hydrografia i hydrogeologia obszarów

Składowisko Radiowo znajduje się na wododziale rzeki Łasicy, prawobrzeżnego dopływu rzeki Bzury. Z omawianego terenu wody spływające siecią cieków i rowów melioracyjnych uchodzą do Lipkowskiej Wody, niewielkiego cieku stanowiącego dopływ Kanału Zaborowskiego. Wody tego Kanału uchodzą do rzeki Łasicy. Większość cieków prowadzi swoje wody przez teren Kampinoskiego Parku Narodowego i jego otuliny.

Wody spływające z rejonu składowiska i kompostowni obecnie nie mają bezpośredniego ujścia do wspomnianych cieków, poza okresami roztopów lub intensywnych opadów. Po wschodniej stronie, w odległości ok. 150 m od podnóża skarpy składowiska, biegnie rów odprowadzający wody bezpośrednio do Lipkowskiej Wody z ujściem na granicy miejscowości Radiowo-Mościska.

W pierwotnym układzie hydrograficznym przez teren składowiska (z południowego wschodu na północny zachód) przepływał niewielki ciek, którego bieg został zmieniony przez nasyp linii kolejowej. Częściowo jego funkcję przejął niekonserwowany rów wzdłuż wschodniej krawędzi nasypu ulicy Estrady. Zaniedbania te powodowały tworzenie się okresowego rozlewiska odcieków infiltrujących w podłoże i migrujących w kierunku północno-zachodnim. W 2007 r. rów został oczyszczony i pogłębiony. Przepływ w rowie jest utrudniony przez starą bocznice kolejową składu celnego Ford (Koda i in., 2010). W nasypie kolejowym są zainstalowane dwa przepusty odprowadzające wody na teren pomiędzy torami a ulicą Estrady.

Z południowej części odpływ zanieczyszczonych wód jest możliwy tylko okresowo w kierunku południowo-wschodnim na niewielkie odległości. Powoduje to powstawanie podtopień w zagłębieniach bezodpływowych Parku Leśnego Bemowo. Od strony północnej wzdłuż skarpy składowiska i ulicy Kampinoskiej jest poprowadzony rów umocniony płytami betonowymi, w celu drenowania wody i odprowadzania do oczyszczalni ścieków w zachodniej części kompostowni.

Pierwszy poziom wodonośny jest związany z układem morfologicznym, hydrograficznym i litologicznym. Występuje w pokrywie piaszczystej przykrywającej glinę zwałową oraz wypełniającą zagłębienia bezodpływowe i doliny cieków. Głębokość do swobodnego zwierciadła wynosi od 0,4 do 2,2 m p.p.t. – wg pomiarów z 2009 roku (dane MPO). Na stan i wahania zwierciadła wpływają warunki atmosferyczne, pory roku i lokalny drenaż. Wody podziemne tego poziomu w okolicach kompostowni i składowiska spływają na północny zachód. Kierunek przepływu jest związany z kierunkiem przebiegu doliny dawnego cieku, poza składowiskiem w rejonie kompostowni ulega zmianie na północny i dalej na zachodni, zgodnie z kierunkiem spływu wód powierzchniowych do Lipkowskiej Wody – Kanału Zaborowskiego oraz ich dalszego odpływu tym ciekami.

Poniżej występuje drugi poziom wodonośny w utworach czwartorzędowych na głębokości 15–25 m p.p.t. Jego zasięg ogranicza się do lokalnych kopalnych form depresyjnych w zaburzonej glaciektogenicznie powierzchni iłłów pliocenskich o charakterze zbiorników o utrudnionym kontakcie hydraulicznym z przypowierzchniowymi wodami podziemnymi pierwszego poziomu wodonośnego. Są one rozdzielone glinami zwałowymi oraz utworami zastoiskowymi. Wysokość naporów hydraulicznych w tych zbiornikach stabilizuje się 2–4 m poniżej poziomu przypowierzchniowego. W tym poziomie wodonośnym jest zafiltrowana studnia S-I, znajdująca się na terenie kompostowni, a która jest włączona w sieć monitoringu lokalnego składowiska odpadów (Koda i in., 2002).

W obrębie utworów neogeńskich występują dwa piętra wodonośne. Są one w pełni izolowane od powierzchni terenu. Poziom mioceński występuje w piaskach pod pokrywą łów plioceńskich. Miąższość warstwy wodonośnej wynosi od kilkunastu do ok. 40 m. Poziom oligoceński występuje w osadach piaszczysto-żwirowych, na głębokości 200–250 m. Charakteryzuje się napiętym zwierciadłem, stabilizującym się na głębokości od kilkudziesięciu do kilku metrów (Morawski, 1980).

Istotną rolę na kształt zwierciadła wód podziemnych i ich głębokość w rejonie składowiska wywarła, wybudowana w 2000 roku, przesłona pionowa. Stanowi ona barierę utrudniającą wypływ wód spod obiektu i naturalny przepływ wód. Strumień napływowy rozdziela się tu na dwie części opływające składowisko. Po zamknięciu przesłony kształt zwierciadła wód uległ zmianie i ustabilizował się dopiero po 4 latach. W podłożu składowiska, wewnątrz przestrzeni zamkniętej przesłoną, powstały dwie strefy: na południu zaobserwowano obniżenie zwierciadła o 0,3 m, zaś na północy podwyższenie o 1,0 m. Poza przesłoną, w części północnej, zwierciadło uległo obniżeniu do ok. 0,5 m, zaś na południu występuje lokalne podpiętrzenie (ok. 0,3 m), co prowadzi do podtopień w rejonie Parku Leśnego Bemowo (Brodecki i in., 2009; Wienclaw, Koda, 2005; Koda, 2011).

Wodoprzepuszczalność osadów strefy przypowierzchniowej jest zróżnicowana – od dobrze przepuszczalnych do praktycznie nieprzepuszczalnych. Została ona określona na podstawie danych archiwalnych i badań przeprowadzonych podczas monitoringu i głębinienia przesłony (Koda i in., 1996, 1998, 1999).

Przykrycie stropu słabo przepuszczalnych glin przypowierzchniowymi nawodnionymi osadami piaszczystymi, okresowe wahania stanów wód gruntowych, melioracje, liniowe nasypy, zabudowa powierzchni oraz wykonana wokół składowiska przesłona przeciwfiltracyjna wymuszają lokalne zmiany kierunków i zróżnicowanie prędkości filtracji na badanym terenie. Niewielkie spadki hydrauliczne przy drobnoziarnistych osadach w części południowej i wschodniej powodują małą prędkość przepływu wody podziemnej (dopływ do obiektu). Po stronie zachodniej (poza nasypem kolejowym) i północnej (kompostownia), gdzie występują osady gruboziarniste, prędkość przepływu zwiększa się nieznacznie, i przy spadku hydraulicznym równym 8‰ wynosi ok. $1 \cdot 10^{-7}$ m/s (Koda i in., 2010). Jest to wartość niewielka, na którą wpływają kierunki filtracji, lokalna litologia warstwy wodonośnej i czynniki hydrologiczno-meteorologiczne.

Charakterystyka składowiska i terenów otaczających

Zakład Unieszkodliwiania Odpadów Komunalnych „Radiowo” jest otoczony przez drzewostany kompleksu leśnego Las Bemowo. Jest to trzeci pod względem zajmowanego ob-

szaru (508,58 ha) kompleks leśny spośród 15 wchodzących w skład lasów miejskich Warszawy³¹. Południowa część składowiska znajduje się w granicach Warszawskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu³². Ochronie podlega Las Bemowo, który stanowi kompleks leśny o znaczeniu europejskim. Charakteryzuje się dużą różnorodnością siedlisk roślin i zwierząt. Dużą część obszaru zajmują tereny podmokłe lub okresowo podtapiane. Z uwagi na walory przyrodnicze powołano na jego terenie w ciągu ostatnich trzydziestu lat dwa rezerwy: florystyczny „Kalinowa Łąka” i torfowiskowy „Łosiowe Błota”, oraz ze względu na położenie i rozległość kompleks leśny Bemowo jest obszarem chronionego krajobrazu, który stanowi korytarz ekologiczny (najczęstszy szlak migracji łosia) łączący tereny Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN) z aglomeracją miejską. Tym samym pełni też ważną rolę klimatyczną dla miasta.

Teren pomiędzy ulicą Estrady a składowiskiem został wyznaczony jako 500-metrowa strefa ochronna ze 150-metrową strefą izolacyjną od strony Lasu Bemowo, dla terenu istniejącego składowiska oraz rezerwy pod składowisko lub inne usługi komunalne.

Plan ogólny zagospodarowania przestrzennego osiedla „Radiowo” określa dla części składowiska i kompostowni, leżących w granicach otuliny KPN, strefę ochronną 300 m (Pawłat i in., 2002).

Na składowisku można wydzielić dwie strefy. W części północnej składowane są odpady balastowe, zaś w południowej – odpady komunalne i budowlane złożone w początkowej fazie eksploatacji składowiska. U podnóża zachodnich i wschodnich stoków znajdują się rowy opaskowe. Dokoła całego składowiska przebiega droga techniczna (fig. 25).

W latach 1962–1991 składowisko przyjmowało odpady komunalne niesegregowane z dzielnic Praga Północ, Wola, Żoliborz i Śródmieście. W latach 80. XX wieku ograniczono ich ilość ze względu na wyczerpującą się pojemność obiektu. Składowisko zostało zamknięte 1 kwietnia 1991 r. Obecnie, po modernizacji, obiekt jest eksploatowany jako składowisko technologiczne na potrzeby kompostowni „Radiowo”. Składowane są na nim tzw. „odsiewy balastowe”.

Powierzchnia zajmowana przez składowisko wynosi 16,2 ha. Wysokość składowiska (w części południowej) wynosi ok. 55 m. Obecnie odpady balastowe są wbudowywane na nasypach dociążających od strony wschodniej i południowej. Szerokość półek technologicznych wynosi ok. 4 m. Z kompostowni na składowisko odpady pokonują część drogi taśmociągiem, a następnie są przeładowywane na samochody i wywożone na kwaterę składowiska. Tam formowane są w warstwy o miąższości 1,5–2,0 m. Kubatura składowiska wynosi ok. 3,82 mln m³ (Koda i in., 2010; Koda, 2011).

³¹ www.lasymiejskie.waw.pl

³² DzUrz Województwa Warszawskiego Nr 43, poz. 149

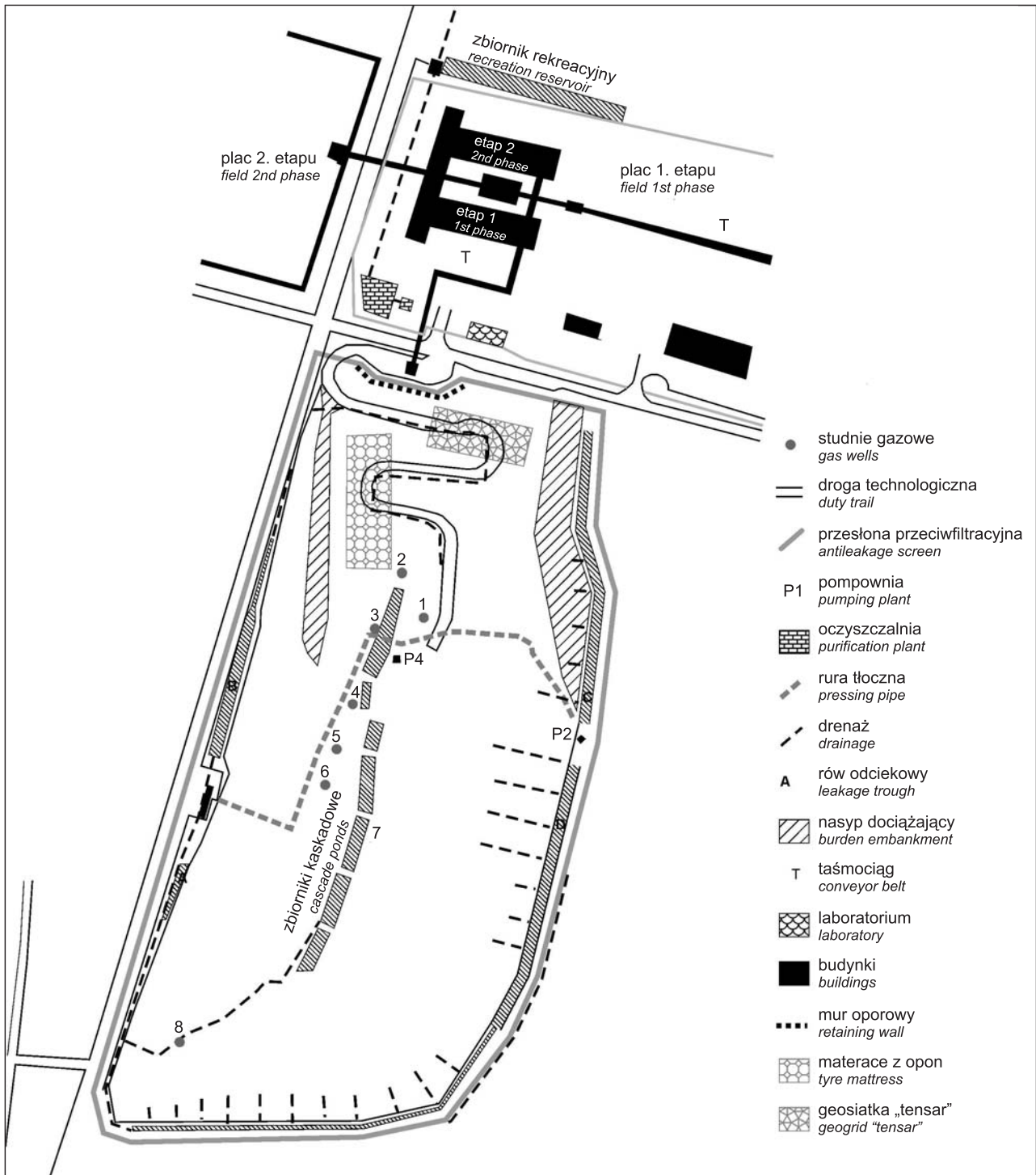


Fig. 25. Schemat zagospodarowania Zakładu Utylizacji Odpadów Komunalnych „Radiowo” (wg Kody, 2011)

Scheme of spatial development of the Zakład Utylizacji Odpadów Komunalnych “Radiowo” (acc. to Koda, 2011)

Do instalacji dostarczane są odpady z grup 17, 19 i 20³³. Odpady z grupy 17 i 20 są wykorzystywane do budowy i stabilizacji dróg, zabezpieczania skarp oraz jako przesyпка

ułożonych odpadów. Odpady z grupy 19 służą do formowania warstwy rekultywacyjnej, podłoża dla roślin oraz jako przesyпка warstw odpadów.

³³ Katalog odpadów – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (DzU 2001 Nr 112, poz. 1206).

Odpady balastowe w tej instalacji pochodzą z „produkcji kompostu”, po przetworzeniu odpadów komunalnych i innych tzw. zielonych. Stanowią one ponad 50% wsadu biostabilizatora. W ich skład wchodzi głównie: tworzywa sztuczne, folie, tekstylia, złom metali oraz niewielka ilość odpadów pochodzenia organicznego (ok. 5%).

Ze składem materiałowym odpadów są bezpośrednio związane ich właściwości: wilgotność, zawartość substancji organicznej, składników nawozowych, ciepło spalania. Określenie składu odpadów jest niezbędne do zastosowania najlepszej dostępnej techniki (BAT) ich odzysku i unieszkodliwiania i późniejszej rekultywacji terenu ich składowania (Koda i in., 1997; Koda, 2011).

Tereny otaczające składowisko Łubna to w głównej mierze lasy i łąki, w niewielkim stopniu grunty orne; od strony zachodniej składowisko otaczają nieużytki. Teren ten został przekształcony na skutek prowadzonej tu niegdyś eksploatacji surowców do produkcji cegły. Glinianki te są wypełnione wodą, ale są też takie, które były likwidowane w sposób niekontrolowany poprzez wypełnianie odpadami. W rejonie wsi Łubna wykryto liczne miejsca nielegalnego składowania odpadów komunalnych, które mogą stanowić dodatkowe źródło zanieczyszczenia wód podziemnych pierwszego poziomu (Koda, 2011).

Prace rekultywacyjne

W ramach ograniczenia niekorzystnego oddziaływania obiektu na środowisko, prace rekultywacyjne na składowisku Radiowo rozpoczęto w 1998 r. Obejmowały one wykonanie m.in.:

- systemu ujmowania odcieków (drenaże palczaste, przyskarpowe rowy opaskowe, drenaż starej drogi wjazdowej i głównych dróg);
- układu recyrkulacji odcieków (4 pompownie, rurociągi tłoczne, szczelny zbiornik podziemny przy składowisku, szczelny zbiornik wód opadowych z terenu kompostowni, szczelny zbiornik na koronie, zbiorniki kaskadowe i system mikronawodnień);
- pionowej przesłony przeciwfiltracyjnej wokół składowiska;
- ukształtowanie statecznej bryły składowiska oraz budowę systemu komunikacyjnego (drogi wokół składowiska, drogi techniczne na półkach, główna droga wjazdowa);
- systemu odgazowania złoża odpadów;
- biologicznej zabudowy skarp.

Ponadto wykonano nasadzenia drzew po wschodniej stronie składowiska oraz na północ od kompostowni.

W ramach ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniami w rejonie składowiska została wykonana m.in. pionowa przesłona bentonitowa z wykorzystaniem zawiesziny twardej. Przesłonę wykonano w technologii ściany szczelinowej jednofazowej na zakładkę po 0,50 m. Głębiono pod osłoną zawiesziny z nadciśnieniem min. 1,5 m słupa zawiesziny powyżej poziomu wody gruntowej, do głębokości końcowej min. 2,0 m poniżej stropu warstwy słabo prze-

puszczalnej gruntów spoistych. Materiałem mineralnym zawiesziny była mieszanina iltu z zawartością bentonitu sodowego, cementu i dodatków. Zawieszina stabilizująca wykop po stężeniu stanowi właściwą przesłonę przeciwfiltracyjną (Koda i in., 2000). Otoczenie całego składowiska pionową przesłoną było uwarunkowane występowaniem w podłożu obiektu warstwy słabo przepuszczalnej na stosunkowo niewielkiej głębokości – od kilku do 30 m – (Koda, Stępień, 2001). Przesłona ma za zadanie zatrzymać rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń ze składowiska w postaci odcieków w pierwszym poziomie wód podziemnych. Głębokość wykonania przesłony była uzależniona od głębokości występowania stropu utworów słabo przepuszczalnych (gliny zwalowe, iltu neogeńskie) i wynosi od 3,5 do 22,0 m. Zabieg ten spowodował, że migracja odcieków została uniemożliwiona lub znacznie ograniczona (Koda, 2011).

W ramach systemu recyrkulacji na części powierzchni składowiska są rozprowadzane odcieki i nadmiar wód opadowych z terenu kompostowni. Charakteryzują się one stężeniem jonów chlorkowych w granicach od 0,9 do 4,1 g/dm³, średnio 2,5 g/dm³. Infiltracja recyrkulowanych odcieków i wód na terenie składowiska jest szacowana na $q_{inf} = 150$ mm/rok (Koda i in., 2004; Koda, 2011).

Obecnie trwają prace związane z zagospodarowaniem bryły składowiska do celów rekreacyjnych jako stok narciarski. Prace te mają obejmować: kształtowanie i wzmacnianie stoków, podniesienie rzędnych korony, przebudowę systemu zbierania odcieków.

Przy wysokich stromych skarpach składowiska istotne stało się zapewnienie stateczności obiektu. W 1991 r. na skarpię wschodniej powstało duże osuwisko, a na innych odcinkach stoku zaobserwowano pęknięcia świadczące o niskim współczynniku bezpieczeństwa, zbliżonym do wartości granicznej. Ostatnie znaczące osuwisko wystąpiło w 1995 r.

Na składowisku, w zależności od wysokości skarp, miąższości odpadów zmieszanych, dostępności i wykorzystania terenów u podnóża skarp, zastosowano różne techniki zabezpieczeń (fig. 25, 26).

Do wzmocnienia stateczności skarp zastosowano (Koda, 2011):

- mur oporowy;
- nasypy dociążające;
- lokalne zmniejszenie kąta nachylenia;
- lokalną wymianę i dogęszczanie odpadów w podbudowie drogi;
- poziome wzmocnienie z zastosowaniem geosiatki oraz opon samochodowych, tworzących materac.

Odgazowanie

Pierwszą instalację odgazowującą na stanowisku w Radiowie zainstalowano w 1997 r. Składała się ona z sześciu studni gazowych i jednego komina odpowietrzającego drenaż odcieków w wąwozie, na terenie starej drogi wjazdowej na składowisko (fig. 25). Instalacja ta weszła w skład powstającej nowej instalacji odgazowującej. Składa się ona z szeregu studni odgazowujących (14–16), kolektorów i ruro-

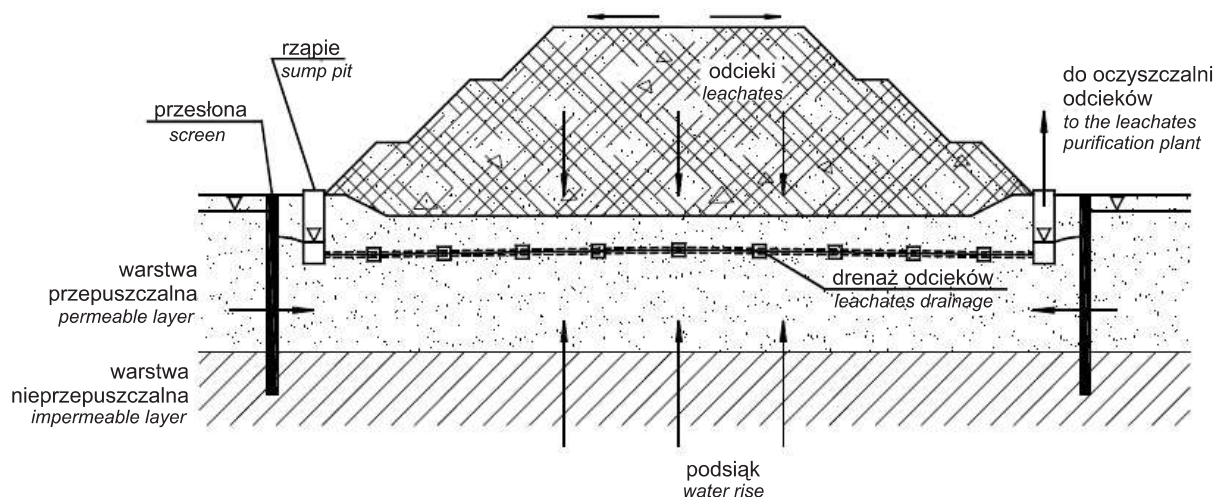


Fig. 26. Schemat zabezpieczenia przed migracją odcieków składowiska odpadów (Koda, Stępień, 2001)

Scheme of protection against migration of leachates from a landfill

ciągów do przesyłu gazu oraz kontenerowej stacji dmuchaw i kondycjonowania wraz z pochodnią do spalania gazu. Inwestycja była prowadzona etapowo. W rezultacie zainstalowano i podłączono generatory (3–4) do produkcji energii elektrycznej do celów własnych ZUOK „Radiowo”. Stacja kondycjonowania gazu została zainstalowana w północno-wschodniej części składowiska, przy nasypie dociążającym (Grądzki i in., 2007).

Wpływ Zakładu Utylizacji Odpadów Komunalnych „Radiowo” na środowisko gruntowo-wodne

Analiza stanu środowiska i negatywnego wpływu ZUOK „Radiowo” dotyczy oddziaływania na wody powierzchniowe, podziemne, gleby, powietrze. Powodem tego wpływu jest emisja biogazu, rozprzestrzenianie zanieczyszczeń zawartych w odciekach, gazach, brak stateczności skarp składowiska oraz wpływ na pokrycie i zagospodarowanie otaczającego terenu.

Wpływającymi na stan otoczenia ZUOK są czynniki:

- biologiczne (wprowadzenie do wód/ gruntu bakterii, wirusów i nowe siedlisko dla organizmów wyższych);
- chemiczne (związane z rozprzestrzenianiem się substancji stałych, płynnych i gazowych);
- fizyczne (spowodowane doprowadzeniem lub odprowadzeniem energii lub materii).

Realnymi i potencjalnymi ogniskami zanieczyszczeń występującymi na obszarze wpływu ZUOK są m.in.:

- baza magazynowa paliw płynnych Orlen SA;
- stacja benzynowa Lotos;
- Huta ArcelorMittal Warszawa i mniejsze zakłady przemysłowe (chemiczne, drukarnie, warsztaty remontowe);

- obszary upraw rolnych;
- drogi;
- kanały i rowy melioracyjne;
- sieć kanalizacyjna i przydomowe szamba;
- emisje z indywidualnie ogrzewanych budynków.

Dostarczają one do środowiska głównie: substancje chemiczne – topniki lodu i śniegu (np. chlorek sodu i in.), materiały pędne i produkty ich spalania, produkty ścierania opon, nawierzchni drogowej i szyn kolejowych, emisji pyłowych i gazowych, w skład których wchodzi: metale ciężkie, dwutlenek siarki, dwutlenek azotu, tlenek węgla, pył zawieszony (PM10) oraz metale ciężkie, a także nawozy i środki ochrony roślin.

Zanieczyszczenia związane z działalnością ZUOK „Radiowo” są przenoszone głównie z wodami odciekowymi. Zanieczyszczenia te oddziałują głównie na środowisko gruntowo-wodne.

Wysokie zawartości azotu amonowego w rowie B i C wskazują na małą podatność wobec biologicznego oczyszczania (z wiekiem składowiska zmniejsza się podatność na biologiczne oczyszczanie). Przy podwyższonych wartościach pH związki azotu amonowego mogą ulegać rozkładowi z wydzieleniem amoniaku do atmosfery. Odcieki charakteryzują się niską zawartością metali ciężkich z powodu zmniejszenia rozpuszczalności ich związków wraz ze wzrostem odczynu – z wiekiem odpadów maleje zawartość metali ciężkich w odciekach (dane MPO).

Proporcje wskaźników $BZT_5/ChZT_{Cr}$ ³⁴ wynoszą 0,3–0,2 (marzec–czerwiec), a wysokie wartości BZT_5 , $ChZT_{Cr}$ i OWO wskazują na występowanie procesów beztlenowych rozkładu substancji organicznej i ustabilizowanie procesów przemian złożonych odpadów.

³⁴ $BZT_5/ChZT_{Cr}$ – wskaźnik oceny postępu biologicznych procesów przemian substancji organicznej w złożu odpadów

Jakość wód powierzchniowych

Wody powierzchniowe na analizowanym terenie charakteryzują się bardzo dobrą jakością (w większości przypadków spełniają wymagania dla I klasy jakości). Badania wykazały obniżenie wartości większości parametrów w porównaniu do lat ubiegłych. Wysoką zawartość azotu amonowego odnotowano (w 2011 r.) w punkcie E. Przekraczała ona dopuszczalną wartość graniczną (1,56 mg/l) dla klasy II³⁵, wynik przekracza wartość graniczną dla III klasy i charakteryzuje ją jako wodę o niezadowalającej jakości. Wyższe zawartości mogły powstać w wyniku rozkładu organicznych związków azotowych pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego (np. biochemiczny proces redukcji azotanów).

Stwierdza się także wzrost zawartości jonu PO_4^{3-} w porównaniu do ubiegłych lat. Szczególnie dużą wartość odnotowano w punkcie C (18,2 mg/l). Może to być spowodowane zanieczyszczeniem ściekami przemysłowymi (środkami powierzchniowo czynnymi) z istniejącego niedaleko warsztatu remontowego lub rozkładem związków organicznych

(zwierzęcych i roślinnych). Punkt ten jest zlokalizowany w strefie odpływu wód z Lasu Bemowo. W przypadku pozostałych punktów, zawartość fosforanów należy łączyć z rozkładem związków organicznych. Woda we wszystkich punktach pomiarowych klasyfikuje się do V klasy, są to wody o złej jakości³⁶. Na poprawę jakości wód powierzchniowych wpłynęło zamknięcie zrzutu ścieków z terenu kompostowni do Lipkowskiej Wody oraz odizolowanie składowiska pionową przesłoną (Koda, Wienclaw, 2002; Koda, 2011).

Jakość wód podziemnych

Zbadano próbki wód podziemnych w 11 piezometrach i jednej studni głębinowej zafiltrowanej w utworach oligocenicznych.

Wody w większości spełniają wymagania dla wód o dobrym stanie chemicznym (I–III klasa). Dla niektórych wskaźników odnotowano stężenia odpowiadające słabemu stanowi wód (IV–V klasa)³⁷.

Tabela 13

Jakość wód podziemnych I i II poziomu wodonośnego w piezometrach i studni głębinowej (czerwiec 2009) wg danych MPO dla ZUOK „Radiowo”

Quality of ground waters of I and II water-bearing horizon in piezometers and a deep well (June, 2009) based on data of MPO for ZUOK „Radiowo”

	P2A	P4	P6A	P7A	P9	P10A	P11A	P12A	P14A	P15	P17	S-1
pH	7,27	7,06	7,02	7,74	7,42	7,55	7,54	7,61	7,90	7,66	7,24	7,47
PEW	6694	655	556	1206	4854	2810	5870	2168	1018	1946	1549	1666
Pb	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Cd	<0,0003	<0,0003	<0,0003	0,0004	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	0,0005	<0,0003	0,0004
Cu	0,004	<0,002	<0,002	0,13	0,021	0,003	0,015	0,006	0,007	0,009	<0,002	0,004
Zn	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,15
Cr ⁶⁺	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Hg	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005	<0,00005
OWO	168	18,5	13,5	52,8	125	47,3	61,5	9,5	13,9	18,1	6,3	8,5
WWA	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006	<0,00006
N-NH ₄ ⁺	47,4	0,31	0,10	<0,04	3,42	1,00	1,08	<0,04	<0,04	<0,04	5,74	0,24
ChZT _{Cr}	570	48,7	30,3	98,8	318	122	112	16,7	12,1	21,3	46,9	10,4
BZT ₅	124	2,4	1,2	12,0	55,8	14,4	12,8	1,0	1,8	3,7	2,6	1,3
Cl ⁻	1464	35,9	44,4	56,3	966	552	1505	312	134	194	298	270
SO ₄ ²⁻	107	160	96,5	222	203	70,1	178	202	62,3	205	26,0	184

³⁵ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 20.08.2008 r. (DzU Nr 162, poz. 1008)

³⁶ Według Rozp. MŚ z dnia 11.02.2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU Nr 32, poz. 284)

³⁷ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (DzU Nr 143, poz. 896)

Zgodnie z klasyfikacją wody podziemne I poziomu wodonośnego można podzielić na dwie grupy:

- stosunkowo czyste – piezometry zlokalizowane od strony południowo-wschodniej – P4, P6A, P12A, P14A, oraz na północ od kompostowni – P15;
- wody o gorszej, a pod względem niektórych parametrów złej jakości – piezometry P7A, P9, P10A, P11A – zlokalizowane od strony zachodniej i P2A – od strony wschodniej składowiska.

Słabemu stanowi wody (IV–V klasa) odpowiadają wskaźniki (tab. 13):

- PEW dla piezometrów P2A, P9, P10A i P11A;
- OWO dla wszystkich piezometrów z wyjątkiem P12A, P17 i S-I;
- NH_4 dla piezometrów P2A, P9 i P17;
- Cl^- dla piezometrów P2A, P9, P10A, P11A, P12A, P17 i studni S-I.

Wysokie zawartości azotu amonowego (zwłaszcza w P2A zlokalizowanym w lesie w rejonie podmokłości) wskazują na redukcję azotynów i azotanów oraz rozkład substancji organicznej.

Wysoka mineralizacja wód z piezometrów P9, P10A, P11A, P12A, P17 może być spowodowana stosowaniem soli do posypywania dróg w czasie zimy. Okresowe podniesienie

zwierciadła wody powoduje zawodnienie strefy aeracji i wymycie uprzednio nagromadzonych w glebie zanieczyszczeń. Podobna sytuacja mogła wpłynąć na stan wód w piezometrze P2A. Podtopienie terenu lub tylko okresowe podniesienie zwierciadła prowadzi do zawodnienia podglebia i samej gleby, co powoduje rozpuszczenie związanych w glebie soli mineralnych.

Wysokie zawartości chlorków w piezometrach P2A, P9, P11A korelują się z wynikami przewodności elektrolitycznej. Wysokie wartości OWO w piezometrach P2A, P7A, P9, P10A, P11A odpowiadają podwyższonym wartościom ChZT_{Cr} .

W latach 2003–2009 parametry wód w piezometrach P4, P6A (dobry stan) i 2A, P9 (zły stan) nie zmieniły się na tyle, by wody zaliczyć do innych klas. Pogorszeniu uległy niektóre parametry wody w piezometrze P11A. Można przypuszczać, że przyczyną była przemysłowa eksploatacja terenów sąsiednich.

Dotychczas zrealizowane przedsięwzięcia mające na celu regulację gospodarki wodnej ZUOK „Radiowo” wpłynęły na ograniczenie przenikania zanieczyszczeń do wód gruntowych. Wpływ przeprowadzonych zabiegów jest widoczny na przykładzie analizy zmian jakości wody w piezometrze P7A (tab. 14). Miejsce to charakteryzowała naj-

Tabela 14

Wpływ wybudowania pionowej przesłony przeciwfiltracyjnej wokół składowiska na jakość wód podziemnych w piezometrze P7A wg danych MPO dla ZUOK „Radiowo”

Influence of setting of the vertical screen around the landfill on the quality of groundwaters in piezometer P7A, acc. to the data of MPO for ZUOK “Radiowo”

Wskaźnik	Jednostka	Stężenie						Wartość dopuszczalna wg Rozp. MŚ z 23.07.2008 r. (DzU Nr 143, poz. 896)
		11.07.2000	20.06.2001	26.11.2007	20.03.2008	11.03.2009		
pH	–	7,8	7,3	6,93	7,25	7,6	6,5-9,5	
PEW	$\mu\text{S}/\text{cm}$	10830	8370	1509	1178	996	2500	
BZT ₅	mg/l	650	75	8,31	14	17,2		
ChZT _{Cr}		1758	226	109	96,1	85,6		
N-NH ₄		97,7	14,1	0,04	0,07	<0,04	1,5	
Cl ⁻		2374	1595	79,5	42,1	37,4	250	
SO ₄ ²⁻		690	630	309	278	182	250	
Cr _{og}		0,6	0,3	<0,011	<0,010	–	0,05	
Cu		2,1	0,6	<0,002	0,094	0,039	0,2	
Pb		0,2	0,05	<0,004	0,004	0,004	0,1	
Zn		1,2	0,7	0,06	<0,05	<0,05	1	
Cd		0,003	0,005	0,0003	<0,0003	<0,0003	0,005	
Hg		0,002	<0,001	<0,0005	<0,0005	<0,00005	0,001	
WWA		0,006	0,00004	<0,00001	<0,00001	<0,00006	0,0003	

większa koncentracja zanieczyszczeń, ze względu na najdłuższy kontakt z odciekami.

Wykonane dotychczas prace zabezpieczające doprowadziły do znacznego zmniejszenia ilości migrujących zanieczyszczeń do wód gruntowych i powierzchniowych na terenach przyległych. Skuteczność tych zabiegów spowodowała poprawę jakości wód (Koda, 2011).

Gaz składowiskowy

Stężenia składników biogazu [% obj.] w poszczególnych studniach (fig. 25) zostało przedstawione w tabeli 15.

Przeprowadzone badania pozwoliły na opracowanie prognozy wytwarzania biogazu na okres do 2017 r.

W 2009 r. natężenie emitowanego ze składowiska biogazu wyniosło ok. 550 m³/h. Objętość CH₄ wynosiła ok. 4 mln m³. Z przytoczonych danych wynika (tab. 16, 17), że metan stanowi średnio ok. 37% gazu wytwarzanego na składowisku. W złożu odpadów przeważają procesy metanogenezy stabilnej (łącznie z fazą tlenową). Świadczy o tym stosunkowo wysokie stężenie tlenu i niskie dwutlenku węgla.

Spadek zawartości metanu w biogazie świadczy o początkach metanogenezy zanikowej w złożu i mniejszej zawartości substancji organicznej w odpadach balastowych składowanych od 1992 r.

Głównym źródłem podwyższonych zawartości metali ciężkich w okolicy składowiska są zanieczyszczenia antropogeniczne, pochodzące z prowadzonej działalności gospodarczo-przemysłowej oraz transportu kołowego na terenach sąsiadujących. W strefach ogródków działkowych, sadów i upraw, w glebach znajduje się podwyższone stężenia składników nawozów sztucznych i środków ochrony roślin.

Ujemne skutki wpływu czynników degradujących ujawniają się w różnym czasie i natężeniu. Zależy to od odporności na degradację komponentów środowiska. Odporność na degradację to zdolność do „obrony” przed ujemnymi skutkami działania czynników niszczących zasobność, żyzność i urodzajność środowiska gruntowego. O odporności na degradację decyduje nie tylko jakość warstwy powierzchniowej, lecz także głębszych warstw gleby i utworów geologicznych (Zawadzki i in., 1999).

Obecność w strefie przypowierzchniowej profilu gruntowego osadów wykazujących zdolności do zatrzymywania zanieczyszczeń ma zasadnicze znaczenie dla ochrony jakości zasobów wodnych (wód podziemnych) przed zanieczyszczeniami obszarowymi. Pochodzące z opadu atmosferycznego (suchego i mokrego) oraz źródeł rolniczych (nawożenie gleb) związki chemiczne mogą być zatrzymywane nawet w warstwach gruntów o niewielkiej miąższości, lecz o dobrych właściwościach sorpcyjnych. Występowanie ponad warstwą wodonośną osadu mającego odpowiednio wysokie właściwości sorpcyjne, mały współczynnik filtracji oraz odpowiednią miąższość ma decydujące znaczenie dla rozmiarów wyznaczanych stref ochronnych ujęć wód podziemnych i pozwala oszacować podatność warstwy wodonośnej na zanieczyszczenie (Macioszczyk, 1999; Macioszczyk, Dobrzyński, 2002).

Czynniki wpływające na stan gruntów oraz wód podziemnych (ich podatności na zanieczyszczenie) były rozpatrywane pod kątem zdolności do zatrzymywania zanieczyszczeń i odporności na degradację. Na potrzeby analizy rozważano:

- rodzaj gruntu (typ litologiczny i głębokość poszczególnych poziomów);

Tabela 15

Skład biogazu na składowisku Radiowo (2009) wg danych MPO dla ZUOK „Radiowo” [% obj.]

Biogas composition in the Radiowo landfill (2009), acc. to the data of MPO for ZUOK “Radiowo” [vol. %]

Główne składniki gazu wysypiskowego	Numer studni							
	1	2	3	4	5	6	8	
O ₂	20,19	19,1	19,97	18,38	15,41	1,51	0,26	
CO ₂	0,17	2,45	1,08	3,45	9,15	28,22	32,52	
CH ₄	0,46	4	1,52	5,84	14,34	63,36	64,41	

Tabela 16

Charakterystyka biogazu ze składowiska Radiowo (2009) wg danych MPO dla ZUOK „Radiowo”

Biogas features in the Radiowo landfill (2009), acc. to the data of MPO for ZUOK “Radiowo”

Stężenie O ₂ [obj.%]	Emisja O ₂ [kg/h]	Stężenie CO ₂ [obj.%]	Emisja CO ₂ [kg/h]	Stężenie CH ₄ [obj.%]	Emisja CH ₄ [kg/h]	Prędkość objętościowa wypływu gazu [m ³ /h]
13,55	0,048	11,00	2,57	21,99	1,83	28,99

Tabela 17

**Zmiany składu biogazu na składowisku Radiowo
wg danych MPO dla ZUOK „Radiowo”**

Changes of biogas composition in the Radiowo landfill (2009),
acc. to the data of MPO for ZUOK “Radiowo”

Rok	CH ₄ [%]	O ₂ [%]	CO ₂ [%]
2002	51,5–64,2	0,5–20,1	15,4–42,4
2006	38,5–48,5	0,8–8,0	20,6–29,5
2008	31,4–43,5	0,6–2,9	20,6–34,2

- głębokość do zwierciadła wody;
- sorpcję (pojemność wymiany kationowej);
- zawartość węgla wapnia;
- zawartość substancji organicznej;
- pH;
- współczynnik filtracji.

Powierzchnia terenu podlega najsilniejszej antropopresji. Degradacja może obejmować przekształcenia mechaniczne lub chemiczne gruntów, a wraz z nią zmianę struktury użytkowania gruntów. Na skutek przekształceń grunty stopniowo tracą swoją ekologiczną rolę w ekosystemie. Degradacja chemiczna jest związana przede wszystkim z zanieczyszczeniami metalami ciężkimi i węglowodorami wielopierścieniowymi pochodzącymi z transportu oraz przemysłu.

Grunty spoiste oraz zasobniejsze w próchnicę są bardziej odporne niż grunty sypkie, ubogie w sole i składniki organiczne. Odporność nie jest wielkością stałą. Maleje w miarę postępu procesów degradujących (Zawadzki i in., 1999). W gruntach bardziej odpornych na degradację spowodowaną zanieczyszczeniami ujawnia się ujemny ich wpływ w dłuższym czasie i zwykle są one trudniejsze do usunięcia.

Grunty w analizowanym rejonie są mało zdewastowane i zdegradowane. W większości charakteryzują się małą lub średnią odpornością na degradację, co jest związane ze strukturą ekologiczną, budową geologiczną, rzeźbą terenu, warunkami gruntowo-wodnymi oraz szatą roślinną.

Zagrożenie pierwszego poziomu wód gruntowych jest małe, lokalnie średnie.

W ramach działań ochronnych ograniczających zanieczyszczenie gruntów i wody należy:

- dążyć do zachowania obecnie istniejącej roślinności śródpolnej;
- prowadzić nowe nasadzenia drzew i krzewów, zwłaszcza wzdłuż ciągów komunikacyjnych;
- prowadzić prawidłową gospodarkę wodną na terenie łąk na gruntach organicznych, a także w rejonie składowiska.

Zabiegi te wpłyną na zmniejszenie możliwości przemieszczania się i spływu zanieczyszczeń.

Przekształcenia terenu

Na przestrzeni lat rejon składowiska odpadów Radiowo podlegał przekształceniom antropogenicznym. Rejon składowiska stanowi krajobraz przyrodniczo-kulturowy, który buduje mozaikowy układ powierzchni leśnych, polnych i łąkowych z zabudową jednorodziną. Na przestrzeni ostatnich lat obserwowany jest wzrost zabudowy mieszkaniowej i usługowej. Stwarza to ryzyko przecinania korytarza ekologicznego łączącego Las Bemowo z Puszcą Kampinoską, który stanowią łąki między Janowem a Klaudynem. Niezachowanie tego Korytarza mogłoby wpłynąć na pogorszenie warunków przewietrzania rejonu. Z tego powodu krajobraz jest chroniony przed zabudową.

Składowisko jest elementem obcym w tym krajobrazie, dlatego ważne jest jego zagospodarowanie i wtopienie w otoczenie w taki sposób, żeby zatrzeć te ostre granice. Według danych udostępnionych ZUOK „Radiowo” oraz za Kodą (2011), składowisko ma być zagospodarowane pod stok narciarski. Decyzja ta wydaje się być podyktowana przesłankami ekonomicznymi, gdyż nadbudowa i formowanie stoków wydłuży czas eksploatacji składowiska (składowania odpadów balastowych), a co za tym idzie, nie będzie potrzeby wywożenia na inne obiekty odpadu technologicznego z procesu kompostowania. Na potrzeby stoku przebudowie musi ulec istniejący system ujmowania, recyrkulacji i zagospodarowania odcieków. Dodatkowo planowane są wylesienia terenów na południe i wschód od skarp składowiska w celu ukształtowania stoków pod trasy narciarskie.

5.1.2. OTWOCK

Lokalizacja i charakterystyka obiektu

Składowisko odpadów znajduje się w zachodniej części miasta Otwocka, przy ulicy Warsztatowej, która była ulicą dojazdową do składowiska. Położone jest ok. 26 km na południowy wschód od Warszawy. Od strony południowej składowisko graniczy ze zbiornikami wyrównawczymi (rozlewiskami) rzeki Jagodzianki, będącej kontynuacją Kanału Bielińskiego drenującego bagienne obszary Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Do rozlewisk tych są zrzucane również oczyszczone ścieki z pobliskiej oczyszczalni ścieków komunalnych dla miasta Otwocka. Od strony wschodniej składowisko graniczy z gruntami prywatnymi, częściowo zabudowanymi, a od zachodniej – z drogą państwową nr 801 Warszawa–Puławy, która biegnie na tym odcinku po nasypie stanowiącym wał przeciwpowodziowy Wisły. W dalszym sąsiedztwie składowiska, w odległości ok. 0,7 km na północny zachód, znajduje się ujście rzeki Świder do Wisły. W odległości ok. 0,7 km na wschód, w rejonie skrzyżowania ulic Kraszewskiego i Batorego, znajduje się ujście wody nr I (studnie głębinowe) dla miasta Otwocka. Na południowy wschód, w odległości ok. 0,8 km od składowiska, jest zlokalizowana oczyszczalnia ścieków komunalnych dla Otwocka.

Średnia ilość opadów atmosferycznych w tym rejonie wynosi 604 mm/rok, przy czym największy udział mają opady półrocza ciepłego, średnia roczna temperatura wynosi $+8,0^{\circ}\text{C}$, średnia temperatura powietrza dla stycznia wynosi $-2,7^{\circ}\text{C}$, średnia temperatura powietrza dla lipca $+18,3^{\circ}\text{C}$, średnia roczna wilgotność względna powietrza ok. 76% (na podstawie danych z IMGW wg Wolskiego i in., 1999). Głębokość przemarzania gruntu wynosi 1,0 m. Przeważają kierunki wiatrów z zachodu, północnego zachodu i południowego zachodu, przy najsilniejszych zachodnich (41% ogólnej ich sumy).

Utwory starsze od czwartorzędowych występują na głębokości 150–200 m i tworzą zwartą warstwę ilów spoczywających na formacjach burowęglowych. Powierzchniowe utwory geologiczne stanowią grunty czwartorzędowe – holoceniskie związane z kształtowaniem się Doliny Środkowej Wisły. Występują tu równiny tarasowe plejstoceńskie i równiny zalewowe z zatartymi utrwalonymi formami wdmowymi. Całej Dolinie Środkowej Wisły w tym rejonie towarzyszą wyraźnie zarysowane wysoczyzny, występujące w formie równin. Część prawobrzeżna Wisły na rozpatrywanym odcinku jest kształtowana przez zbocza wysoczyzn Równiny Garwolińskiej i Równiny Wołomińskiej. Od terenów zalewowych między brzegiem Wisły a tarasem zalewowym przechodzi łagodnie, poprzez strefę usytuowanego składowiska, w naturalny taras wysoki powstały podczas zlodowacenia północnopolskiego – nazywany jest też tarasem: otwockim, falenickim i międzyleskim. Na wysokości składowiska w przekroju ulicy Batorego, taras naturalny znajduje się w odległości 500 m i wznosi się łagodnie na wysokość 4–5 m powyżej tarasu zalewowego. W rejonie Otwocka można wyróżnić dwa tarasy: rozległy wysoki ze zlodowacenia północnopolskiego i niski zalewowy dwupoziomowy holocenu (Kabaciński i in., 2000). Taras niski wcinają się meandrami w taras wysoki i powoduje jego zwężenie w rejonie śródmiejskim Warszawy (Falkowski, 1980). Na jednym z licznych wypełnień meandrów piaskiem zostało zlokalizowane opisywane składowisko. Bryła składowiska została uformowana na powierzchni tarasu zalewowego w widłach Wisły, Świdra i Jagodzianki. Północno-wschodnia granica obiektu sięga krawędzi tarasu nadzalewowego. Powierzchnia tarasu zalewowego wokół składowiska wznosi się do rzędnych ok. 87 m n.p.m., natomiast taras nadzalewowy – o ok. 3–4 m wyżej, do rzędnych 90–91 m n.p.m. (Kabaciński i in., 2000).

Teren zajmowany przez składowisko pierwotnie był mało zróżnicowany pod względem wysokościowym, z licznymi obniżeniami o charakterze bagiennym. W wyniku eksploatacji obiektu oraz budowy nasypu drogi Warszawa–Puławy morfologia terenu została wyraźnie przekształcona. Pod względem geomorfologicznym jest to obszar tarasu nadzalewowego falenickiego (II) (Wolski i in., 2005).

W rejonie składowiska przeważają gleby należące do V i VI klasy bonitacyjnej, miejscami występuje klasa IV. Obszary te przeważnie tworzą kompleksy użytków zielonych słabych i bardzo słabych. Od kilku lat tereny wokół składowiska stanowią nieużytki i nie przewiduje się wykorzystania ich do celów rolniczych.

Przykrycie uformowanej bryły składowiska odpadów komunalnych stanowi 30–50 cm warstwa kompostu nieuszlachetnionego z kompostowni Radiowo. Warstwę organiczną układano na wyrównawczej warstwie piaskowej. Na tak przygotowanej powierzchni wysiano mieszankę traw i uzyskano bardzo dobre zadarnienie powierzchni składowiska. Oprócz wysianych traw na składowisku nastąpił intensywny porost bylic, głównie komosowatych. Na skarpach składowiska nie występują zjawiska erozyjne (Wolski i in., 1999).

Obszary i obiekty prawnie chronione, strefy ochronne i sanitarne

W rejonie składowiska, poza istniejącym na wschód, w odległości ok. 3 km, Mazowieckim Parkiem Krajobrazowym, nie ma w bezpośrednim otoczeniu terenów i obiektów objętych ochroną na podstawie przepisów o ochronie przyrody i dóbr kultury materialnej.

Składowisko odpadów zostało zlokalizowane na terenie zalewowym, który został przekształcony i ustabilizowany jako obszar o funkcji gospodarczej.

Obszar chroniony z uwagi na pomniki przyrody i środowiska biocenotyczne to jedynie pas na zachód od krawędzi tarasu zalewowego, brzegi Wisły oraz ujście rzeki Świdra. Dolina Wisły została ustanowiona chronionym obszarem Natura 2000. W opisywanym rejonie granica obszaru znajduje się pomiędzy rzeką Wisłą a drogą krajową nr 801 Warszawa–Puławy.

Wyznaczona strefa ochronna ujęcia nr 1 wody podziemnej dla miasta Otwocka (8 studni, nie wszystkie są eksploatowane) obejmuje teren odległy o 700 m na południe od skrzyżowania ulic Batorego i Kraszewskiego. Jest to obszar położony po wschodniej stronie omawianego składowiska odpadów, w jego bezpośrednim sąsiedztwie.

Budowa geologiczna

Na starszym podłożu plioceńskim, którego strop występuje na głębokości ok. 80 m p.p.t.³⁸, leży seria utworów czwartorzędowych plejstocenu w postaci glin zwałowych i piasków wodnolodowcowych zlodowaceń środkowopolskich ze stadiów mazowiecko-podlaskiego i maksymalnego, lokalnie z piaskami lub łąkami zastoiskowymi. Powyższe utwory są rozdzielone osadami interglacjalnej lub interstadialnej akumulacji rzecznej w postaci piasków ze żwirami

³⁸ według *Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski w skali 1:50 000*, arkusz Piaseczno

lub mułków. W górnych partiach profilu, bezpośrednio pod utworami tarasu falenickiego, do głębokości ok. 50 m p.p.t. występują piaski rzeczne ze żwirem z interglacjału eemskiego oraz interstadiału pilicy (Wolski i in., 2005).

Miąższość osadów czwartorzędowych jest dobrze rozpoznana otworami studziennymi wchodzącymi w skład ujęcia wodociągowego nr I dla miasta Otwocka oraz profilami piezometrów zlokalizowanych wokół składowiska odpadów. Szczegółowe rozpoznanie podłoża w otoczeniu składowiska sięga do maksymalnej głębokości 15 m. W zasięgu tarasu zalewowego pod warstwą gleby występuje nieciągła pokrywa mad w postaci piasków gliniastych, pyłów, pyłów piaszczystych oraz glin pylastych i namułów organicznych. Pokrywy madowe mają niewielkie rozprzestrzenienie, a ich miąższość nie przekracza 1 m z wyjątkiem otworu P-8, gdzie sięgają do głębokości 2 m. Pod madami i namułami, lecz także w wielu miejscach bezpośrednio pod glebą lub nasypami występują piaski aluwialne, podrzędnie występują też pospółki i żwiry. Grunty te wykazują niskie właściwości sorpcyjne – klasa V (Falkowska, 2002). Brak rozpoznania geologicznego przed składowaniem odpadów nie pozwala na jednoznaczne stwierdzenie, jakie osady stanowią bezpośrednie podłoża składowiska. Analizując jednak zasięg namułów organicznych w przekrojach, można sądzić, że to właśnie one stanowią pierwszą warstwę podłoża korpusu składowiska, natomiast na głębokości ok. 1 m p.p.t. występują piaski średnie. Jeśli założenie to jest prawdziwe, to obecnie pod naciskiem zdeponowanych odpadów namuły mogły ulec konsolidacji. Mogą więc stanowić warstwę ograniczającą infiltrację odcieków w pionie do niżej leżącej warstwy piaszczystej (Kabaciński i in., 2000).

Hydrografia i hydrogeologia

Główną oś hydrograficzną obszaru składowiska stanowi rzeka Wisła i jej prawy dopływ – rzeka Świder, która uchodzi do Wisły na północny zachód od składowiska. Świder, silnie meandrując, w rejonie wschodniego Otwocka przepływa przez teren Mazowieckiego Parku Krajobrazowego. Ma charakter głównie drenujący. Od południa składowisko graniczy bezpośrednio z rozlewiskami rzeki Jagodzianki, która przepustem pod nasypem drogi Warszawa–Puławy łączy się z Kanałem Bielińskiego o przebiegu południowo-zachodnim i wpada do Wisły.

Pierwszy poziom wód podziemnych o zwierciadle swobodnym nie jest izolowany od powierzchni ciągłą naturalną warstwą gruntów słabo przepuszczalnych, występuje w nawodnionych piaskach różnej granulacji ze żwirem, akumulacji rzecznej lub interglacialnej. Poziom ten znajduje się w obrębie czwartorzędowego Głównego Zbiornika Wód Podziemnych (222a – Q – 2,5) podlegającego ochronie i na głębokości ok. 40–45 m p.p.t. jest ujmowany licznymi studniami, z których najbliższe znajdują się w odległości ok. 300 m na południowy wschód oraz dalsze w odległości ok. 700 m na wschód od składowiska. Jakość wód podziemnych ujmowanych z tego poziomu jest określana jako zdatna

do celów pitnych, ale może ulegać zanieczyszczeniu z uwagi na brak izolacyjnej strefy przypowierzchniowej gruntów. Wolski i in. (2005) podają, że uśrednione wartości współczynników filtracji utworów tarasowych wynoszą: dla piasków średnich – $k = 3,18 \cdot 10^{-4}$ m/s, natomiast dla pospółek – $k = 1,25 \cdot 10^{-3}$ m/s.

Poziom wód podziemnych podlega wahaniom i jest uzależniony głównie od warunków atmosferycznych, pory roku oraz stanów wody Wisły i Świdra. Na mapie hydroizohips kierunek spływu wód pierwszego poziomu w rejonie obiektu jest skierowany na zachód (do rzeki Wisły) z niewielkim odchyleniem na północ, przy spadku hydraulicznym wyznaczonym na podstawie hydroizohips i wynoszącym $i = 2,5\%$. Analizując powyższe warunki, należy uwzględnić możliwość okresowych i lokalnych zmian kierunków i prędkości filtracji, które zależą od układu i rodzaju gruntów występujących w podłożu, a także uprzywilejowanych stref przepływu, litologii, poziomu wody w rzekach itp.

Na rozpatrywanym terenie znajduje się również paleogeński (oligoceński) poziom wód podziemnych oraz zbiornik kredowy. Jednak ze względu na budowę geologiczną i hydrogeologiczną terenu najbardziej narażony na oddziaływanie składowiska jest zbiornik czwartorzędowy.

Charakterystyka składowiska

Składowisko stałych odpadów komunalnych w Otwocku jest obiektem podpoziomowo-nadpoziomowym. Obecnie zajmuje powierzchnię 2,8 ha. Korpus składowiska jest wyniesiony ponad otaczający teren w części południowej o ok. 12,5 m, natomiast w części północnej o ok. 5,5 m.

Pierwotnie teren zajmowany przez składowisko był płaski z licznymi obniżeniami o charakterze bagiennym. W wyniku eksploatacji składowiska oraz budowy nasypu drogi Warszawa–Puławy morfologia terenu została znacznie przekształcona.

W planie obszar składowiska ma kształt wieloboku nieregularnego o osi dłuższej o orientacji NE–SW i krótszej – NW–SE (fig. 27). Podnóże składowiska znajduje się na rzędnej 87 m n.p.m., a punkt najwyższy obiektu na rzędnej 105 m n.p.m.

Górna powierzchnia składowiska jest ukształtowana ze spadkiem 0,002–0,008% w kierunku północno-wschodnim i ma powierzchnię ok. 26 100 m². Powierzchnia zboczy wynosi 15 500 m², a ich nachylenie – 1:3. Składowisko jest otoczone rowem opaskowym (nieuszczelnionym). Dojazd do obiektu umożliwia droga częściowo utwardzona, będąca przedłużeniem ulicy Batorego, która w jego rejonie przechodzi w drogę wewnętrzną, z rozwidleniami w kierunku północno-zachodnim, wzdłuż rowu opaskowego u podstawy składowiska i prowadzi do drogi państwowej Warszawa–Puławy.

Historia składowiska

Składowisko zaczęło istnieć jako tzw. składowisko „dzikie” w 1961 roku i było eksploatowane w dalszych latach

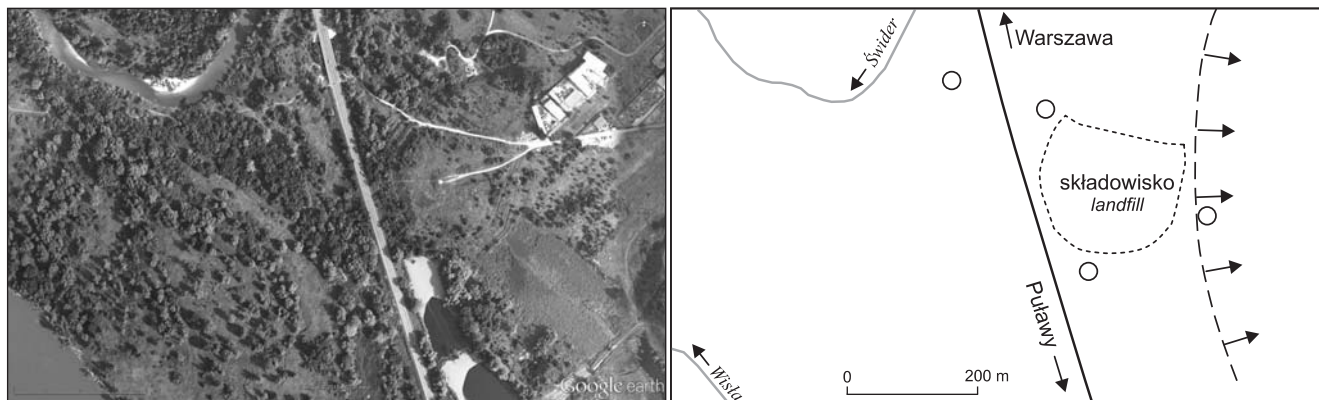


Fig. 27. Plan sytuacyjny zrehabilitowanego składowiska odpadów w Otwocku z punktami monitorowania stanu wód podziemnych i powierzchniowych (kółka; linia gruba przerywana – granica strefy ochronnej ujęcia wód podziemnych dla Otwocka) (źródło mapy: Google, MGGP Aero)

Schematic view of the remediated landfill in Otwock with marked monitoring sites of the state of groundwaters and surface waters (circles; dashed thick line – border of the protection zone of the groundwater intake for the town Otwock) (map data: Google, MGGP Aero)

bez formalnie ustalonej lokalizacji. Posadowienie obiektu nie było więc poprzedzone niezbędnymi badaniami geologicznymi i hydrogeologicznymi, nie sporządzono także dokumentacji technicznej. Początkowa eksploatacja polegała na wypełnieniu lokalnych zagłębień po starorzeczach Jagodzianki i Świdra. W późniejszym okresie obiekt został zalegalizowany jako składowisko rejonowe dla gmin: Otwock, Karczew, Józefów, Wiązowna i Celestynów. Odpady komunalne były składowane do 1991 r. (koniec eksploatacji), jednak w ostatnim okresie w rejonie drogi wjazdowej na wierzchołku składowiska powiększają się nagromadzenia świeżych odpadów.

Na składowisku w okresie trzydziestolecia zgromadzono (bez mechanicznego zagęszczenia wstępnego) ok. 300 000 m³ odpadów. W „Projekcie technicznym rekultywacji wysypiska w Otwocku – ukształtowanie wysypiska – odwodnienie powierzchniowe” (Bluchm-Kwiatkowski, Pejda, 1992) zaproponowano ukształtowanie bryły składowiska z jednoczesnym częściowym przemieszczeniem zdeponowanych odpadów. Zostało to wykonane w ramach prac rekultywacyjnych.

Rekultywację powierzchni składowiska rozpoczęto w 1996 r., według projektu Przedsiębiorstwa Inżynierijno-Usługowego „Inżynieria Pro-Eko” Sp. z o.o., na zlecenie Miejskich Zakładów Oczyszczania m.st. Warszawy. Prace rekultywacyjne zakończono w listopadzie 1998 r. Obecnie składowisko pozostaje obiektem nieczynnym, zamkniętym (tzw. faza poeksploatacyjna).

Zgodnie z ugodą z dnia 24.VII.2002 r., zawartą pomiędzy Miejskim Przedsiębiorstwem Oczyszczania m.st. War-

szawy i Gminą Otwock, teren składowiska został przekazany gminie.

Skład zdeponowanych odpadów

W czasie eksploatacji (po zalegalizowaniu lokalizacji) nie była prowadzona ewidencja przywożonych odpadów. Dlatego określenie składu złożonych odpadów może opierać się wyłącznie na wywiadzie oraz szacunkach statystycznych. Siuta i Wasiak (1991) podają jakościowy skład odpadów zdeponowanych na składowisku. Z wywiadu terenowego wynika, że w pewnym momencie eksploatacji składowisko to zostało pogłębione i poza odpadami komunalnymi w obecnym rozumieniu, składowane w nim były odpady pochodzące z zakładów budowlanych, warsztatów naprawczych różnych branż, oczyszczalni ścieków oraz ze szpitali, czyli takie, które są zaliczane do odpadów niebezpiecznych.

Zabiegi rekultywacyjne wykonane na składowisku odpadów komunalnych

Każdy teren składowiska odpadów, po zakończeniu eksploatacji, wymaga i powinien być poddany rekultywacji³⁹. Projekt rekultywacji składowiska obejmował wykonanie prac:

- rozebranie istniejącej drogi z płyt drogowych typu MON;
- rozebranie istniejącego ogrodzenia;
- ukształtowanie bryły składowiska przez przemieszczenie części odpadów i dowóz gruntu;

³⁹ Rekultywacja obiektu została zakończona w 1998 r., prowadzono ją zgodnie z obowiązującymi wówczas przepisami: Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska z dnia 31 stycznia 1980 r. (DzU Nr 3, poz. 6) Ustawa o odpadach z dnia 27 czerwca 1997 r. (DzU Nr 96, poz. 592) Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r. (DzU Nr 16, poz. 78) Ustawa o zagospodarowaniu przestrzennym z dnia 7 lipca 1994 r. (DzU Nr 89, poz. 415) Ustawa prawo budowlane z dnia 7 lipca 1994 r. (DzU Nr 89, poz. 414)

- wykonanie drenażu pionowego i poziomego dla ujęcia biogazu wydzielającego się ze złoża składowiska;
- uszczelnienie powierzchni przykrycia, skarp bocznych składowiska oraz rowów opaskowych folią zabezpieczającą odpady przed infiltracją opadów atmosferycznych oraz ograniczającą do minimum ilość powstających i rozprzestrzeniających się odcieków;
- wykonanie prac mikroniwelacyjnych powierzchni przykrywającej i skarp bocznych składowiska do odprowadzania wód opadowych z korpusu składowiska;
- wykonanie rowów opaskowych – odparowalnych, przejmujących wody opadowe, odpływające z powierzchni składowiska;
- obsianie korpusu zrehabilitowanego składowiska i skarp rowów opaskowych mieszanką traw;
- wykonanie otworów piezometrycznych w obrębie potencjalnego oddziaływania składowiska, umożliwiających obserwację wpływu składowiska na wody podziemne (fig. 27).

Zaprojektowano grawitacyjne odprowadzenie wód opadowych z terenu składowiska i skarp do rowów opaskowych – odparowalnych, uszczelnionych folią ogrodniczą. Zaprojektowano również wymianę starego przepustu o średnicy \varnothing 800 mm na nowy o tej samej średnicy z rur VIPRO. Przepust miałby odprowadzać nadmiar wód rzeki Jagodzianki do zbiorników wyrównawczych oczyszczalni ścieków w Otwocku (Kabaciński i in., 2000 r.).

Zaprojektowano warstwę rekultywacyjną o profilu:

- zagęszczone odpady komunalne;
- warstwa wyrównawcza z piasku o miąższości 0,5 m pod folię;
- warstwa kompostu nieuszlachetnionego z kompostowni Radiowo w Warszawie o miąższości 30 cm, zagęszczona do 15 cm;
- folia ogrodnicza;
- ziemia urodzajna humus lub mieszanina kompostu z humusem – 0,5 m;
- obsiew mieszanką traw.

Zbilansowane roboty ziemne, obejmujące przemieszczenia stałych odpadów komunalnych, wyniosły w obrębie:

- nasypów – 39 435 m³;
- wykopów – 38 289 m³;
- brakującą w bilansie przemieszczanych mas ziemnych objętość 1146 m³ zastąpiono odpadami lub gruntem;

w tym:

- ilość nasypów do wykonania rowów opaskowych wymagała ok. 2910 m³ gruntu;
- ilość dowożonego kompostu nieuszlachetnionego oceniono na ok. 12 480 m³, piasku 2080 m³;
- objętość humusu do utworzenia podłoża roślinnego wynosiła 23 338 m³ (Kabaciński i in., 2000).

W ramach prac rekultywacyjnych wykonano:

- ukształtowanie bryły składowiska, tj.: nadanie odpowiednich spadków wierzchołkowej i skarp; prace te prowadzono bez dowożenia odpadów, wyłącznie przemieszczając masy odpadów z wykopów na nasypy (profilowanie);

- poszerzenie wjazdu na składowisko od wschodu;
- drogę technologiczną wokół składowiska;
- osiem studni do biernego odgazowania składowiska;
- rów opaskowy wokół składowiska;
- przykrycie bryły składowiska 30 cm warstwą kompostu z kompostowni Radiowo;
- obsiew bryły składowiska trawą i innymi roślinami.

Jakość przeprowadzonych robót rekultywacyjnych należy ocenić jako dobrą i zmierzającą do zmniejszenia uciążliwości obiektu dla środowiska. Obecnie składowisko pozostaje obiektem nieczynnym i zrehabilitowanym w przedstawionym zakresie.

Z przewidzianych w projekcie rozwiązań technicznych nie wykonano uszczelnienia wierzchołkowej składowiska i rowu opaskowego geomembraną PEHD.

Ocena rozwiązań projektowych

Opracowany projekt rekultywacji (w 1993 r.) był zgodny z ówczesnymi regulacjami prawnymi. Obecnie są stosowane również nowe technologie w rekultywacji składowisk.

Projekt warstwy rekultywacyjnej z zastosowaniem folii ogrodniczej, układanej na zakładkę, obecnie nie byłby do zaakceptowania. W dzisiejszych rozwiązaniach stosuje się do zewnętrznych uszczelnień wierzchołkowej geomembraną PEHD o grubości 2,0–2,5 mm z zastosowaniem spawania, zgrzewania, napawania i łączenia połączeń w technologii łuku elektrycznego z zastosowaniem geowłókniny lub mat hydroizolacyjnych typu Bentofix lub Bentomat do ochrony geomembrany. W latach dziewięćdziesiątych w Polsce uszczelnienia z zastosowaniem geomembran PEHD były prawie nieznanymi i nie były dostępne na rynku.

Wątpliwości budziło przemieszczenie ogromnych mas odpadów złożonych na składowisku będących w fazie fermentacji. Niezależnie od wątpliwości sanitarnych rozwiązanie takie zostało pozytywnie zaakceptowane. Odgazowanie składowiska jest również nieprzystające do obowiązujących wymagań. W związku z nowymi dyrektywami Unii Europejskiej stosuje się czynne odgazowanie i spalanie biogazu lub jego gospodarcze wykorzystanie. Wówczas powszechne było stosowanie odgazowania biernego. Ogólnie wykonany projekt był poprawny w okresie jego realizacji. Obecnie nie uzyskałby wymaganych pozwoleń na przeprowadzenie. Niezależnie od zawartości projektu, nie został on zrealizowany w planowanym zakresie (Kabaciński i in., 2000).

Monitoring składowiska odpadów

Monitoring składowiska jest prowadzony na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska⁴⁰ i „Programu monitoringu nieczynnego składowiska odpadów komunalnych przy ul. Warsztatowej w Otwocku” (Wolski i in., 2004b).

Prowadzony monitoring obejmuje kontrolę: stanu czystości wód powierzchniowych i podziemnych w rejonie składowiska, składu gazu wysypiskowego oraz przemieszczeń pionowych (osiadania) i poziomych bryły składowiska.



Fig. 28. Pobieranie próbek wody z sieci piezometrów wokół składowiska

Water sampling from piezometer system around the landfill

Do realizacji zadań monitoringu lokalnego w zakresie kontroli jakości wód pierwszego poziomu wodonośnego w rejonie nieczynnego składowiska w Otwocku wytypowano cztery piezometry P-1, P-2, P-6 i P-7 (Wolski i in., 2004b). Piezometry są tak rozmieszczone, żeby umożliwiały kontrolę chemizmu wód zarówno z kierunków napływu wód gruntowych, jak i na odpływie tych wód z rejonu składowiska. W 2006 r. piezometry te posłużyły do kontroli stanu wód pod względem jakości (fig. 28).

Budowa geologiczna i warunki hydrogeologiczne rejonu składowiska stwarzają potencjalne ryzyko infiltracji wód odciekowych w podłoże. Obliguje to do kontroli stanu wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego w sąsiedztwie składowiska, a w szczególności rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w wodach podziemnych (w kierunku zachodnim i północno-zachodnim od składowiska).

W ramach pomiarów monitoringowych wykonywano analizy wód podziemnych w zakresie:

- odczyn (pH),
- przewodność elektrolityczna właściwa (PEW),
- ogólny węgiel organiczny (OWO),
- metale ciężkie (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr⁺⁶, Hg),
- suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA),
- azot amonowy (amoniak).

Badania w ramach monitoringu są wykonywane dwa razy w roku, w kwietniu i listopadzie (Wolski i in., 2004a).

W celu kontroli jakości wód powierzchniowych w rejonie składowiska w 1999 r. wytypowano trzy punkty poboru oznaczone literami A, B i C (Wolski i in., 1999):

- **punkt poboru A** – zlokalizowany na lewym brzegu rzeki Świder, przy moście na drodze państwowej nr 801 Warszawa–Puławy;
- **punkt poboru B** – zlokalizowany przy północnym krańcu zbiorników wyrównawczych rzeki Jagodzianki (w pobliżu południowej skarpy składowiska);
- **punkt poboru C** – zlokalizowany na prawym brzegu rzeki Jagodzianki, przy mostku na drodze państwowej nr 801 Warszawa–Puławy.

Jakość wód powierzchniowych określono według tych samych parametrów, według których kontrolowano stan wód podziemnych.

Do cyklicznych pomiarów składu i emisji gazu wysypiskowego zostały wytypowane przez Wolskiego i in. (2005) dwie studnie (nr 1 i nr 2) spośród ośmiu biernie odgazowujących składowisko. W projekcie rekultywacji przewidziano instalację pochodni na studniach gazowych, jednak z uwagi na niewielkie stężenie metanu nie uzyskano ciągłego płomienia (Wolski i in., 2005). W ramach monitorowania składu gazu wysypiskowego są wykonywane oznaczenia zawartości następujących substancji:

- metanu (CH₄),
- dwutlenku węgla (CO₂),
- tlenu (O₂).

Pomiary składu gazu wysypiskowego są przeprowadzane dwa razy w roku w terenie, przy zastosowaniu analizatorów (detektorów) polowych, na poziomie ok. 20–30 cm poniżej górnej krawędzi studni.

Do pomiaru wielkości przemieszczeń powierzchni składowiska w marcu 2004 r. zainstalowano pięć geodezyjnych punktów pomiarowych (Wolski i in., 2004b).

Dla sieci reperów zainstalowanej w dniu 12 grudnia 2004 r., w dniu 17 października 2005 r. dokonano (Wolski i in., 2004b, 2005) pomiaru przemieszczeń pionowych i poziomych korpusu składowiska. Wielkości przemieszczeń odniesiono do pomiaru wykonanego w marcu 2004 r.

Odcieki na badanym składowisku

Ilość i chemizm odcieków tworzących się w składowisku odpadów jest nieznaną z powodu braku w konstrukcji dna obiektu uszczelnienia i systemu drenażowego. Dlatego też nie ma możliwości dokonywania pomiarów. Zatem nie jest możliwe określenie ładunku zanieczyszczeń rozprzestrzeniających się w środowisku geologicznym (Klimek, 2006). Piezometry rozmieszczone w otoczeniu składowiska służą do monitorowania stanu i jakości wód podziemnych w rejonie obiektu.

⁴⁰ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (DzU Nr 220, poz. 1858)

Powstające odcieki również nie są zagospodarowywane. Wody spływające po skarpach składowiska mogą być ujmowane i czasowo zatrzymywane w rowie opaskowym pod warunkiem, że zostanie on uszczelniony np. geomembraną (Wolski i in., 1999). Traktowanie rowu jako zbiornika spełniającego rolę odparownika nie likwiduje zagrożeń wynikających z obecności w odciekach zanieczyszczeń specyficznych. Obecnie odcieki dostające się do rowu opaskowego infiltrują do gruntu.

Ocena oddziaływania składowiska na środowisko przed i po wykonaniu zabiegów rekultywacyjnych

Każde składowisko w mniejszym lub większym stopniu wpływa negatywnie na otaczające środowisko. Tym bardziej – w ujęciu jakościowym i ilościowym na otoczenie negatywnie oddziałuje tzw. składowisko „dzikie”. A taki przypadek miał miejsce w fazie eksploatacji.

Ocena oddziaływania na wody

W dn. 13.08.2006 r. i 3.11.2006 r. dokonano w terenie pomiary pH, przewodności elektrolitycznej właściwej oraz temperatury wody oraz pobrano próbki wody do badań laboratoryjnych. Wody podziemne klasyfikowano zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r.⁴¹, na podstawie wartości granicznych zanieczyszczeń. Rezultaty badań pozwoliły na porównania z archiwalnymi wynikami monitoringowymi oraz określenie wpływu składowiska na wody powierzchniowe i podziemne.

Analizując na przestrzeni lat 1999–2006 otrzymane wyniki, obserwuje się utrzymywanie się zawartości poszczególnych zanieczyszczeń na podobnym poziomie z tendencją malejącą. Zmienność ta w większości przypadków nie powoduje zmiany klasy jakości wody.

W zakresie oceny wody pod kątem zanieczyszczeń metalami ciężkimi badany rejon otoczenia składowiska spełnia

Tabela 18

Wyniki analiz wody podziemnej pobranej z piezometrów oraz wody powierzchniowej z punktu B

Results of analyses of groundwaters from piezometers and of the surface water from the sampling point B

Parametr	Jednostka	Numer próbki				
		P-1	P-2	P-6	P-7	B
Na	mg/l	36,35	72,15	18,00	18,75	78,75
K	mg/l	7,55	45,75	13,95	20,00	19,10
Ca	mg/l	40,08	91,78	60,12	39,59	60,12
Mg	mg/l	4,35	39,35	10,20	7,10	8,00
HCO ₃	mg/l	95,20	451,62	139,76	29,90	192,24
Cl	mg/l	42,20	78,34	38,28	37,93	80,11
SO ₄	mg/l	65,00	65,00	65,00	60,00	85,00
N-NO ₃	mg/l	1,10	15,60	0,90	15,30	1,60
NO ₃	mg/l	4,87	75,54	3,98	67,78	7,09
Σ rK	mval/l	4,12	12,12	4,98	3,87	7,39
Σ rA	mval/l	4,18	12,16	4,78	3,90	7,28
Błąd	%	0,72	0,16	2,05	0,38	0,75
pH	–	7,20	7,06	7,00	5,72	7,12
PEW	mS/cm	0,433	1,100	0,512	0,428	0,739
Ni	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Cu	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Cr	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Cd	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Pb	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Zn	mg/l	0,021	0,043	0,013	0,018	0,007
Klasa jakości wody		II	IV	II	III	II

⁴¹ w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU Nr 32, poz. 284)

kryteria obszaru sozologiczno-urbanistycznego typu B (tereny upraw rolniczych, obszary leśne, tereny rekreacji) określone w wytycznych PIOŚ (1995 r.).

Składowisko odpadów stałych w Otwocku jest nadal źródłem zanieczyszczeń środowiska gruntowo-wodnego. Biorąc pod uwagę (Kabaciński i in., 2000) przestrzenny rozkład stężeń zanieczyszczeń wód I poziomu wodonośnego oraz wskaźniki zanieczyszczeń wód, można przypuszczać, że na wartość tych wskaźników mają również wpływ inne ogniska zanieczyszczeń.

Niski poziom wartości oznaczanych wskaźników zanieczyszczeń oraz ich zmniejszające się wartości w czasie są związane z długim okresem od czasu zakończenia eksploatacji składowiska, a także z przeprowadzonymi zabiegami rekultywacyjnymi.

Wpływ składowiska na główne zbiorniki wód podziemnych

Składowisko zlokalizowane jest na obszarze dwóch Głównych Zbiorników Wód Podziemnych:

1. GZWP – nr 215 Tr – jest to oligoceński poziom wód podziemnych eksploatowany licznymi otworami na terenie Warszawy i okolic. Zbiornik ten ma bardzo dobre naturalne uszczelnienie kilkudziesięciometrową warstwą ilów plioceńskich i nie podlega zanieczyszczeniom antropogenicznym. Dla ujęć czerpiących wodę z tego poziomu nie ustanawia się stref ochrony pośredniej, ponieważ czas pionowego przesączania wody jako nośnika potencjalnych zanieczyszczeń przez warstwę izolującą znacznie przekracza 25 lat.

2. GZWP – nr 222 – Dolina Środkowej Wisły – jest to zbiornik w aluwialach pradoliny Wisły. Składowisko znajduje się bezpośrednio nad zwierciadłem czwartorzędowej warstwy wodonośnej tworzącej ten zbiornik. Zanieczyszczenia przedostające się do warstwy wodonośnej są już w odległości 300–600 m drenowane przez wody Świdra i Wisły i ulegają szybkiemu rozcieńczeniu (piezometr P-6). Najbliższym zlokalizowanym ujęciem dla zbiorowego zaopatrzenia ludności w wodę jest ujęcie nr I dla Otwocka. Ujęcie to nie ma prawnie ustanowionej strefy ochrony pośredniej.

Na podstawie przeanalizowanych materiałów archiwalnych dotyczących jakości wód podziemnych ujmowanych z czwartorzędowego poziomu wodonośnego można stwierdzić, że eksploatacja składowiska przez okres prawie 40 lat nie spowodowała wyraźnego obniżenia wskaźników stanu jakości wody. Do czasu całkowitego rozkładu zgromadzonego materiału pochodzenia organicznego, jak i nieorganicznego w składowisku, nie powinny wystąpić zjawiska zagrażające temu użytkowemu poziomowi wodonośnemu (Kabaciński i in., 2000).

Przed wykonaniem rekultywacji składowiska nie był prowadzony monitoring. Wyniki badań monitoringowych

(po 1998 r.) oraz analizy własne wód podziemnych wskazują, że negatywny wpływ składowiska na wody podziemne zmniejsza się. Wody pobrane do badań 3.11.2006 r. z piezometrów P-1 i P-6 można zakwalifikować do II klasy jakości wód – wody dobrej jakości⁴².

Próbki wody pochodzące z piezometru P-2 do IV klasy – wody niezadowolającej jakości, natomiast próbkę wody z piezometru nr P-7 do III klasy – wody zadowolającej jakości. Wskazuje to wyraźnie na oddziaływanie składowiska na I poziom wód podziemnych w niewielkiej odległości od badanego składowiska na kierunku odpływu wód ze składowiska.

Ocena oddziaływania na wody powierzchniowe

Rozlewiska rzeki Jagodzianki i rzeka Świder w punkcie pomiarowym A. Wody z rozlewiska rzeki Jagodzianki oraz w rejonie przepustu pod nasypem drogi Warszawa–Puławy (punkty A, B i C), w październiku 1999 r. (Wolski i in., 1999) wykazywały stosunkowo wysokie zanieczyszczenie kwalifikujące je do pozaklasowych. Wody ze Świdra wykazują znacznie mniejsze zanieczyszczenie i przekroczenia wartości BZT₅ i azotu azotynowego, które jednak kwalifikują je także do wód pozaklasowych.

Wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych (Wolski i in., 2004b) wykazały I klasę jakości – wody o bardzo dobrej jakości. Podwyższona zawartość amoniaku w punktach poboru B i C nie jest spowodowana wpływem składowiska, lecz innych źródeł zanieczyszczenia (prawdopodobnie zrzut oczyszczonych ścieków z pobliskiej oczyszczalni ścieków komunalnych).

Na podstawie uzyskanych wyników badań wód podziemnych i powierzchniowych należy stwierdzić, że składowisko nie wpływa negatywnie na jakość wód w Świdrze – punkt A (Wolski i in., 2004b). Analiza próbek wody pobranych 3.11.2006 r. z punktu poboru B pozwala zaklasyfikować analizowaną wodę do II klasy – wody dobrej jakości. Pogorszenie jakości wody w porównaniu z wynikami analiz z lat 2004 i 2005 może jednak wskazywać na negatywny wpływ składowiska na ich jakość.

Wody rzeki Świder. Na 23 składniki oznaczane w próbie, tylko w 2 na 3 przypadki zostały przekroczone wartości dopuszczalne dla II klasy czystości (średnia z 3 próbek). Dotyczy to zawiesiny ogólnej, której przekroczenie ulega zmniejszeniu z 19,3 do 2,6 mg/dm³ w punkcie przy ujściu do Wisły. Nie jest to niepokojące, ponieważ w tego rodzaju ciekach wodnych o dość wartkim prądzie i zmiennych stanach mogą okresowo występować zwiększone ilości zawiesiny ogólnej, o której decyduje również zasiedlenie przez mikroorganizmy wodne. Ponadto w dwóch przypadkach została przekroczona, w nieznacznym stopniu, dopuszczalna wartość

⁴² zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. (DzU Nr 32, poz. 284)

związków fosforu. Również w przypadku azotynów stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej wartości, ale najprawdopodobniej było to zanieczyszczenie punktowe, ponieważ przed ujściem do Wisły już nie występują ani związki fosforu ani azotyny. Pozostałe składniki, począwszy od barwy, zapachu, odczynu, suchej pozostałości, związków azotu, chlorków, siarczanów do metali ciężkich, nie budzą zastrzeżeń. Nie występują również zanieczyszczenia ropopochodnymi, olejami i tłuszczami. Z uwagi na przede wszystkim rekreacyjny charakter wykorzystywania wód w rzece Świder – będzie wyznaczona co najmniej II klasa czystości jej wód.

Woda w stawie – przy oczyszczalni ścieków. Wody w stawie w 2000 r. (Kabaciński i in., 2000), nie wykazały zasadniczych różnic w chemizmie. Charakteryzuje je odczyn obojętny, nie stwierdzono występowania metali ciężkich, ani przekroczenia dopuszczalnych stężeń związków azotu (amoniaku, azotynów, azotanów) oraz jonu siarczanowego i chlorowego. Nie stwierdzono też występowania produktów naftowych. Odnotowano jedynie podwyższony wskaźnik BZT₅, co jest zjawiskiem normalnym w tego rodzaju zbiornikach wodnych. Przekroczone zostały jedynie zawartości związków fosforowych, co prawdopodobnie jest spowodowane rozkładem materii organicznej w strefie przydennej zbiornika. Dlatego należałoby prowadzić okresową kontrolę jakości wody na zawartość fosforanów, aby stwierdzić, czy jest to skażenie chwilowe czy trwałe, a może związane z eutrofizacją (Kabaciński i in., 2000).

Ocena oddziaływania na gleby

W przypowierzchniowej warstwie gruntu – w obrębie gleby dla przedziału głębokości 0,0–0,3 m (Wolski i in., 1999) zawartości metali ciężkich i poszczególnych wskaźników nie wykazały przekroczeń dla obszaru sozologiczno-urbanistycznego B (tereny upraw rolniczych) według wytycznych opracowanych przez PIOŚ (1995 r.).

W obniżeniach terenu i miejscach zasilania odciekami ze składowiska zasobność gleb w składniki pokarmowe może być bardzo wysoka. W pozostałych siedliskach typu łęgowego zasobność jest raczej duża (siedliska eutroficzne), z wyjątkiem miejsc o glebach piaszczystych, gdzie zasobność jest niska (Wolski i in., 1999). Wolski i in. wskazują na brak znaczących zanieczyszczeń metalami ciężkimi gleb w otoczeniu składowiska (w odległości do ok. 100 m). Teren ten może być kwalifikowany jako przydatny do użytkowania rolniczego. Gleby występujące wokół składowiska (z wyjątkiem kierunku zachodniego) nie wykazują zmian stężenia makroelementów i mikroelementów wraz z odległością. Świadczy to o niewielkim negatywnym wpływie składowiska na jakość gleb – mimo nieuporządkowanego statusu i eksploatacji tego obiektu przez wiele lat. Stan ten przy prawidłowym zagospodarowaniu terenu po zakończeniu jego działalności z czasem będzie ulegał poprawie (Wolski i in., 1999).

Ocena wpływu na powietrze

Emisja odorów z omawianego obiektu może obecnie następować z powierzchni składowiska – stref kontrolowanego i niekontrolowanego wydzielania biogazu.

W celu oceny stanu czystości powietrza w rejonie zrekwetywowanego składowiska odpadów Komunalnych w Otwocku wykonano badania chemiczne i mikrobiologiczne oraz badania składu gazu wysypiskowego pobranego z ośmiu studni gazowych (Kulig i in., 1999). Na podstawie analizy sytuacji topograficznej i lokalizacji obiektu za bezpośrednie źródło emisji zanieczyszczeń uznano teren składowiska. Na podstawie analizy stężeń dwutlenku węgla, amoniaku, siarkowodoru i aerozolu mikrobiologicznego, z uwzględnieniem oddziaływania zapachowego, w świetle obowiązujących przepisów stwierdzono (Wolski i in., 1999), że powietrze w rejonie składowiska nie jest zanieczyszczone pod względem wskaźników chemicznych i bakteriologicznych. Nie stwierdzono (Kulig i in., 1999) ponadnormatywnych stężeń amoniaku i siarkowodoru w powietrzu atmosferycznym. Składowisko praktycznie nie wpływa negatywnie na powietrze atmosferyczne. Na jakość powietrza w większym stopniu wpływa ruch pojazdów na drodze krajowej nr 801 Warszawa–Puławy oraz oczyszczalnia ścieków komunalnych.

Teren składowiska jest praktycznie miejscem wolnym od występowania zapachów pochodzących ze zdeponowanych odpadów (Kulig i in., 1999). Jako wskaźniki zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego przyjęto: metan – CH₄ dwutlenek węgla – CO₂, amoniak – NH₃ i siarkowódor – H₂S.

W rejonie nieczynnego składowiska jest odnotowywana przede wszystkim emisja biogazu, która jest związana z zachodzącymi w korpusie składowiska procesami rozkładu substancji organicznych. Analizy gazu składowiskowego były wykonywane w latach 1999–2005 (po zakończeniu rekultywacji składowiska – 1998 r.) przez Kuliga i in. (1999), Kabacińskiego i in. (2000) z pompowaniem biogazu z poszczególnych ujęć gazowych, pompowaniem z wytypowanych ujęć jednocześnie i określeniem składu biogazu przy swobodnym wypływie, oraz przez Wolskiego i in. (2004b, 2005).

Składowisko w Otwocku znajduje się w końcowym etapie procesu metanogenezy. Ewentualne zanieczyszczenie powietrza jest ograniczone w zasadzie do bezpośredniego otoczenia składowiska.

W rejonie składowiska nie występuje obecnie zjawisko emisji pyłów do atmosfery, a miało to miejsce w czasie eksploatacji wysypiska i podczas robót rekultywacyjnych. Obecnie powierzchnia korpusu składowiska jest zadarniona i porośnięta roślinnością. W związku z przykryciem składowiska humusem oraz zabudową biologiczną może zachodzić niewielka emisja wtórna pyłów z powierzchni wysypiska, wynikająca przede wszystkim z zaznaczającej się w morfo-

logii terenu bryły składowiska. Stanowić może ona przeszkodę na drodze przemieszczających się mas powietrza. Zanieczyszczenie to można uznać za nieznaczące. W celu dalszego ograniczenia wpływu składowiska na stan powietrza atmosferycznego należy zadbać w przyszłości o nasadzenia odpowiednich drzew i krzewów.

Wyniki badań mikrobiologicznych powietrza obrazuje liczba mikroorganizmów danego rodzaju wykrywana w 1 m³ powietrza pobieranego w różnych odległościach od badanego składowiska (Wolski i in., 1999).

Stopień mikrobiologicznego zanieczyszczenia powietrza był znikomy (Kulig i in., 1999). Najwyższe wartości stężeń uzyskano w punkcie pomiarowym nr 4 – 1729 kom./m³ dla bakterii mezofilnych* i 5816 kom./m³ dla bakterii psychrofilnych* oraz 786 kom./m³ dla bakterii nietypowych dla powietrza niezanieczyszczonego. Odpowiednio w punkcie pomiarowym nr 2 – 864 kom./m³, 1886 kom./m³ i 1024 kom./m³ dla bakterii grupy Coli, *Pseudomonas* sp. i gronkowców – normalnie niewystępujących w powietrzu atmosferycznym. W pozostałych punktach pomiarowych na zawietrznej stronie składowiska liczebności badanych grup mikroorganizmów były niewielkie i nie przekraczały wartości określonych przez normę⁴³. Również liczba grzybów nie przekraczała wartości przewidywanych dla powietrza czystego. Ilość kolonii grzybów przewyższa ilość kolonii bakterii (Kabaciński i in., 2000), co również jest typowe. Z odległością od składowiska nie zauważa się wyraźnego spadku stopnia skażenia mikroorganizmami.

Wyniki badań mikrobiologicznych potwierdzają znikomą emisję zanieczyszczeń specyficznych, aerozolowych i są zbieżne z oceną organoleptyczną zapachów ze składowiska do atmosfery. Kabaciński (Kabaciński i in., 2000) stwierdził, że składowisko nie ma wpływu na kształtowanie się zanieczyszczeń bakteriologicznych i grzybiczych w najbliższym otoczeniu. W porównaniu z aktywnymi źródłami skażenia, takimi jak eksploatowane składowiska odpadów, laguny osadowe, składowiska skratek* z oczyszczalni ścieków, stężenie bakterii i grzybów w powietrzu atmosferycznym, na składowisku w Otwocku i wokół niego jest od 100 do 1000 razy niższe od przeciętnego, a nawet niższe niż stwierdzane na obszarach łąk przeznaczonych do wypasania bydła. Podobny wpływ na otoczenie ma miejska oczyszczalnia ścieków. Nie należy jednocześnie wykluczać, że w analizowanym rejonie największym źródłem emisji aerozoli zawierających mikroorganizmy jest dolina rzeki Jagodzianki z jej licznymi stawami i zastoiskami eutrofizującymi. Składowisko nie jest bardziej aktywnym źródłem skażenia niż zaludnione tereny w obrębie Otwocka.

Ocena oddziaływania na roślinność

Stosunkowo najbardziej zagrożonymi elementami okrywy roślinnej są zadrzewienia łąkowe, a w szczególności sta-

re olchy, topole, klony jesionolistne i drzewa innych gatunków, występujące po północnej i południowej stronie składowiska. Nadają one charakter istniejącej tu roślinności łąkowej, stanowią o jej użyteczności przyrodniczej, estetycznej, rekreacyjnej oraz walorach krajobrazowych obiektu, który komponuje się z otoczeniem.

Przemieszczenia bryły składowiska

Pomierzone wielkości pionowych i poziomych przemieszczeń w dniach 11.12.2004 r. i 17.10.2005 r. odniesiono do pomiaru wykonanego w marcu 2004 r. w ramach opracowywania „Programu monitoringu...” (Wolski i in., 2004b). Nie zaobserwowano niepokojących przemieszczeń i procesów na składowisku. Osiedlenia w analizowanym okresie wynoszą od 0 do 2 cm, a przemieszczenia poziome – od 1 do 2 cm. Obserwowane na składowisku wielkości przemieszczeń na przestrzeni lat 2004–2005 są znikome dla statyki składowiska jako obiektu inżynierskiego i świadczą też o zaniku biochemicznego rozkładu odpadów (Wolski i in., 2005).

Funkcjonowanie obiektu w krajobrazie

Dominującym elementem krajobrazu jest droga nr 801 Warszawa–Puławy przebiegająca na zachód od badanego obiektu. Nieczynne składowisko w Otwocku, mające charakter podpoziomowo-nadpoziomowego, jest położone na terenie przekształconym i częściowo zdegradowanym przez zabudowę oraz infrastrukturę komunikacyjną. Po rekultywacji w 1998 r. składowisko włączono do otoczenia jako obiekt nowego ładu przestrzennego.

Z upływem czasu obiekt ten będzie coraz mniej wizualnie rażący. Wtopieniu się w istniejący krajobraz będzie sprzyjać porastanie krzewami i drzewami, co będzie miało pozytywny wpływ zarówno na środowisko przyrodnicze, jak również na otoczenie i atmosferę życia ludzi. Będzie prowadzić do ostatecznego wygaśnięcia dawnych i brak nowych konfliktów społecznych.

Problemem są tzw. „dzikie” składowiska i zaśmiecenia, towarzyszące rekultywowanym obiektom tego typu. W analizowanym obiekcie pojawiają się od północnej strony składowiska. Ich likwidacja jest zadaniem miejscowych władz. Nie mniej, przy realizacji takiej inwestycji należy przewidywać powstawanie nielegalnych nagromadzeń odpadów w otoczeniu składowiska prowadzonego zgodnie z zasadami.

Ocena oddziaływania na okolicznych mieszkańców

Obecnie funkcjonowanie składowiska nie powoduje żadnych emisji akustycznych, a nawet stanowi lokalną morfologiczną barierę tłumiącą hałas napływający z przebiegającej na zachód drogi krajowej nr 801 Warszawa–Puławy. Plano-

⁴³ Polska Norma PN-89/Z-04111.02 dla powietrza nieznacznie zanieczyszczonego

wane docelowo zagospodarowanie bryły składowiska w formie „zabudowy zielenią”, oraz wykorzystanie dla celów rekreacyjnych nie będzie miało negatywnego wpływu na klimat akustyczny w tym rejonie. Ochronie przed hałasem podlegają tereny rekreacyjno-wypoczynkowe oraz zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej.

W obecnym stanie, po rekultywacji i częściowym zagospodarowaniu – wprowadzeniu na składowisko sukcesji roślinnej, przy znacznym oddaleniu zabudowy mieszkalnej od obiektu (najbliższe budynki mieszkalne znajdują się w odległości ok. 500 m od obiektu), jego negatywny wpływ na okolicznych mieszkańców jest znikomy. Przeprowadzone w kraju badania lekarskie ludności mieszkającej w pobliżu składowisk odpadów komunalnych (Kraków, Łódź, Warszawa) nie dały jednoznacznej informacji na temat ich bezpośredniego wpływu na ludzkie zdrowie. Jak wynika z przeprowadzonego wywiadu terenowego okoliczni mieszkańcy nie odczuwają negatywnego oddziaływania składowiska.

Możliwe kierunki zagospodarowania składowiska i terenów przyległych

Koncepcja zagospodarowania rekreacyjnego składowiska i okolic powinna uwzględniać wykorzystanie naturalnego potencjału okrywy roślinnej i pozostawienie możliwie dużo elementów środowiska przyrodniczego. Na korzyść rekreacyjno-wypoczynkowego zagospodarowania obiektu w przyszłości przemawiają następujące elementy:

- usytuowanie (przebiegająca obok droga krajowa i lokalne drogi dojazdowe);
- obecność zbiorników wodnych o atrakcyjnym układzie szeregowo-przepływowym;
- walory krajobrazowe – występowanie licznych kęp drzew i krzewów;
- atrakcyjne położenie w stosunku do stolicy (urozmaicone ekosystemy na stosunkowo niewielkiej przestrzeni: enklawy zieleni wysokiej, roślinności wodno-szuwarowej oraz towarzyszącej jej fauny).

Działania zmierzające do udostępnienia terenu powinny mieć na celu zwiększenie bioróżnorodności okrywy roślinnej w rejonie składowiska, a przez to stworzenie nowych siedlisk dla ptaków, ryb, płazów, gadów, drobnych bezkręgowców i innych przedstawicieli flory i fauny. Spowodowałyby to przyspieszenie procesu oczyszczania przez obrót materii i uwalnianie energii, a tym samym wzrost atrakcyjności terenu. Proponowane kierunki zmierzają do pełnego zagospodarowania terenu, które umożliwią jego wykorzystanie rekreacyjne w cyklu całorocznym. Na składowisku proponowane jest wykonanie toru saneczkowego wraz z obiektami towarzyszącymi.

5.1.3. DŁUGOSIODŁO

Lokalizacja i stan prawny

Składowisko odpadów komunalnych jest zlokalizowane we wsi Bosewo Nowe, gmina Długosiodło, powiat wyszkowski, województwo mazowieckie, na działkach stanowiących własność Urzędu Gminy (fig. 29).

Obiekt jest położony w odległości 500 m na zachód od drogi Długosiodło–Wólka Piaseczna i w odległości ok. 1000 m na zachód od zabudowań wsi Bosewo Nowe. Najbliższe zabudowania znajdują się w odległości ok. 500 m na północny zachód od składowiska i stanowią je obiekty ośrodka wypoczynkowego. W bezpośrednim sąsiedztwie składowiska od północy i wschodu znajdują się grunty orne niskiej klasy bonitacyjnej (V i IV klasy), pozostałe to tereny leśne. Składowisko znajduje się na obszarze specjalnej ochrony ptaków⁴⁴ objętym ochroną w ramach europejskiej sieci obszarów Natura 2000 – Puszcza Biała⁴⁵.

Geomorfologia i hydrografia

Gmina Długosiodło jest położona w obrębie Międzyrzecza Łomżyńskiego oraz Doliny Dolnej Narwi. Międzyrzecze Łomżyńskie stanowi wysoczyznę morenową między dolinami Narwi i Bugu, wznoszącą się na wysokość 100–120 m n.p.m. W północnej części obszaru występują moreny czołowe i kemy, otoczone najczęściej płaską i falistą wysoczyzną morenową. W południowej części rzeźba mezoregionu jest monotonna i płaska. Stanowią ją równiny sandrowe, pocięte przez liczne przepływy wód roztopowych. Po prawej stronie Bugu piaszczysta wysoczyzna polodowcowa opada stromą krawędzią (do 18 m wysoką) ku dolinie Bugu. Jej powstanie jest związane ze stadią północnomazowieckim zlodowaceń środkowopolskich. W pobliżu doliny Narwi rozciągają się wydmy śródlądowe. Południową i wschodnią część regionu zajmują bory sosnowe (m.in. Puszcza Biała między Wyszkiem a Ostrowią Mazowiecką).

Obszar, na którym znajduje się składowisko, jest mało zróżnicowany pod względem hipsometrycznym. Rzędne terenu w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu wynoszą 109,9–111,3 m n.p.m. Na powierzchni równiny występują liczne wydmy o maksymalnych wysokościach względnych dochodzących na północy, w rejonie wsi Suski Stare, do 17 m (rzędna 132,2 m n.p.m.). Monotonną rzeźbę terenu urozmaicają dolinki cieków prowadzących wody roztopowe, o przebiegu równoleżnikowym i południkowym, które obecnie są wykorzystywane przez rzeki: Wymakracz, Ostrówek, Tuchełka, oraz liczne niewielkie cieki uchodzące do Narwi lub Bugu.

⁴⁴ Dyrektywa Ptasia – 2009/147/WE z 30 listopada 2009 w sprawie ochrony dzikiego ptactwa

⁴⁵ kod PLB 140007

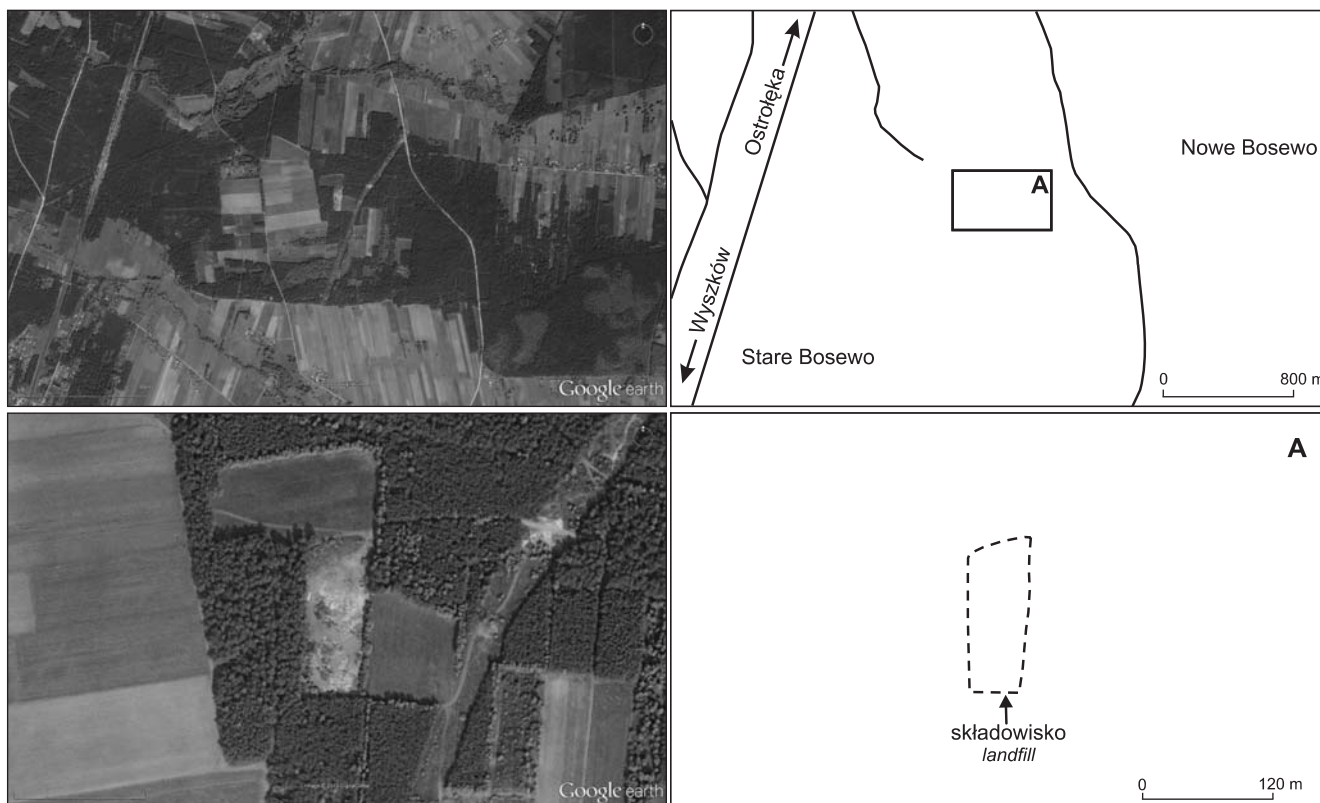


Fig. 29. Lokalizacja składowiska odpadów komunalnych w Bosewie Nowym, gmina Długosiodło (źródło mapy: Google, DigitalGlobe)

Localisation of the landfill in Bosewo Nowe, Długosiodło municipality (map data: Google, DigitalGlobe)

Warunki geologiczne i hydrogeologiczne

Na podstawie wykonanych w latach wcześniejszych wierceń i zgromadzonej dokumentacji badawczej omawianego obszaru, podłoże składowiska oraz strefy ochronnej obiektu do głębokości 8 m p.p.t. jest zbudowane z utworów czwartorzędowych. Są to utwory eoliczne występujące głównie w części północno-wschodniej i wschodniej rejonu, a także w podłożu składowiska. Miąższość ich nie przekracza 2 m. Stwierdzono także obecność glin morenowych, które występują lokalnie na powierzchni terenu, bądź płytko pod przykryciem utworów wodno-lodowcowych.

Podłoże w rejonie składowiska tworzą osady fluwioglacjalne, reprezentowane przez piaski drobnoziarniste, miejscami zaglinione. Piaski wodnolodowcowe tworzą warstwę o miąższości od 3,0 do 30,0 m. Poniżej serii sypkich utworów fluwioglacjalnych występuje kompleks spoistych utworów zastoiskowych. Osady zastoiskowe są wykształcone w postaci pyłów piaszczystych, pyłów oraz ilów. Lokalnie wśród spoistych osadów zastoiskowych znajdują się stosunkowo cienkie przewarstwienia o miąższości nieprzekraczającej 1,0 m piasków wodnolodowcowych. W podłożu omawianego terenu stwierdzono zaleganie gliny

zwałowej na głębokości poniżej 8 m. Jej miąższość waha się od 11,0 do 63,0 m.

Pierwszy poziom wód podziemnych w obrębie działki na której jest zlokalizowane składowisko występuje na głębokościach 1,8–4,4 m p.p.t. Spadek lustra wody ma kierunek północno-zachodni. Analiza głębszych struktur geologicznych w rejonie składowiska odpadów komunalnych w miejscowościach Bosewo Stare, Pecyna Nowa i Stara, Małaszki, Suski Stare i Syropiast, wykazała, że na tym obszarze występują utwory czwartorzędowe z wyodrębnionymi dwiema lub jedną warstwą wodonośną (Forst, 2006a). W przypadku występowania jednej, głównej warstwy wodonośnej, np.: w miejscowości Małaszki, Suski Stare, Syropiast jest ona oddzielona od powierzchni terenu grubą warstwą słabo przepuszczalnych glin. W pozostałych miejscowościach pierwszy poziom jest niezolowany i zasilany bezpośrednio wodami opadowymi. Druga warstwa, głębszy poziom wodonośny, jest oddzielona miąższą warstwą utworów słabo przepuszczalnych. Na tej podstawie można wnioskować, że nawet w przypadku stwierdzenia przedostawania się odcieków ze składowiska do płytkich poziomów wód podziemnych, ujmowanych studniami kopanymi, prawdopodobieństwo zanieczyszczenia głębszego poziomu wodonośnego jest niewielkie.

Warunki środowiskowe i szata roślinna

W trakcie inwentaryzacji przeprowadzonej 21.08.2009 r. stwierdzono, że w obrębie składowiska występują typowe siedliska charakterystyczne dla Boru Świeżego (Bśw). W przeważającej liczbie występuje sosna pospolita, z domieszką dębu szypułkowego, jesion wyniosły, klon jesionolistny, brzoza brodawkowata, robinia akacjowa, klon zwyczajny, wierzba iwa i biała, czeremcha amerykańska, a także: bez czarna, jałowiec pospolity, pokrzywa zwyczajna, rdest plamisty i rdest powojowy. Runo w borze stanowią borówka czarna, widłoząb miotłasty i wrzos zwyczajny.

Składowisko jest otoczone terenami leśnymi, w przeważającej części występuje tu sosna. Na powierzchni obiektu jest widoczna naturalna sukcesja roślinna z florą pionierską.

Zagospodarowanie składowiska

Składowisko odpadów komunalnych w gminie Długosiodło zajmuje powierzchnię niespełna 1 ha. Eksploatowane było od 1989 r. i nie miało uregulowanego stanu prawnego.

Dno składowiska jest wyłożone folią mającą chronić grunty podłoża i wody podziemne przed negatywnym wpływem masy składowanych odpadów. Niestety nie znaleziono informacji odnośnie jakości i parametrów tej izolacji syntetycznej. Jest to jedyny element zabezpieczający środowisko gruntowo-wodne przed oddziaływaniem tego obiektu (Forst, 2006a, b). Izolacja ta nie spełnia obecnych wymagań dotyczących budowy izolacji składowiska⁴⁶.

Teren składowiska jest częściowo ogrodzony. Od wschodu ogrodzenie jest zniszczone lub przykryte odpadami. Wierzchowina bryły odpadów jest przykryta 30 cm warstwą piasku, która nie pokrywa całkowicie i równomiernie powierzchni. Powierzchnia składowiska w większej części jest porośnięta roślinnością ruderalną, która chroni przed pyleniem. Skarpy są odsłonięte i niezabezpieczone. Na terenie składowiska znajdują się dwie altany murowane i budynek sanitarny.

Charakterystyka składowanych odpadów

Składowane były tu odpady komunalne pochodzące głównie z gospodarstw domowych i obiektów użyteczności publicznej z terenu gminy Długosiodło. Według informacji Urzędu Gminy, do końca 2005 r., kiedy to zaprzestano eksploatacji, były składowane odpady w ilości 58 Mg/rok, a w sumie zdeponowano 4858 Mg odpadów.

Na składowisku odpadów komunalnych w Bosewie Nowym złożono odpady (zgodnie z katalogiem odpadów⁴⁷) wymienione w tabeli 19.

W okresie eksploatacji składowiska gmina Długosiodło nie miała planu gospodarki odpadami oraz nie była prowa-

Tabela 19

Wykaz odpadów gromadzonych na składowisku w Bosewie Nowym

List of wastes collected in the landfill in Bosewo Nowe

Kod LoW	Grupy, podgrupy i rodzaje odpadów
17 09 04	Zmieszane odpady z budowy, remontów i demontażu inne niż wymienione w 17 09 01, 17 09 02 i 17 09 03
19 01 12	Żużle i popioły paleniskowe inne niż wymienione w 19 01 11
20 03 01	Niesegregowane (zmieszane) odpady komunalne
20 03 07	Odpady wielkogabarytowe
20 03 99	Odpady komunalne niewymienione w innych podgrupach

dzona ewidencja składowanych odpadów. Stąd udział złożonych poszczególnych rodzajów odpadów nie jest znany.

Geometria i stan składowiska

Składowisko odpadów komunalnych w Bosewie Nowym jest zlokalizowane na obszarze działek 188 i 189 gruntów wsi, zajmuje powierzchnię 0,87 ha. Powierzchnia działek ma kształt wydłużonego trapezu o bokach równoległych zgodnych z kierunkiem północnym.

Według „Pomiaru objętości i powierzchni składowiska odpadów komunalnych w m. Bosewo Nowe gm. Długosiodło” (WAWGEO, 2009), najwyżej położone punkty wierzchowiny składowiska znajdują się w południowej części – po przeciwległej stronie do bramy wjazdowej na teren obiektu. Najniższe położone punkty są w części północnej, na rzędnej ok. 110,82 m n.p.m. Największe spadki skarpy zanotowano prostopadle do południowej krawędzi składowiska i prostopadle do zachodniej i wschodniej granicy składowiska. W części zachodniej skarpy, na południe od piezometru P2 odnotowano (wizja lokalna 2 września 2009 r.) osuwisko o szerokości ok. 4 m i długości ok. 6 m.

Według pomiaru geodezyjnego (WAWGEO, 2009) pole powierzchni składowiska w granicach ogrodzenia wynosi 7922,86 m², a objętość 19 992 m³.

Zgodnie z projektem rekultywacji przedstawionym przez WAWGEO (2009), skarpy o największym nachyleniu będą przebudowane – będą miały łagodniejsze spadki, a najwyżej położone punkty składowiska w części południowej będą miały rzędną nieprzekraczającą 116 m n.p.m. Wierzchowina składowiska będzie wyrównana.

W Decyzji Wójta Gminy Długosiodło z dn. 6.08.2009 r. o środowiskowych uwarunkowaniach realizacji przedsię-

⁴⁶ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24.03.2003 r.

⁴⁷ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (DzU Nr 112, poz. 1206).

wzięcia polegającego na rekultywacji składowiska odpadów komunalnych w miejscowości Bosewo Nowe, na mocy wymienionych w niej uwarunkowań prawnych i zastosowanych procedur stwierdza się, że zlokalizowane na terenie Obszaru Natura 2000 przedsięwzięcie znajduje się w znacznej odległości od siedlisk ptaków chronionych. W związku z tym planowana inwestycja zarówno w sposób bezpośredni, jak i pośredni nie spowoduje w okresie krótko-, średnio- ani długoterminowym zjawisk wskazanych jako podstawowe zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania Obszaru Natura 2000. W czasie realizacji inwestycji nie będą emitowane zanieczyszczenia w stężeniu mogącym znacząco negatywnie wpłynąć na gatunki ptaków, dla których ustanowiono obszar Natura 2000.

Wody podziemne

Położenie zwierciadła pierwszego poziomu wód podziemnych określono na podstawie pomiarów jego głębokości w 3 piezometrach archiwalnych w 2006 r. (Forst, 2006a, b). Są to piezometry o numerach P1, P2, P3, których uzbrojenie zostało wykonane z rur metalowych ocynkowanych.

W 2009 r. wykonano piezometry oznaczone symbolami P4B i P5B, których uzbrojenie wykonano z rur z tworzywa sztucznego. Zastosowanie tego typu materiału umożliwia wiarygodne określenie zawartości metali ciężkich w wodach podziemnych.

Zwierciadło wód gruntowych znajduje się na głębokości od 4,33 do 4,78 m p.p.t. (stan na czerwiec 2006 r., Forst, 2006a) oraz na głębokości od 3,70 do 4,38 m p.p.t. (stan na 4 września 2009 r). Podłoże gruntowe w rejonie składowiska jest zbudowane z utworów przepuszczalnych. Wody z analizowanego składowiska ze znacznej jego powierzchni infiltrują bezpośrednio do wód podziemnych i spływają w kierunku zachodnim, zgodnym z głównym kierunkiem ich spływu.

Wyniki analiz wód podziemnych z piezometrów przy składowisku odpadów komunalnych w Bosewie Nowym gmina Długosiodło porównano z normami jakości wody środowiskowej dla III klasy monitoringowej (tab. 20).

Jak wynika z tabeli 20, w dwóch piezometrach (P1, P2) została przekroczona norma OWO i Zn. Najmniejszą zawartość badanych wskaźników odnotowano w piezometrach P4B i P5B, a wynika to z obojętnych względem wody materiałów uzbrojenia piezometru. Woda z nich pobrana nie wykazuje znaczących zanieczyszczeń pochodzących ze składowiska odpadów.

Jak już wspomniano (Forst, 2006a, b), izolację dna składowiska stanowi folia. Nie są znane szczegóły, co do jej jakości i trwałości oraz odporności na działanie czynników chemicznych zawartych w odciekach. Być może folia ta zatrzymuje odcieki lub odcieków jest mało i łatwo ulegają dyspersji. Zatrzymywanie odcieków może być też czasowe. Utrata szczelności izolacji syntetycznej z powodu starzenia się polimerów i oddziałujących na nie czynników może dopiero nastąpić i zwiększyć skażenie wód podziemnych.

Wody przypowierzchniowej warstwy wodonosnej nie wykazują znaczącego zanieczyszczenia. Wynika to również z tego, że na składowisku nie były składowane odpady niebezpieczne. Ilość odpadów zgromadzonych na powierzchni niespełna 1 ha jest niewielka. Nie stwierdzono niekorzystnego oddziaływania na jakość wód podziemnych w rejonie składowiska.

Lokalizacja i eksploatacja tego składowiska przyczyniła się do całkowitej degradacji wierzchniej warstwy gleby, zaburzenia stosunków wodnych oraz potencjalnego zagrożenia zanieczyszczeniem wód podziemnych. Ponadto składowisko niekorzystnie oddziałuje na krajobraz, a także nie spełnia analizowanych wyżej norm unijnych i regulacji prawa krajowego dotyczących składowisk odpadów (rozdz. 3.2), a co za tym idzie, musi zostać poddane rekultywacji.

Tabela 20

Wyniki badań monitoringu jakości wód podziemnych składowiska w Bosewie Nowym

Results of analyses of the quality of groundwaters of the landfill in Bosewo Nowe

Nr próbki (nr piezometru)	OWO [mgC/l]	Cl [mg/l]	pH	PEW [μS/cm]	Hg [μg/l]	Cu [μg/l]	Cr ⁺⁶ [μg/l]	Cd [μg/l]	Pb [μg/l]	Zn [mg/l]
P1	8,74	192,50	7,47	1393,00	<0,50	0,49	0,20	1,20	<1,00	9,16
P2	16,91	103,87	7,42	1404,00	<0,50	1,54	0,30	0,46	3,61	4,57
P3	0,87	5,67	7,93	185,10	<0,50	0,39	0,30	1,14	<1,00	0,19
P4B	0,92	20,21	7,86	246,00	<0,50	0,23	0,50	1,13	<1,00	0,04
P5B	1,24	23,93	7,72	454,00	<0,50	0,15	0,61	0,61	<1,00	0,07
Norma jakości III klasa*	10	250	6,5–9,5	2500	1,00	200	50	5,00	100	1,00

* Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU Nr 32, poz. 284)

Z powyższych badań i analiz wynika, że rekultywacja składowiska powinna być zaprojektowana i przeprowadzona tak, aby w obrębie składowanych odpadów ograniczyć do minimum powstawanie wód odciekowych. Jest to ściśle związane z ograniczeniem dopływu wód opadowych do korpusu odpadów.

5.1.4. SUCHY LAS I REJON CHEŁMA

Zakład unieszkodliwiania odpadów Suchy Las działa na potrzeby miasta Poznania. Jednym z elementów zakładu jest składowisko odpadów. Poszczególne obiekty zakładu przedstawiono na zdjęciu satelitarnym (fig. 30) i na fotografiach (fig. 31, 32).

ZUOK Suchy Las prowadzi i eksploatuje składowisko odpadów. Dobrą praktyką wydaje się być zastosowany sposób rozbudowy tego obiektu. Obok kwater zamkniętych i re-

kultywowanych znajduje się kwatera aktualnie eksploatowana – przygotowana w sąsiedztwie terenu zajmowanego przez wcześniejszą generację kwater składowiska (fig. 31). Obok eksploatowanej, jest przygotowywana nowa kwatera zgodnie z obowiązującymi zasadami. Jej budowa jest na etapie układania izolacji syntetycznej (fig. 32).

Podobne rozwiązania zastosowano przy rozbudowie składowiska odpadów komunalnych dla miasta Chełma (fig. 33). Stare składowisko eksploatowane od kilkadziesiąt lat zostało zamknięte, a obok po jego zachodniej stronie wybudowano na początku XXI wieku nową kwaterę. Dzięki temu wykorzystano istniejącą infrastrukturę konieczną w gospodarowaniu odpadami komunalnymi i nie zajęto nowych terenów, tylko te, na których zaznaczył się wpływ gospodarki odpadami komunalnymi. Trudne i specyficzne warunki eksploatacji tego składowiska wynikają z położenia w rejonie terenów prawnie chronionych – Chełmskiego Par-

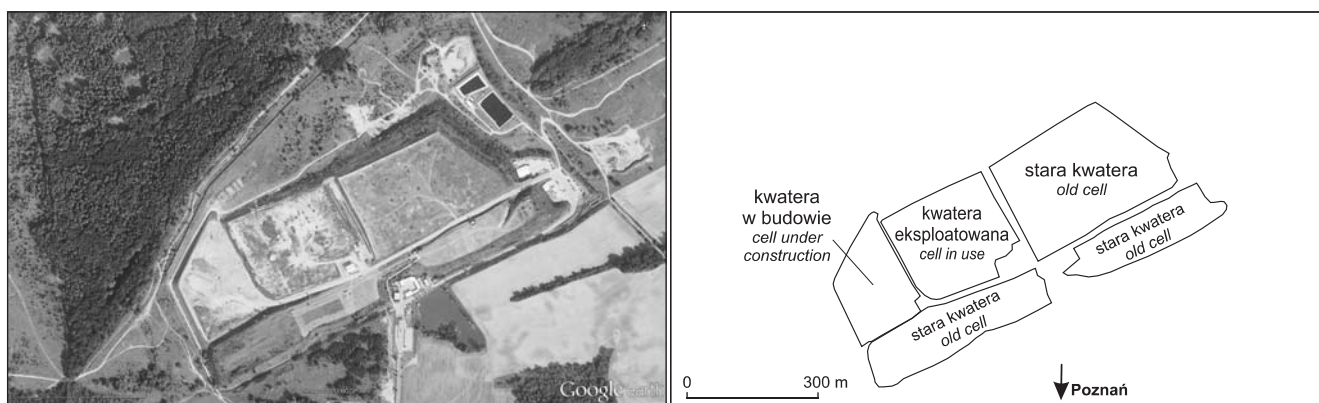


Fig. 30. Składowisko odpadów komunalnych dla Poznania w Suchym Lesie (źródło mapy: Google, MGGP Aero)

Landfill for town of Poznań in Suchy Las (map data: Google, MGGP Aero)



Fig. 31. Zrehabilitowana kwatera składowiska Suchy Las

Remediated cell of the landfill Suchy Las



Fig. 32. Kwatery składowiska Suchy Las: nowo budowana i obecnie eksploatowana

Cells of the landfill Suchy Las: newly constructed and presently used

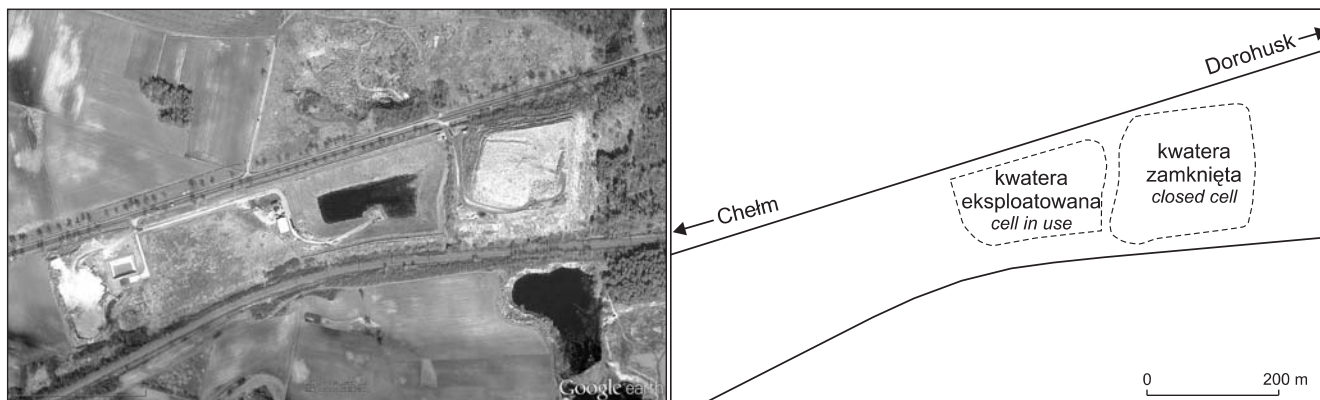


Fig. 33. Składowisko odpadów komunalnych dla miasta Chełm (źródło mapy: Google, MGGP Aero, DigitalGlobe)

Landfill for the town of Chełm (map data: Google, MGGP Aero, DigitalGlobe)

ku Krajobrazowego wraz z rezerwatami należącymi do Obszaru Natura 2000, oraz strefy sanitarnej ujęcia kredowego poziomu wód „Bariera”. Obiekt ten znajduje się w zasięgu oddziaływania leja depresji tego ujęcia wykorzystywanego na potrzeby odwadniania kopalni kredy piszącej przy „Cementowni Chełm” we wschodniej części miasta (część wody z tego ujęcia jest podawana do miejskich wodociągów). Dodatkowo podłoże tego obiektu stanowią szczelinowate utwory kredowe. Występuje w nich główny poziom wód podziemnych w tym rejonie. Stąd wynika bezpośrednie zagrożenie dla wód podziemnych ujmowanych na potrzeby zaopatrzenia mieszkańców. Z racji występowania w strefie przypowierzchniowej tego regionu skał retencyjnych dla wód, szczelinowatych i krasowiejących miejscowe władze podjęły decyzję o likwidacji 12 składowisk odpadów komunalnych w powiecie chełmskim i przeniesieniu składowanych w nich odpadów do kwatery wybudowanej zgodnie z obowiązującymi zasadami w miejscowości Srebrzyszcze na północny wschód od Chełma.

5.2. TYPY SKŁADOWISK ODPADÓW

W Polsce odpady komunalne są składowane w obiektach: przygotowanych, połowicznie przygotowanych lub modernizowanych oraz nieprzygotowanych od początku ich istnienia.

Składowiska **nieprzygotowane** to takie, których lokalizacja jest przypadkowa i początek ich funkcjonowania nie był kontrolowany. Były to tak zwane wysypiska dzikie. Najczęściej zajmowane były tereny nieużytków rolniczych czy budowlanych, tereny niedostępne z punktu widzenia morfologicznego lub zdegradowane i o niekorzystnych warunkach posadowienia budowli (tereny o wysokim poziomie wód gruntowych, w tym podmokłe i takie, gdzie występują grunty słabonośne). Skutkami dla środowiska składowania w takim obiekcie będą najczęściej:

- zanieczyszczenie wszystkich składowych środowiska, a w szczególności wód podziemnych i powierzchniowych na znacznej przestrzeni;
- niekontrolowana emisja gazów do atmosfery;
- zanieczyszczenie powierzchni otaczających terenów w wyniku przenoszenia przez wiatr lekkich frakcji odpadów i pyłów;
- nadmierny rozwój populacji ptactwa i gryzoni oraz innych organizmów w antropogenicznym ekosystemie.

Obiekty **połowicznie przygotowane** to etap przejściowy między nieprzygotowanymi a przygotowanymi. Bywa, że zlokalizowane są podobnie jak te nieprzygotowane, z elementami ochrony środowiska na różnych etapach ich funkcjonowania. Stosowano różnego typu izolacje, najczęściej syntetyczne w formie izolacji poziomej – geomembrany. Z czasem na tego typu składowiskach wprowadzano ulepszone technologie eksploatacji i dodatkowe zabezpieczenia (np. siatki do zatrzymywania roznoszonych przez wiatr lekkich frakcji) lub wyposażano w urządzenia podnoszące bezpieczeństwo dla środowiska (np. wykonywano drenaże – palczaste, rowy opaskowe, izolacje pionowe – boczne, dokonywano częściowej rekultywacji skarp, wprowadzano instalacje odgazowujące obiekt itp.).

Składowiska **przygotowane** od początku ich istnienia znajdują się lub są zaplanowane we właściwym miejscu z uwzględnieniem dotyczących ich wymagań, a także mają odpowiednią izolację poziomą i wymaganą budowę. Ponadto eksploatacja jest prowadzona w sposób uporządkowany, a obiekt jest formowany i wznoszony z zachowaniem zasad bezpieczeństwa budowli. Wymagania powodują, że obecnie prawidłowo przygotowane składowisko jest obiektem inżynierskim dobrze uzbrojonym w odpowiednią infrastrukturę i wyposażonym w nowoczesne technologie, zwłaszcza kiedy stanowi element końcowy regionalnej instalacji przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK). Charakterystyka sugeruje, że obiekty tego typu powstały niedawno lub są dopiero planowane.

5.3. MONITOROWANIE SKŁADOWISKA ODPADÓW

Integralnym elementem prowadzonego zgodnie z zasadami składowiska odpadów, niezależnie od rodzaju, jest jego monitoring lokalny. Przy tak skomplikowanym przedsięwzięciu, zawsze negatywnie oddziałującym na środowisko, konieczna jest długotrwała obserwacja jego otoczenia i samego obiektu – od powzięcia decyzji o jego realizacji do dziesiątków lat po jego zamknięciu. Gromadzenie danych i ich analiza umożliwi śledzenie zmian z uwzględnieniem miejscowych warunków i specyfiki krajobrazu. Na figurze 34 przedstawiono schemat harmonogramu organizacji i realizacji monitoringu składowiska odpadów.

I etapem jest rozpoznanie warunków środowiskowych na podstawie danych archiwalnych, baz danych, dokumentacji, itp. Obejmuje następujące fazy: analizę warunków środowiskowych, projekt badań geologicznych, opracowanie dokumentacji geologicznej. Na tym etapie powinna być dokonana wstępna ocena stanu środowiska.

II etapem jest realizacja inwestycji – opracowany jest projekt budowy. Dla środowiska jest to początek antropopresji. Przedsięwzięcie, jakim jest składowisko odpadów, wy-

maga opracowania i przeprowadzenia procedury oceny oddziaływania na środowisko, której kluczowym elementem jest prognoza oddziaływania na środowisko. Przed rozpoczęciem budowy konieczne jest opracowanie programu i organizacji oraz rozpoczęcie monitorowania środowiska w zakresie spełniania norm środowiskowych dla danego rejonu oraz ocena w jakim procencie stan środowiska wyrażony wartościami liczbowymi wskaźników zbliża się do normy w wielkości danego wskaźnika środowiskowego. Jest to moment zwrotny obserwacji, ponieważ po zamknięciu obiektu, jego rekultywacji i zagospodarowaniu, stan środowiska nie może być gorszy (wskaźniki niższe) niż na początku tego etapu. Jest to etap wielkich zmian w środowisku, począwszy od presji wywołanej budową, a następnie okresem eksploatacji obiektu, który może trwać kilka lub kilkadziesiąt lat.

III etap – zamknięcia składowiska, poprzedzony II weryfikacją programu monitoringu. Ten etap obserwacji środowiska powinien trwać do momentu kiedy nastąpi ustabilizowanie wartości wskaźników środowiska (ale nie krócej niż 30 lat) w odniesieniu do jego komponentów – wody, gruntów, powietrza, gleby, flory i fauny.

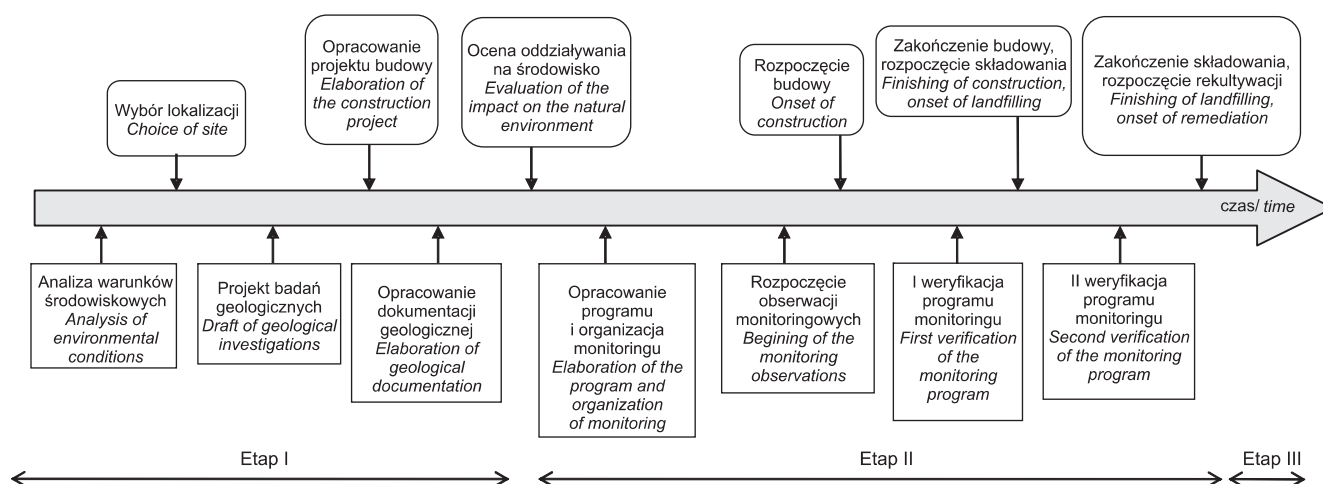


Fig. 34. Harmonogram organizacji i realizacji monitoringu wpływu składowiska odpadów na środowisko na tle procesu projektowania, budowy, eksploatacji i zamknięcia składowiska odpadów

Schedule or setting up and realization of the monitoring of the influence of a landfill on the natural environment in various stages of the landfill activity: designing, construction, usage and closure

6. BARIERY GEOLOGICZNE NA OBSZARZE POLSKI

Złoża surowców ilastych i miejsca ich wydobycia są dość równomiernie rozmieszczone na obszarze Polski (*Mapa Rozmieszczenia Złóż Surowców Ilastych w Polsce 1:1 000 000* i *Mapa surowców ilastych Polski w skali 1:500 000*). Powszecność występowania utworów ilastych, jak również ich dostępność jako podłoża i surowca typowanego do wykorzystania przy formowaniu przesłon mineralnych jest du-

żym udogodnieniem i zaletą w planowaniu lokalizacji składowisk odpadów. Jednak, żeby rozważyć taką lokalizację należy przeprowadzić analizę w skali lokalnej charakterystyki podłoża i pozostałych istotnych elementów środowiska przyrodniczego (Łuczak-Wilamowska, 1995, 1997a, b, 2002b; Drągowski, Łuczak-Wilamowska, 2005, 2007a; Rydelek, 2006; Łuczak-Wilamowska, Gąska, 2007; Majer i in.,

2007; Falkowska, 2009). Utwory spoiiste Polski są naturalną barierą geologiczną dla wszelkich negatywnych pochodnych działalności człowieka w strefie przypowierzchniowej i na powierzchni terenu w kontekście ochrony środowiska gruntowo-wodnego w ogólności, nie tylko w rozumieniu wymagań stawianych dla tychże w odniesieniu do wyboru lokalizacji składowisk odpadów.

Iły mioceńsko-plioceńskie serii poznańskiej występują na obszarze południowo-zachodniej i centralnej Polski (fig. 35). Leżą pod utworami plejstoceniowymi o różnej miąższości – od 0 do kilkudziesięciu metrów. Utwory te zróżnicowane są pod względem litofacjalnym, wykazują przy tym wyraźną cykliczność, w której wśród kompleksów ilastych występują przewarstwienia pylaste i piaszczyste. Wykazują też zróżnicowanie w składzie mineralnym frakcji ilowej, właściwościach fizyczno-mechanicznych (Rybicki, 1970, 1993 w: Rybicki, Bauer, 1997; Wyrwicki, Wiewióra, 1972, 1976; Wiewióra, Wyrwicki, 1974, 1976; Wyrwicki, 1974, 1988; Rybicki, Sajda, 1987; Rybicki, Woźniak, 1988; Kumor, 1992; Kościówko, Wyrwicki, red., 1996; Łuczak-Wilamowska, 1997a; Choma-Moryl, 2002). Miąższość ilów serii poznańskiej wynosi średnio 30–40 m, lokalnie dochodząc nawet do 140 m (Ciuk, 1970; Dyjor, 1968, 1969, 1970, 1992; Wichrowski, 1981).

Iły mioceńskie serii krakowieckiej wypełniają zapadlisko przedkarpackie w południowo-wschodniej części Polski. Największe miąższości tych utworów stwierdzono w osi zapadliska i przy nasunięciu karpackim – dochodzą one tu nawet do 3–4 km. Iły te występują pod niewielkim nadkładem utworów plejstoceniowych. Utwory te są bardzo zróżnicowane pod względem litologicznym zarówno w profilu poziomym, jak i pionowym. Z uwagi na znaczną zmienność właściwości ilów mioceńskich wydzieliła się: iły niezwierteżone, iły zwierteżone oraz bentonity i iły bentonitowe (Kaczyński, 1981, 1984, 1993).

Łączna eksploatacja ilów mioceńskich i plioceńskich stanowi ponad 50% wydobycia surowców ilastych ceramiki budowlanej, z czego połowę stanowią iły poznańskie, a drugą – iły krakowieckie (Przeniosło, 2004; Bilans..., 2012). Wyrobiska wyeksploatowanych i eksploatowanych złóż surowców ilastych na terenie kraju (fig. 35) stanowią potencjalne miejsca do składowania odpadów (Łuczak-Wilamowska, 1995, 1997a, b, 2002b, 2008; Drągowski, Łuczak-Wilamowska, 2005; Łuczak-Wilamowska, Gąska, 2007). Realizacja zagospodarowania wyrobisk na potrzeby składowania odpadów wymaga odpowiedniego postępowania – przeprowadzenia badań oraz przygotowania niecki i infrastruktury gospodarowania odpadami.

Należy zauważyć, że iły mioceńskie i plioceńskie mają znaczący udział w masie materiału nadkładowego w wielu kopalniach odkrywkowych, dlatego na figurze 35 zaznaczono również miejsca występowania ważniejszych złóż węgla brunatnego. Iły w kopalniach odkrywkowych są traktowane jako kopalina towarzysząca lub odpad górniczy, zwałowany na zwałowiskach nadkładu. Kopalnie, w których nadkładzie przeważają iły, są najlepszym źródłem zaopatrywania w materiał ilasty do formowania warstw mineralnego uszczelnie-

nia składowisk odpadów. Zaletami tworzenia przez kopalnie wtórnych złóż surowców ilastych są między innymi: dostępność, jednorodność, homogeniczność pod względem składu mineralnego, agregatowego i innych właściwości oraz niska cena. Tylko znaczna odległość takiego złoża od miejsca projektowanego składowiska i związane z tym koszty transportu, stają się barierą ekonomiczną do ich wykorzystania.

Iły septariowe oligoceńskie okolic Szczecina („szczecińskie”) występujące w północno – zachodniej Polsce (fig. 35), o miąższości dochodzącej do 60 m, są przykryte osadami plejstoceniowymi o miąższości do ok. 10 m.

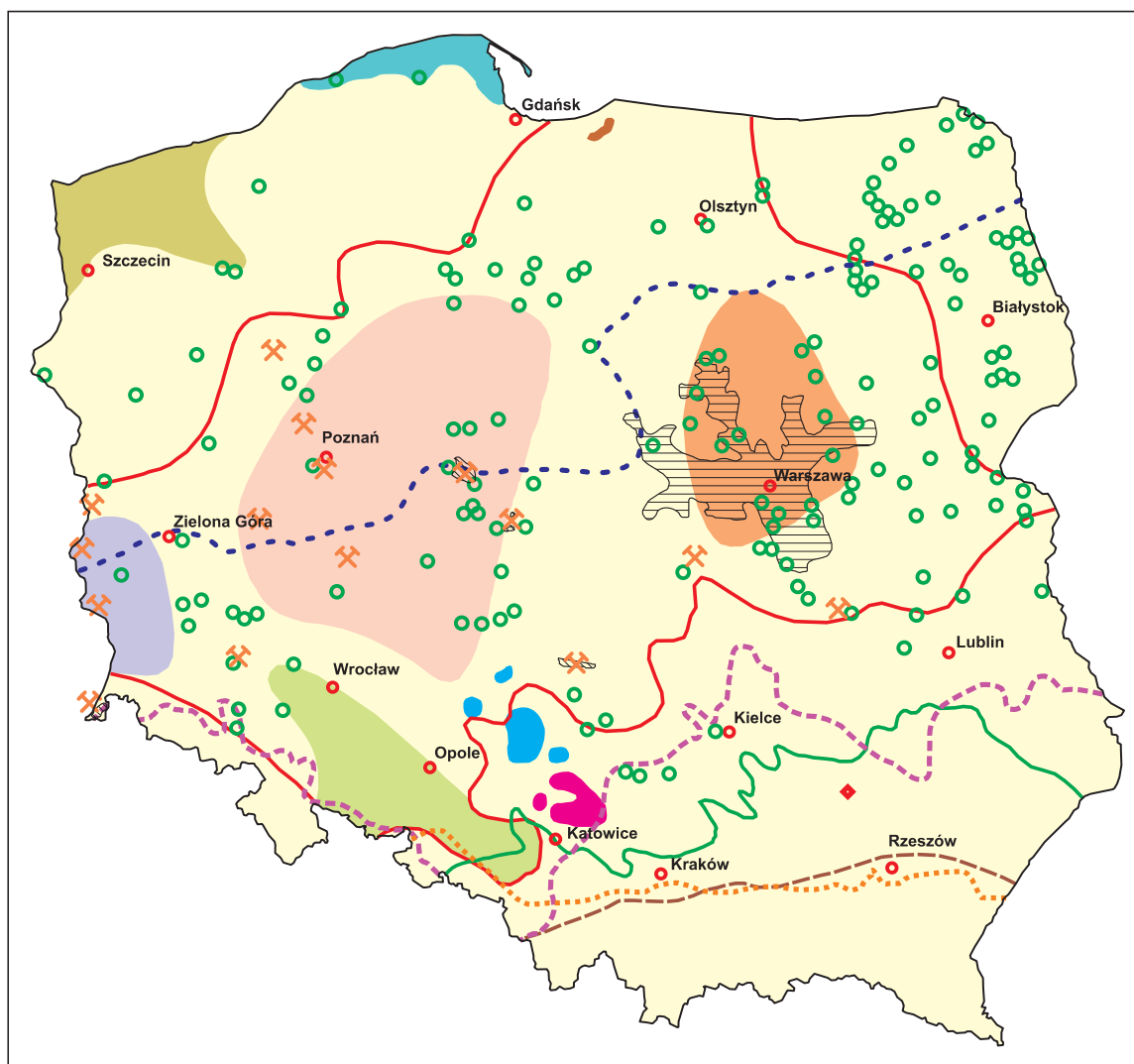
Występujące w obrzeżeniu Gór Świętokrzyskich, w rejonie Częstochowy i na Opolszczyźnie iły triasowe i jurajskie mają znaczenie jako surowce ceramiki budowlanej i stanowią ok. 20% krajowego wydobycia surowców. Miąższość tych utworów jest zróżnicowana od kilku do kilkudziesięciu metrów. Można więc brać pod uwagę przydatność surowca jako materiału mineralnego do budowy przesłon mineralnych lub wykorzystania wyrobisk po ich wyeksploatowaniu jako niecek składowisk odpadów.

Złóża ilów kredowych, permskich i karbońskich mają małe znaczenie i są eksploatowane w pojedynczych miejscach.

Materiałem przydatnym do budowy mineralnych przesłon izolacyjnych są ilaste zwietrzliny bazaltowe, które występują głównie w południowo-zachodniej Polsce (Kłapyta, 1975; Wyrwicki, Kościówko, 1996; Chomy-Moryl, 2002, 2004). Największe miąższości tych utworów zanotowano w zachodniej części Sudetów i na bloku przedsudeckim.

Na terenie Polski w strefie przypowierzchniowej powszechnie występują plejstoceniowe gliny lodowcowe, iły zastoiskowe oraz lokalnie iły morskie, które również stanowią naturalną barierę geologiczną oraz typowany materiał do budowy warstw mineralnego uszczelnienia składowisk odpadów.

Iły zastoiskowe i gliny lodowcowe występują na terenie prawie całej Polski, natomiast iły morskie interglacjału eemskiego w części północno-wschodniej. Najbardziej pospolite osady tych utworów to: iły zastoiskowe środkowej Polski, iły zastoiskowe południowego Bałtyku, iły elbląskie oraz występujące lokalnie iły zastoiskowe okresów interglacjalnych oraz powszechnie występujące gliny zwałowe wszystkich zlodowaceń. Iły zastoiskowe środkowej Polski występują głównie na powierzchni terenu, miejscami na głębokości kilku metrów. Ich średnia miąższość wynosi ok. 4 m. Iły te charakteryzują się naprzemianległym występowaniem warstw ciemnych (ilastych) i jasnych (pylastych) (Myślińska, 1964, 1967, 1974; Merta, 1978, 1986; Ptaszkiewicz, 2007). Iły zastoiskowe południowego Bałtyku występują na powierzchni, a ich miąższość jest określana na ok. 15 m. Obecnie ze złóż ilów zastoiskowych pokrywane jest ok. 25% zapotrzebowania na surowce ceramiki budowlanej. Iły elbląskie (yoldiowe) to międzylodowcowe morskie iły plejstoceniowe interglacjału eemskiego o barwie szarej i wiśniowej. Występują one w strefie krawędziowej Wysoczyzny Elbląskiej na jej zachodnich i północno-zachodnich zbo-



- | | | | |
|---|--|---|---|
|  | zasięg ilów zastoiskowych klifu południowego Bałtyku
<i>range of varved clays of the cliffs of the Southern Baltic Sea</i> |  | zasięg ilów miopliocenijskich formacji poznańskiej
<i>range of Mio-Pliocene clays of the Poznań formation</i> |
|  | zasięg ilów oligocenijskich
<i>range of Oligocene clays</i> |  | zasięg ilów miocenijskich zapadliska przedkarpackiego
<i>range of the Miocene clays of the Carpathian Foredeep</i> |
|  | zasięg ilów elbląskich (morskich)
<i>range of the Elbląskie clays (marine)</i> |  | zasięg zlodowaceń południowopolskich
<i>range of the Southern-Poland Stage</i> |
|  | obszar północno-wschodni ilów miopliocenijskich formacji poznańskiej
<i>NE area of Mio-Pliocene clays of the Poznań formation</i> |  | zasięg zlodowaceń środkowopolskich
<i>range of the Middle-Poland Stage</i> |
|  | obszar centralny ilów miopliocenijskich formacji poznańskiej
<i>central area of Mio-Pliocene clays of the Poznań formation</i> |  | zasięg zlodowacenia północnopolskiego
<i>range of the last glacial period</i> |
|  | obszar południowo-zachodni ilów miopliocenijskich formacji poznańskiej
<i>SW area of Mio-Pliocene clays of the Poznań formation</i> |  | brzeg nasunięcia Karpat
<i>margin of Carpathian overthrust</i> |
|  | obszar południowy ilów miopliocenijskich formacji poznańskiej
<i>southern area of Mio-Pliocene clays of the Poznań formation</i> |  | główne miasta
<i>major towns</i> |
|  | zasięg ilów jurajskich
<i>range of Jurassic clays</i> |  | zastoiska o powierzchni 1–30 km ²
<i>stagnant lakes with area from 1 to 30 km²</i> |
|  | zasięg ilów triasowych
<i>range of Triassic clays</i> |  | zwałowisko zewnętrzne kopalni siarki "Machów"
<i>external dump of the sulphur mine "Machów"</i> |
|  | zasięg ilów zastoiskowych środkowej Polski
<i>range of varved clays of the Middle Poland</i> |  | ważniejsze złoża węgla brunatnego
<i>major deposits of lignites</i> |
|  | duże wyrobiska po węglu brunatnym
<i>big open pits after lignite mining</i> | | |

Fig. 35. Mapa rejonizacji występowania gruntów perspektywicznych jako mineralnych barier geologicznych (Wichrowski, 1981; Biedrowski, 1986; Grabowska-Olszewska, 1988 z uzupełnieniami Łuczak-Wilamowskiej, 1997a; Majer i in., 2007)

Map of Poland with prospective regions of occurrence of soils suitable for mineral screens (Wichrowski, 1981; Biedrowski, 1986; Grabowska-Olszewska, 1988 with additions by Łuczak-Wilamowska, 1997a; Majer i in., 2007)

czach, w rejonie Nadbrzeża, Łęcza, Tolkmicka, Kadyn, Suchacza, i Zawadzia. Najczęściej występują w formie porożrywanych, nieregularnych płatów i soczew pod nakładem utworów lodowcowych lub bezpośrednio pod warstwą gleby. Miąższość ilów jest zmienna w szerokich granicach – od 3 do ponad 30 m (Olchawa, 2004).

Gliny zwałowe występują w Polsce na znacznym obszarze w zasięgu oddziaływania wszystkich zlodowaceń. Ich miąższość jest zmienna i wynosi od kilku do kilkudziesięciu metrów. Pod względem granulometrycznym gliny lodowcowe są reprezentowane przez wszystkie rodzaje gruntów spoiстых. Część tych gruntów po uzdatnieniu może być materiałem do budowy izolacji mineralnych.

Analizując warunki geologiczne na obszarze Polski pod kątem występowania w strefie przypowierzchniowej naturalnych barier geologicznych z perspektywą wyboru lokalizacji składowiska odpadów, należy prześledzić formy geomorfologiczne i ich budowę litologiczną. Można wyodrębnić obszary:

- dolin, które są wypełnione głównie gruntami sypkimi, przepuszczalnymi, o właściwościach retencyjnych dla wód i często ją retencjonują, wrażliwe na działanie zanieczyszczeń z powodu charakteru zasilania przez wody opadowe i powierzchniowe;
- strefy krawędziowe obszarów wyniesionych ze względu na możliwość występowania lub uruchomienia powierzchniowych ruchów masowych zagrażających bezpieczeństwu budowli;
- obszary o płytko lub na powierzchni występujących skałach starszego niż plejstocenijskie podłoża geologicznego.
- obszary występowania utworów spoiстых paleogeńskich, neogeńskich i czwartorzędowych – pochodzenia osadowego sedymentacji morskiej lub jeziornej oraz pochodzenia glacialnego lub zastoiskowego.

Do każdego z tych wydzieleni należy podejść racjonalnie, każde z nich wymaga zastosowania innych metod i wykorzystania odpowiednich materiałów kartograficznych oraz wiedzy geologicznej.

W analizie wstępnej wykorzystano treści zawarte na arkuszach map geologicznych i hydrogeologicznych w skali 1:50 000. Jako przeglądowe powinny być wykorzystywane mapy występowania utworów spoiстых plejstocenijskich i starszych niż plejstocenijskie.

W ocenie skał osadowych litych starszego podłoża jako geologicznych barier izolacyjnych (zostały one opisane przez Wysokińskiego, 2009), określa się przede wszystkim ich podatność na działanie przepływającej wody, jako medium wywołującego ługowanie, rozmakanie, pęcznienie, sufozję w gruntach. Druga istotna grupa cech skał tego typu odnosi się do formy i charakterystyki ich występowania w przestrzeni geologicznej. Są to:

- forma, morfologia, struktura obiektu geologicznego, układ tektoniczny w jakim się znajduje;
- występowanie stref osłabienia mechanicznego i zwiększonej podatności na odkształcenia wywołanej

występowaniem szczelin, nieciągłości, stref zróżnicowania sedymentacyjnego i diagenetycznego;

- stref zwiększonej przepuszczalności wywołanej strefowością sedymentacji, szczelinowatością, porowatością;
- przekształcenia formy i morfologii górotworu na skutek procesów wietrzenia, sufozji, krasu oraz antropopresji.

Skały lite miękkie (piaskowce ilaste, margle, iłupki, zlepieńce i piaskowce o słabo wiążącym spoiwie), charakteryzują się zwykle niską wodoprzepuszczalnością w megaskali masywu i makroskali poszczególnych próbek. Przy tym podstawowa analiza dotyczy prześledzenia profilu wietrzeniowego (Drağowski, 1979; Wysokiński, 2009), którego charakter i miąższość zależą od rodzaju skały macierzystej, warunków i formy jej występowania (geomorfologia, tektonika, hydrogeologia). Wydzielone strefy profilu wietrzeniowego powinny być scharakteryzowane konkretnymi wartościami liczbowymi cech gruntu zestawionymi w kryteriach ich przydatności jako izolacje.

W ocenie skał litych miękkich kluczowe znaczenie ma zachowanie się ich jako masywu wobec wody. Jest to uwarunkowane z jednej strony ich szczelinowatością, ale i porowatością (aktywną), a z drugiej występowaniem pęczniających minerałów ilastych. Poszczególne elementy szkieletu mineralnego w omawianych skałach są ze sobą powiązane mało odpornym spoiwem. Łatwo mogą ulegać procesom wietrzenia. Pokrywa zwietrzelinowa ma zazwyczaj dużą miąższość. Przy przepływie wody, na skutek zjawisk i procesów sufozyjnych, ulega dalszemu osłabieniu. Powstają pustki, a pod obciążeniem może dochodzić do deformacji.

Skały luźne starszego podłoża wykazują zazwyczaj dużą zmienność w pionie i poziomie. Spowodowane jest to zmiennością warunków powstawania – zmiennością facjalną i cykliczną. W strefach stropowych i przystropowych grunty te podlegały zaburzeniom i deformacjom gładitektonicznym, w skutek czego tworzą skomplikowane formy morfologiczne i strukturalne. Rejony występowania takich skał są trudne do jednoznacznego scharakteryzowania w badaniach geologiczno-inżynierskich i między innymi dlatego stają się problematyczne jako podłoża w procedurze wyboru lokalizacji składowisk odpadów.

Skały ulegające krasowieniu (wapienie, dolomity, margle, opoki, anhydryty, gips) wykazują wysoką anizotropię powstałą w wyniku procesów sedymentacyjnych i – nałożonych na nie – tektonicznych, a także łatwo ulegają ługowaniu. Stąd masywy tych skał są wykluczone jako podłoża, a także grunty do formowania warstw izolacyjnych składowisk. Obszary występowania tych skał to: rejon Krakowa, częściowo Sudety i Góry Świętokrzyskie – głównie wapienie paleozoiczne, Tatry i Górny Śląsk – triasowe wapienie i dolomity, Jura Polska i obrzeżenie Gór Świętokrzyskich – wapienie jurajskie, Lubelszczyzna – utwory kredowe, oraz paleogeńskie i neogeńskie wapienie, gipsy i sole obrzeżenia Gór Świętokrzyskich.

Grupą najliczniej reprezentującą grunty spoiste przedplejstoceńskie w Polsce są ropy i gliny różnego wieku i genezy. Są to przede wszystkim miocenoceńskie ropy serii poznańskiej, miocenoceńskie ropy i gliny serii morskiej i śródlądowej serii lignitowej z zapadliska przedkarpacciego, oligocenoceńskie ropy septariowe oraz ropy triasowe i jurajskie. Szczególne znaczenie jako bariery izolacyjne mają ropy montmoryllonitowe i bentonitowe (z glaukonitem). Te z powodu składu mineralnego mogą zapewnić całkowitą szczelność. Obszary, gdzie występują ropy (fig. 35), stanowią *in situ* najlepsze podłoże dla składowisk odpadów, jak również są naturalną izolacją dużych głównych zbiorników wód podziemnych wobec zanieczyszczeń powstających w antroposferze. Zwietrzliny tych ropy nie są tak odporne na obciążenia jak ropy niepodlegające tym procesom.

Miocenoceńskie ropy południowo-wschodniej Polski w zapadlisku przedkarpaccim (ropy krakowieckie) wraz z ropyami serii poznańskiej stanowią główne źródło pozyskiwania surowców do produkcji ceramiki budowlanej i dekoracyjnej. ropy występują pod niewielkim nadkładem utworów plejstoceńskich, stanowią też nadkład eksploatowanych odkrywkowo złóż węgla brunatnego na Niziu Polskim. Z tego powodu stanowią dostępne, potencjalny surowiec ilasty. Selektywnie eksploatowany surowiec, tworzący złoża wtórne grunty ilastych, jest łatwo dostępny, jednorodny i tańszy od wydobywanego w zakładach górniczych powołanych do eksploatacji surowców ilastych.

Potencjalne znaczenie mogą mieć ropy triasowe i jurajskie z obrzeżenia południowego Gór Świętokrzyskich i Opolszczyzny. Osiągają miąższość do kilkudziesięciu metrów. Ich udział jako surowca do produkcji ceramiki budowlanej, stanowi ok. 20%. ropy innego wieku mają mniejsze znaczenie dla pozyskiwania surowca mineralnego do formowania przesłon izolacyjnych składowisk odpadów. Nie mniej jednak należy wspomnieć o bazaltowych zwietrzelinach ilastych, których największe miąższości zanotowano w zachodniej części Sudetów i na bloku przedsudeckim (Kłapyta, Żabiński, 1991; Wyrwicki, Kościówko, 1996; Chomy-Moryl, 2002) oraz bardzo wysokiej jakości ropy międzywęglowe eksploatowane selektywnie w Kopalni Węgla Brunatnego Turossów (Nieć i in., 2004), wykorzystywane jako cenny surowiec do produkcji ceramiki szlachetnej.

W starszym podłożu występują też grunty sypkie. Ich występowanie jest uwarunkowane zmiennością facjalną i cyklicznością sedymentacji. Na terenie Polski to przede wszystkim piaski morskie oligocenu (Puławy, Szczecin) i miocenu (południowe obrzeżenie Gór Świętokrzyskich, Roztocza, zapadliska przedkarpacciego i Górnego Śląska) i śródlądowe serii lignitowej oraz piaski i żwiry preglacjalne. Do tej grupy należy zaliczyć utwory starszego pochodzenia – morskie i lądowe piaski kredowe i jurajskie i inne występujące w strefie przypowierzchniowej. Z powodu rodzaju gruntu jaki reprezentują, a co za tym idzie porowatości efektywnej i właściwości filtracyjno-retencyjnych, nie są odpowiednim podłożem rozważanych tu obiektów.

Także grunty organiczne, które z kolei charakteryzują się niską przepuszczalnością i wysoką sorpcją, ale wykazują

bardzo niską nośność. Ponadto ulegają mineralizacji, co w przewidywalnym czasie prowadzi do ubytku elementów strukturalnych gruntu, a następnie do powstawania pustek i nierównomiernego osiadania. Należy tu wymienić grunty miocenoceńskie serii burowęglowej występujące w środkowej i północnej części kraju oraz na Dolnym Śląsku, a także jurajskie obrzeżenia Gór Świętokrzyskich i Jury Polskiej. Do tej grupy należy zaliczyć utwory plejstoceńskie zawierające znaczny udział substancji organicznej, tzw. gleby kopalne występujące w postaci piasków i pyłów próchnicznych (Łuczak-Wilamowska, Wyrwicki, 2000a, b).

Utwory młodsze niż neogeoceńskie to w głównej mierze plejstoceńskie, pochodzenia glacialnego i postglacialnego. Utwory polodowcowe występują na znacznej powierzchni Polski. Są to utwory o szerokim spektrum uziarnienia zaliczane do: żwirów, piasków, glin, pyłów i ropy. Ich występowanie można prześledzić na mapach utworów czwartorzędowych, analizując chronologię ich powstawania i formy ówczesnej i współczesnej geomorfologii w jakich występują. Jest to układ mozaikowy, uformowany przez wytapiające się bryły lodu, płynące lub stojące wody wraz z nałożonymi skutkami obciążenia lodolodem w różnych fazach jego obecności na terytorium Polski poza rejonami górkimi – choć i tam występują ślady zlodowaceń w postaci form i osadów nisko schodzących lodowców górskich. W ten sposób utwory młodszej pokrywy składają się z przewarstwień grunty różnego wieku i genezy utworów glacialnych, interglacialnych i peryglacialnych o zróżnicowanych właściwościach.

W Polsce należy wyróżnić pięć stref występowania na powierzchni utworów pokrywy młodszej niż neogeoceńska:

- obszary zlodowaceń górskich w wyższych partiach Sudetów i Karpat;
- strefa pozbawiona osadów glacialnych – pozostała, większa część Sudetów i Karpat;
- obszary utworów zlodowaceń południowopolskich;
- obszary utworów zlodowaceń środkowopolskich: warty i odry;
- obszary utworów zlodowacenia północnopolskiego (wisły).

Na wyróżnione strefy po ustąpieniu pokrywy lodowej nałożyły się procesy peryglacialne, aluwialne, wietrzeniowe, sedymentacyjne (w wodach płynących i stojących, morskich, aluwia, deluwia, koluwia i pochodzenia eolicznego). Cechą charakterystyczną tych utworów jest duża zmienność w profilu pionowym (warstwowanie, laminacja) i w poziomie (zmienność facjalna, glacictonika). A zatem istotne jest prawidłowe i dokładne rozpoznanie procesów ich powstania i układu przestrzennego grunty w jakim występują.

Należy tu wyróżnić:

- grunty aluwialne (zwykle o grubszym uziarnieniu, przepuszczalne lub organiczne);
- pochodzenia jeziornego (zwykle grunty organiczne, namuły, kreda jeziorna, gytia oraz osady zastoiskowe strefy peryglacialnej);
- pochodzenia morskiego (holocenoceńskie – grunty piaszczyste, pospółkowo-piaszczyste, drobnopiaszczysto-pyłowe i organiczne);

- glacialne – zwałowe (w postaci różnego rodzaju glin) i fluwioglacjalne (głównie grunty grubookruchowe, spoiste, a także osady przemyte lub przewiane w postaci bruków oraz porwaki, ich występowanie można wiązać z geomorfologią terenu – szczególnie w krajobrazie młodoglacjalnym);
- eoliczne (głównie grunty piaszczyste, piaszczysto-pylaste i pylaste i pylasto-gliniaste, występujące w charakterystycznych formach morfologicznych – wydmachach, polach wydmowych, wypełniających obniżenia lub osady przystokowe – nagromadzenia lessów);
- zwietrzelinowe i deluwialne (koluwalne) – grunty przekształcone w wyniku procesów wietrzeniowych, rozdrobnione, rozluźnione, przetransportowane oraz przemieszane w strefach krawędziowych i zboczowych.

Iły zastoiskowe i utwory zwałowe występują prawie na całym obszarze Polski. Iły zastoiskowe w strefie przypowierzchniowej są rozpowszechnione w części centralnej, należy także wymienić iły zastoiskowe południowego Bałtyku

i iły elbląskie (iły zastoiskowe interglacjału eemskiego – międzylodowcowe, morskie, występujące pod niewielkim nakładem utworów zwałowych lub w strefach krawędziowych wysoczyzny elbląskiej). Utwory zwałowe występują w obszarze wszystkich zlodowaceń. Ich miąższość waha się w granicach od kilku do kilkudziesięciu metrów.

Budowa geologiczna złóż surowców ilastych sprzyja pozyskiwaniu ich dla celów formowania warstw izolacyjnych składowisk odpadów, a także planowaniu lokalizacji nowobudowanych składowisk odpadów. Są łatwo dostępne i w większości przypadków eksploatowane na potrzeby ceramiki budowlanej.

Dlatego też, przywołując kryteria przydatności gruntów jako mineralnych warstw izolacyjnych składowisk odpadów (rozdz. 3.1.2), przeprowadzono analizę utworów powierzchniowych i przypowierzchniowych oraz gruntów antropogenicznych występujących na terenie Polski, pod kątem ich przydatności jako podłoże lub surowiec do wykorzystania przy budowie składowisk odpadów.

7. BADANE UTWORY SPOISTE

Rozdział ten opracowano na podstawie publikacji „Zasady oceny przydatności gruntów spoistych Polski do budowy mineralnych barier izolacyjnych”, która była wynikiem tematu badawczego zrealizowanego w Instytucie Techniki Budowlanej, na zlecenie Ministerstwa Środowiska, a finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Autorami opracowania wydanego w 2007 roku są: E. Majer, B. Łuczak-Wilamowska, L. Wysockiński (red.) i A. Dragowski.

7.1. TYPOWANIE GRUNTÓW DLA SKŁADOWISK ODPADÓW

Przepisy Prawa Ochrony Środowiska oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów, nakładają obowiązek tworzenia mineralnych barier geologicznych w procesie ich budowy. W związku z tym przeprowadzona analiza gruntów spoistych Polski (fig. 36) umożliwi ocenę głównych rodzajów gruntów spoistych występujących w strefie przypowierzchniowej, eksploatowanych w kopalniach odkrywkowych lub w wyrobiskach poeksploatacyjnych pod kątem ich przydatności do budowy mineralnych barier izolacyjnych.

Oprócz kryteriów litologiczno-genetycznych, przyjęto też administracyjne kryteria wyboru złóż i wyrobisk do badań:

- średnio dwa punkty-złóża w województwie, ale w rejonach kraju o wyższym stopniu zurbanizowania wytypowano więcej punktów-złóż ze względu na potencjalne potrzeby;

- odległość w obrębie województwa – nie jest większa niż 100 kilometrów od dużych ośrodków miejskich, mogą one także służyć jako źródło materiału mineralnego na potrzeby miejscowe (powiatów i gmin).

Ponadto istotny w ocenie przydatności materiału mineralnego z punktu widzenia ekonomicznego jest charakter kopaliny, dostępność, sposób, zakres i kategoria udokumentowania, wykształcenie (jednorodność lub jej brak) oraz zasoby.

7.2. PRACE TERENOWE I BADANIA LABORATORYJNE

Celem prac terenowych w wytypowanych eksploatowanych punktach-złóżach jest rekonesans obszaru górniczego, ocena stanu wyeksploatowania surowca i możliwości dalszej eksploatacji z przeznaczeniem na formowanie mineralnych barier izolacyjnych składowisk. Pod uwagę wzięto:

- charakter kopaliny:
 - wykształcenie surowca – jego jednorodność;
 - zasoby;
 - dostępność;
- ocenę wyrobiska:
 - jego wielkości;
 - charakterystyka ścian wyrobiska;
 - procesy geodynamiczne;
 - warunki hydrogeologiczne;
- ponadto:
 - sposób udokumentowania, zakres i kategoria udokumentowania złoża;
 - stan złoża i możliwości eksploatacji surowca;
 - infrastruktura – ocena stanu dróg i możliwości transportu.



Fig. 36. Punkty badawcze na tle mapy administracyjnej Polski

Sampling points showed on the administrative map of Poland

Dokonano pomiarów, opisu i wykonano zdjęcia odkrywkowe oraz wybrano grunty reprezentatywne. Z nich pobierano próbki gruntów do badań laboratoryjnych. Próbkę te są pobrane i opisane zgodnie z zaleceniami normy PN-B-044520, tak by można było wykonać konieczne, weryfikujące materiały mineralne, badania laboratoryjne. Opróbowano złoża w kategorii A, B, C/klasa 1, 2, 3, 4, 5, np.: A/1, B/4. Liczba i wielkość próbek gruntów do badań laboratoryjnych była zależna od jednorodności gruntu w złożu. Pobrano minimum 6 próbek A/1, 6 próbek B/4 o łącznej masie 100–300 kg (tab. 21).

Wykorzystywane do budowy przesłon mineralnych grunty powinny charakteryzować się określonymi cechami

(także co do wartości liczbowych) niezbędnymi do oceny ich przydatności do projektowania i formowania przesłon mineralnych składowisk odpadów. Cechy te nazwano kryteriami przydatności. W celu oceny przydatności zweryfikowano dziewięć kryteriów przydatności gruntów do budowy przesłon mineralnych. Kryteria objęły 28 parametrów opisujących cechy gruntów (rozdz. 3.1.2).

Program badań laboratoryjnych i ich metodykę przyjęto zgodnie z opracowaniem „Zasady oceny przydatności gruntów spoistych Polski do budowy mineralnych barier izolacyjnych” (Majer i in., 2007).

Na figurze 37 zamieszczono zestawienie wyników badań jednej z 34 opracowanych „Kart informacyjnych o przydat-

Tabela 21

Zestawienie punktów poboru próbek

List of sampling points

Lp.	Województwo	Nazwa złoża	Rodzaj kopaliny	Liczba i rodzaje pobranych próbek			Grupa
				A/1	B/4 (masa)	B/4 (masa)	
1	dolnośląskie	Pogalewo	iły pstre (pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
2	dolnośląskie	KWB Turów	iły międzywęglowe (miocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
3	kujawsko-pomorskie	Fordon	iły pstre (pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
4	kujawsko-pomorskie	Papowo	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
5	lubelskie	Buśno	gliny polessowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	4
6	lubelskie	Płouszowice	lessy (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	4
7	lubuskie	Mirostowice Dolne S	iły pstre (pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
8	lubuskie	Murzynowo	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
9	łódzkie	Bełchatów	iły (pliocen)/ grunty ilaste antropogeniczne na zwałowisku (rec)	–	–	6 (50 kg)	1
10	łódzkie	Natolin I	gлина zwałowa (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	4
11	małopolskie	Biegonice-Dąbrówka	iły (pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
12	małopolskie	Zesławice	iły krakowieckie (miocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
13	mazowieckie	Dobre	iły mioplioceniśkie (miocen–pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
14	mazowieckie	Mszczonów	iły mioplioceniśkie (miocen–pliocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
15	mazowieckie	Marki	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
16	opolskie	Faustianka	iły (baton)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	5
17	opolskie	Komprachcice	iły (miocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
18	podkarpackie	Hadykówka	iły krakowieckie (miocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
19	podkarpackie	Siedleszczany	grunty ilaste antropogeniczne na zwałowisku (rec)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
20	podlaskie	Lewkowo Stare	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
21	podlaskie	Złotoria	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
22	pomorskie	Gniew	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
23	pomorskie	Lębork	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
24	śląskie	Kaniów	iły (miocen)	–	–	6 (50 kg)	2
25	śląskie	Miasteczko Śląskie	iły kajpru (trias dolny)	–	–	6 (50 kg)	5
26	śląskie	Mysłów	iły (jura)	–	–	6 (50 kg)	5
27	świętokrzyskie	Odonów	iły krakowieckie (miocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	2
28	świętokrzyskie	Pałęgi	iły pstrego piaskowca (trias dolny)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	5
29	warmińsko-mazurskie	Łajsy	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
30	warmińsko-mazurskie	Pisanica	iły zastoiskowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
31	wielkopolskie	Iwno	iły warwowe (plejstocen))	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
32	wielkopolskie	KWB Konin	grunty ilaste antropogeniczne na zwałowisku (rec)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	1
33	zachodniopomorskie	Pieńkowo	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3
34	zachodniopomorskie	Złocieniec	iły warwowe (plejstocen)	3	3 (2 kg)	3 (35 kg)	3

ności surowca mineralnego do uszczelnienia składowiska odpadów”. Składa się ona z dwóch głównych części:

- dotyczącej lokalizacji, aspektów formalno-prawnych eksploatacji oraz opisu złoża i odkrywki przydatnych do oceny jakości i ilości surowca jak również do oceny wyrobiska jako miejsca lokalizacji składowiska odpadów (Majer i in., 2007);
- dotyczącej jakości surowca, opracowana na podstawie wyników badań laboratoryjnych i obliczeń parametrów niezbędnych i przydatnych do projektowania

warstw mineralnego uszczelnienia składowisk odpadów (fig. 37).

Zakres i metodykę badań gruntu w laboratorium zestawiono w tabeli 22.

Szczegółowy opis metod badań i sposób oceny przydatności gruntu do budowy mineralnych barier izolacyjnych przedstawiono w rozdziale „Wytyczne badań i dokonywania ocen przydatności gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych” cytowanego już opracowania (patrz Majer i in., 2007).

Tabela 22

Zalecane metody i częstotliwość badań kontrolnych w laboratorium

Recommended methods and frequency of laboratory tests

Lp.	Parametr	Metoda badania	Częstotliwość badań
1	Analiza makroskopowa	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
2	Skład granulometryczny	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
3	Skład mineralny	analiza termiczna (Wyrwicki, Kościówko, 1996)	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
4	Zawartość węgla wapnia	Myślińska (2006)	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
5	Zawartość części organicznych	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
6	Wilgotność naturalna	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
7	Gęstość właściwa szkieletu gruntowego	PN-B-04481:1988	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
8	Gęstość objętościowa gruntu	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
9	Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
10	Porowatość i wskaźnik porowatości	wartości pochodne	5 obliczeń na jeden rodzaj gruntu
11	Badanie zagęszczenia w aparacie Proctora (wilgotność optymalna i maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego)	PN-B-04481:1988	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
12	Granice konsystencji *	PN-B-04481:1988	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
13	Stopień plastyczności, wskaźnik plastyczności, wskaźnik skurczalności, aktywność wg Skemptona	wartości pochodne	5 obliczeń na jeden rodzaj gruntu
14	Skurcz liniowy **	BS 1377: Part 2: 1990, p.6	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
15	Szybkość rozmakania	Myślińska (2006)	5 próbek na jeden rodzaj gruntu
16	Ciśnienie pęcznienia i/lub wskaźnik pęcznienia	PN-B-04481:1988 lub Myślińska (2006)	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
17	Powierzchnia właściwa i pojemność sorpcyjna	PN-B-04481:1988	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
18	Współczynnik dyfuzji	metody podane w opracowaniu Sharma i Sangeeta (1994)	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
19	Współczynnik filtracji	[Instrukcja ITB 339/2003] minimum 2 metody	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
20	Moduł ściśliwości	PN-B-04481:1988 lub [Instrukcja ITB 288]	3 próbki na jeden rodzaj gruntu
21	Wytrzymałość na ścinanie i/lub kąt tarcia wewnętrznego i spójność	PN-B-04481:19881	5 próbek na jeden rodzaj gruntu i/lub 1 seria po 3 próbki na jeden rodzaj gruntu

* – granica skurczalności może być obliczana, ** – jeśli nie wyznaczyliśmy granicy skurczalności

* – shrinkage limit can be calculated, ** – if shrinkage limit was not determined

7.3. OCENA PRZYDATNOŚCI GRUNTÓW DO BUDOWY MINERALNYCH BARIER IZOLACYJNYCH

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów, podaje jedynie minimalne graniczne wartości współczynnika filtracji i miąższości przesłon mineralnych. Literatura przedmiotu (Helios-Rybicka, 1984; Kyzioł, 1994; Łuczak-Wilamowska, 2002a, b, 2003; Drągowski, Łuczak-Wilamowska, 2005; Ptaszkiewicz, 2007) wskazuje na konieczność określenia też innych właściwości gruntu. Wartość współczynnika filtracji jest warunkiem koniecznym, ale niewystarczającym do oceny przydatności gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych. W warunkach funkcjonowania składowiska w przesłonie mineralnej zachodzą też inne procesy, poza procesem filtracji, które mogą dominować i mają udział w minimalizowaniu negatywnych skutków oddziaływania obiektu na środowisko. Z tego powodu do oceny przydatności gruntów do budowy mineralnych barier izola-

cyjnych konieczne jest określenie ich wartości i dokonanie oceny wobec kryteriów przydatności jako barier izolacyjnych oraz określenie innych właściwości przydatnych i koniecznych do projektowania i wbudowywania poszczególnych elementów obiektu⁴⁸.

7.3.1. OCENA BADANYCH GRUNTÓW WEDŁUG KRYTERIÓW ICH PRZYDATNOŚCI DO BUDOWY MINERALNYCH IZOLACJI SKŁADOWISK ODPADÓW

W ocenie przydatności wytypowanych surowców zweryfikowano 9 kryteriów przydatności gruntów do budowy przesłon mineralnych. Kryteria objęły 28 parametrów opisujących cechy gruntów.

1. Kryterium granulometryczne. Jest jednym z najważniejszych kryteriów, które są wskazane do oceny przydatności gruntu. Na trójkącie Fereta dokonano projekcji punktów określających skład ziarnowy badanych gruntów, a także ich położenie w wyznaczonych obszarach gruntów przydatnych do budowy przesłon mineralnych (fig. 38). Prawie wszystkie wytypowane grunty spełniają to kryterium.

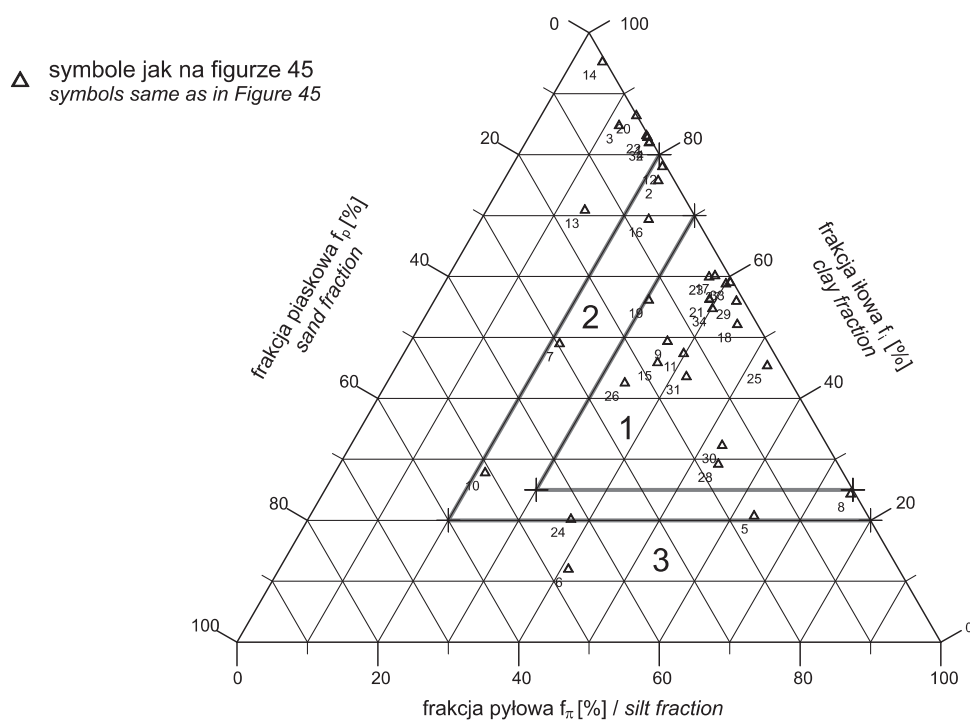


Fig. 38. Rozkład badanych gruntów w obszarach przydatności gruntów do budowy przesłon mineralnych

1 – bardzo przydatne, 2 – przydatne, 3 – nieprzydatne bez uzdatnienia

Distribution of studied soils projected within the areas of suitability for construction of mineral sealing

1 – very suitable, 2 – suitable, 3 – not suitable without conditioning

⁴⁸ Skład granulometryczny, gęstość właściwa, gęstość objętościowa gruntu i szkieletu gruntowego, maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego i wilgotność optymalna, wilgotność naturalna, granice konsystencji (granica skurczalności, granica płynności, granica plastyczności), wskaźnik plastyczności, aktywność wg Skemptona, szybkość rozmakania, zawartość węglanów, zawartość części organicznych, całkowita powierzchnia właściwa, pojemność sorpcyjna, współczynnik dyfuzji, współczynnik filtracji, moduł ściśliwości, wytrzymałość na ścinanie, kąt tarcia wewnętrzny, spójność, ciśnienie pęcznienia i wskaźnik pęcznienia.

2. Kryterium mineralogiczne. Nie można odrzucić gruntu z uwagi na nieodpowiedni skład mineralny, ponieważ grunt z natury jest mieszaniną minerałów (polimineralny). Rodzaj minerałów ilastych jest istotny ze względu na odporność chemiczną i wielkość sorpcji, a także przy ocenie reakcji odciek–grunt. A zatem kryterium to będzie miało znaczenie dla założeń projektowych przesłon wieloskładnikowych. Zakłada ono konieczność indywidualnej oceny udziału poszczególnych minerałów ilastych i ich akceptacji lub nie. Zakłada jednocześnie, że ilość minerałów ilastych nie powinna być niższa niż 20%. W ramach badań składu mineralnego konieczne jest określenie zawartości w gruncie węglanów i substancji organicznej, których ilość nie powinna być większa niż 15% CaCO_3 oraz 5% części organicznych.

3. Kryterium formowania. Jest rozumiane jako kryterium technologiczne. Wydzielono tu dwa elementy: wyznaczenie wilgotności formowania oraz stanu gruntu, który jej odpowiada. Zaproponowano (Majer, 2005) przełożenie w_{opt} na stan gruntu, który w warunkach budowy można łatwo kontrolować np.: metodą walczkowania. W tym celu wy-

znaczono obszar optymalnych wartości wilgotności formowania i optymalnego stopnia plastyczności. Na figurze 39 przedstawiono zależność w_{opt} od ρ_{ds} oraz zależność $1,20 \cdot w_{\text{opt}}$ od ρ_{ds} . Wyznaczono dwie proste, równoległe względem siebie, oddalone o 5% ρ_{ds} , które wyznaczają przedział wilgotności formowania. Przedział ten ustalono na $w_{\text{opt}} \leq w_f \leq 1,20 \cdot w_{\text{opt}}$.

Zależność w_{opt} od I_L oraz zależność $1,20 \cdot w_{\text{opt}}$ od I_L wyznaczają proste na wykresie (fig. 40), które odpowiadają przedziałowi wilgotności formowania i wyznaczają przedział optymalnego stopnia plastyczności. Przedział ten ustalono na $-0,1 \leq I_L \leq 0,1$.

4. Kryterium plastyczności. Wydzielono dwa obszary gruntów, oceniając ich przydatność ze względu na wskaźnik plastyczności i wilgotność granicy płynności. Granice obszaru gruntów przydatnych wyznacza wskaźnik plastyczności w zakresie od 15 do 70 % oraz linia A (fig. 41).

5. Kryterium deformacyjne gruntu. Kryterium to może być scharakteryzowane za pomocą kilku parametrów – skurcz liniowy, aktywność wg Skemptona, szybkość rozma-

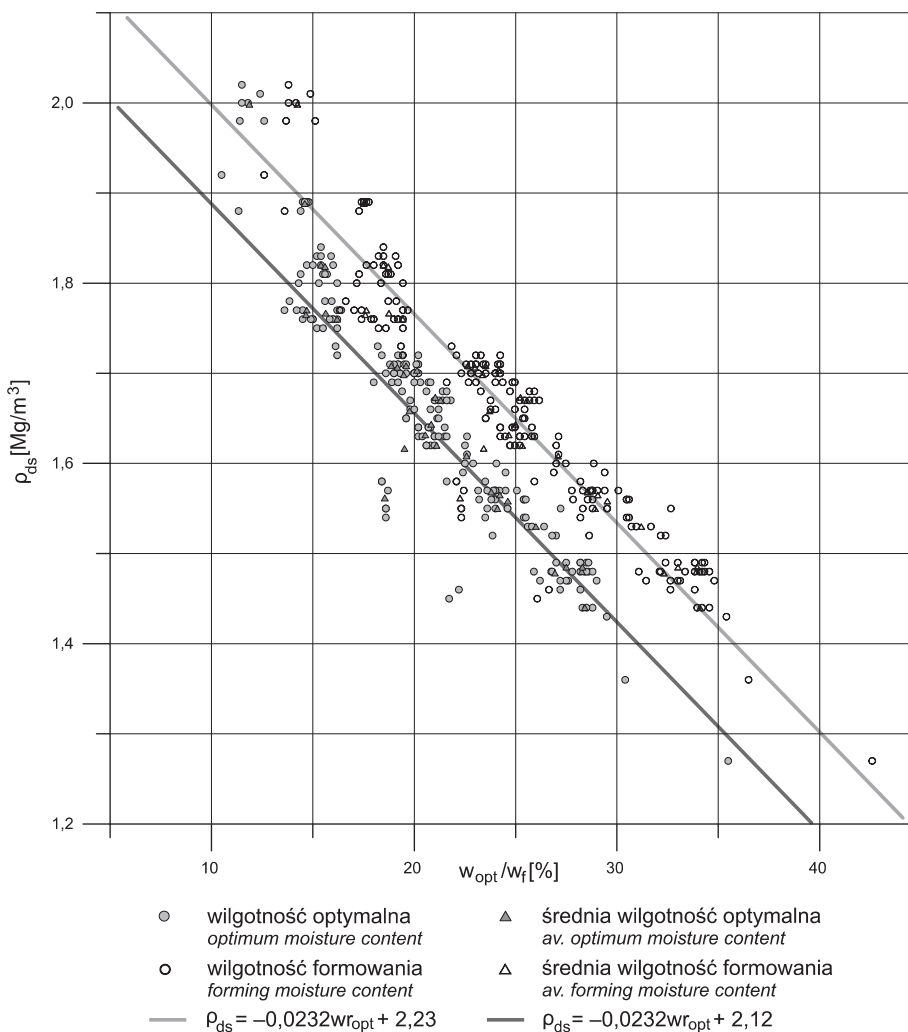


Fig. 39. Rozkład badanych gruntów w przedziale wilgotności formowania w_f

Distribution of tested soils within the range of forming moisture

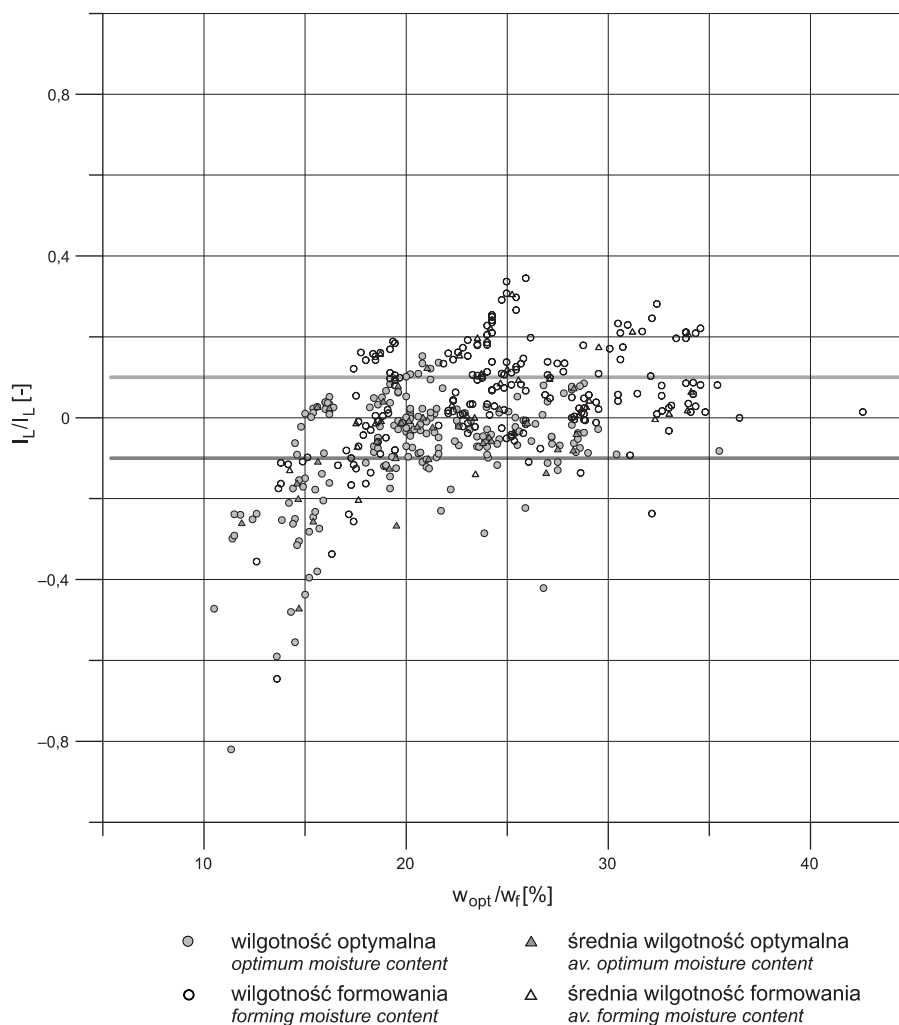


Fig. 40. Rozkład badanych gruntów w przedziale optymalnych wartości stopnia plastyczności I_L

Distribution of tested soils within the range of optimal values of liquidity index

kania, ciśnienie pęcznienia i wskaźnik pęcznienia. Nomoogram do określania aktywności gruntu (fig. 42) zawiera projekcje charakterystyk badanych gruntów. Wartość aktywności koloidalnej świadczy o zdolności gruntu do wiązania wody. Wartość ta powinna być większa od 0,4.

Istotne parametry to skurcz liniowy oraz ciśnienie i wskaźnik pęcznienia. Grunty przydatne do izolowania powinny wykazywać minimalne wartości tych parametrów:

- skurcz liniowy $L_S \leq 16\%$
- ciśnienie pęcznienia $P_C = 5 \text{ kPa}$
- wskaźnik pęcznienia $E_P = 4\%$.

Ocenę właściwości deformacyjnych gruntów wraz z wydzielonymi obszarami gruntów przydatnych do budowy przesłon mineralnych pokazano na figurze 43.

Ocena przydatności powinna odnosić się do gruntu jako materiału hydroizolacyjnego, z którego będzie zbudowana przesłona o miąższości L i powierzchni A. Na potrzeby tej oceny posłużono się metodą waloryzacji gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych w odniesieniu do wybranych cech fizycznych gruntu.

Waloryzacji dokonano na podstawie poniższych parametrów:

- zawartość frakcji iłowej,
- zawartość frakcji piaskowej,
- wskaźnik plastyczności,
- granica płynności,
- skurcz liniowy,
- zawartość części organicznych,
- zawartość węgla wapnia,
- zawartość frakcji żwirowej.

Kryteria przydatności otrzymały rangę w punktach od 2 do 10. Klasom przydatności przypisano punkty 0, 1 lub 2. Przedziały wartości kryteriów przydatności odniesiono do 3 klas przydatności.

Waloryzacja przydatności gruntu do ich oceny polega na przyporządkowaniu punktów wartościom parametrów otrzymanych z badań laboratoryjnych i przydzielenie do odpowiedniej klasy przydatności.

Określenie przydatności według tej waloryzacji wymaga odczytania z tabeli 23 punktów rangowych poszczególnych

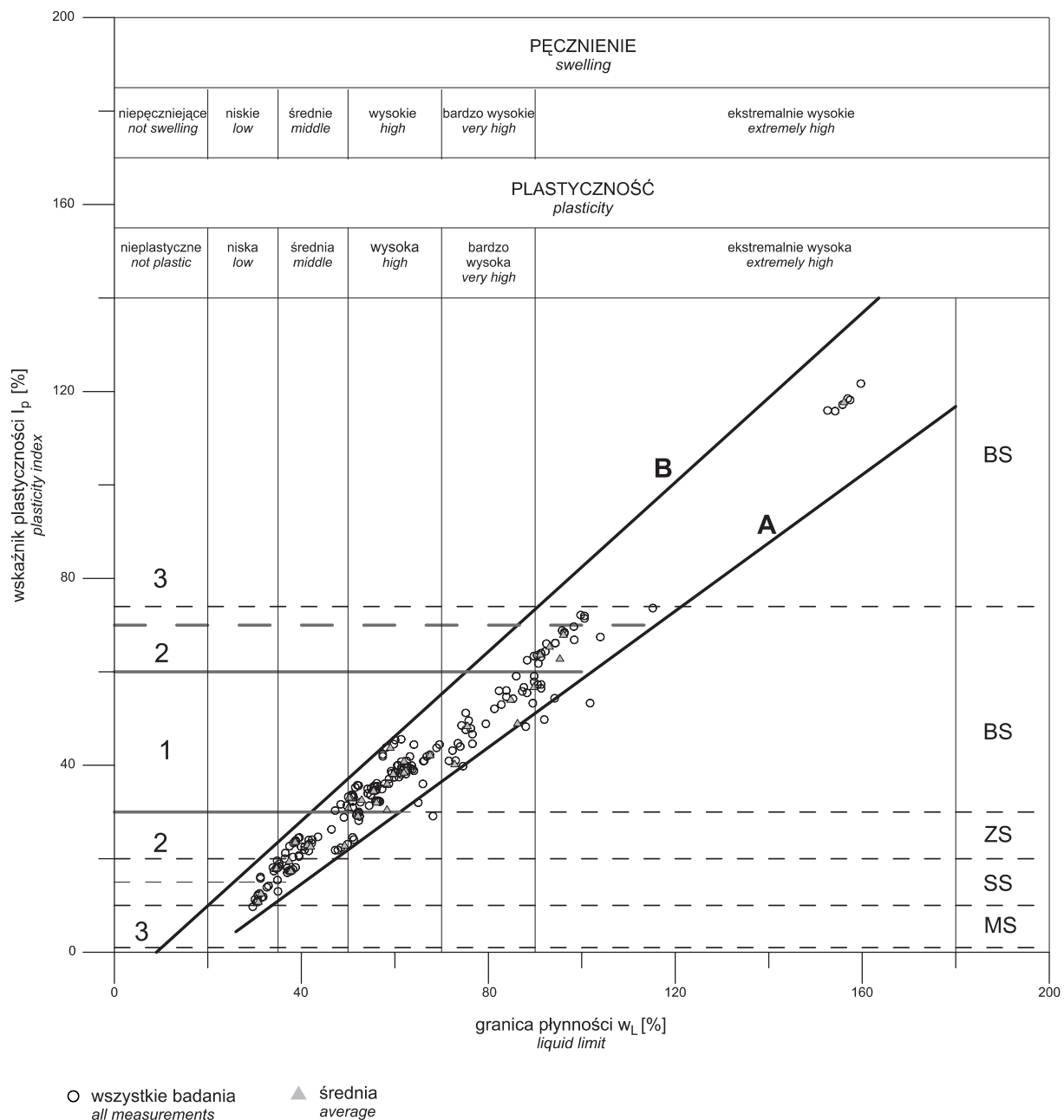


Fig. 41. Badane grunty na nomogramie plastyczności z zaznaczonym obszarem przydatności gruntów stosowanych do budowy przesłon mineralnych

1 – bardzo przydatne, 2 – przydatne, 3 – nieprzydatne bez uzdatnienia

Tested soils in the plasticity chart with the marked area of suitability of soils applied for constructing of mineral sealing
 1 – very suitable, 2 – suitable, 3 – not suitable without conditioning

parametrów oraz punktów odpowiedniej klasy kryterium przydatności i wymnożenie ich, a następnie zsumowanie iloczynów. Przydatność gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych określono wzorem:

$$P = \sum a_i \cdot x_i$$

gdzie:

- a – ranga kryterium przydatności
- x – klasa przydatności
- i – kryterium przydatności.

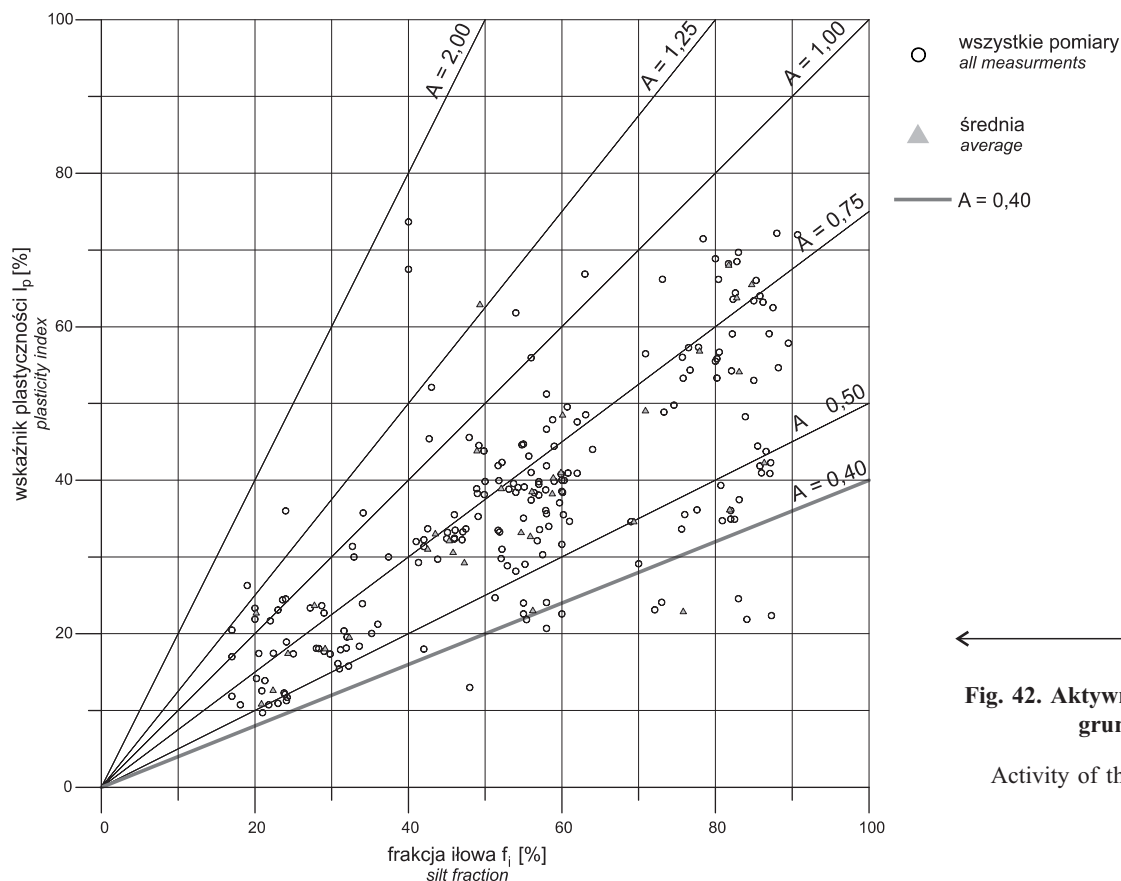


Fig. 42. Aktywności badanych gruntów

Activity of the tested soils

Tabela 23

Klasy przydatności gruntów z rankingiem rang kryterium przydatności

Classes of suitability of soils with the importance criterion of suitability

Lp.	Kryterium przydatności	Jednostka	Ranga A	Klasy przydatności i odpowiadająca im punktacja xi*		
				III	II	I
1	Zawartość frakcji ilowej	%		< 20 ; >80	20–26 ; 71–80	25–70
	f_i	pkt.	10	0	1	2
2	Zawartość frakcji piaskowej	%		>60	0–9 ; 46–60	10–45
	f_p	pkt.	10	0	1	2
3	Wskaźnik plastyczności	%		0–15 ; >70	15–30 ; 60–70	30–60
	I_p	pkt.	8	0	1	2
4	Granica płynności	%		<30 ; >120	30–40 ; 100–120	40–100
	w_L	pkt.	6	0	1	2
5	Skurcz liniowy	%		<4 ; >16	4–8 ; 15–16	9–14
	L_s	pkt.	6	0	1	2
6	Zawartość części organicznych	%		>10	5–10	<5
	I_{om}	pkt.	4	0	1	2
7	Zawartość węgla wapnia	%		>20	10–20	<10
	$CaCO_3$	pkt.	4	0	1	2
8	Zawartość frakcji żwirowej	%		>10	5–10	<5
	f_z	pkt.	2	0	1	2

* i – kryterium przydatności

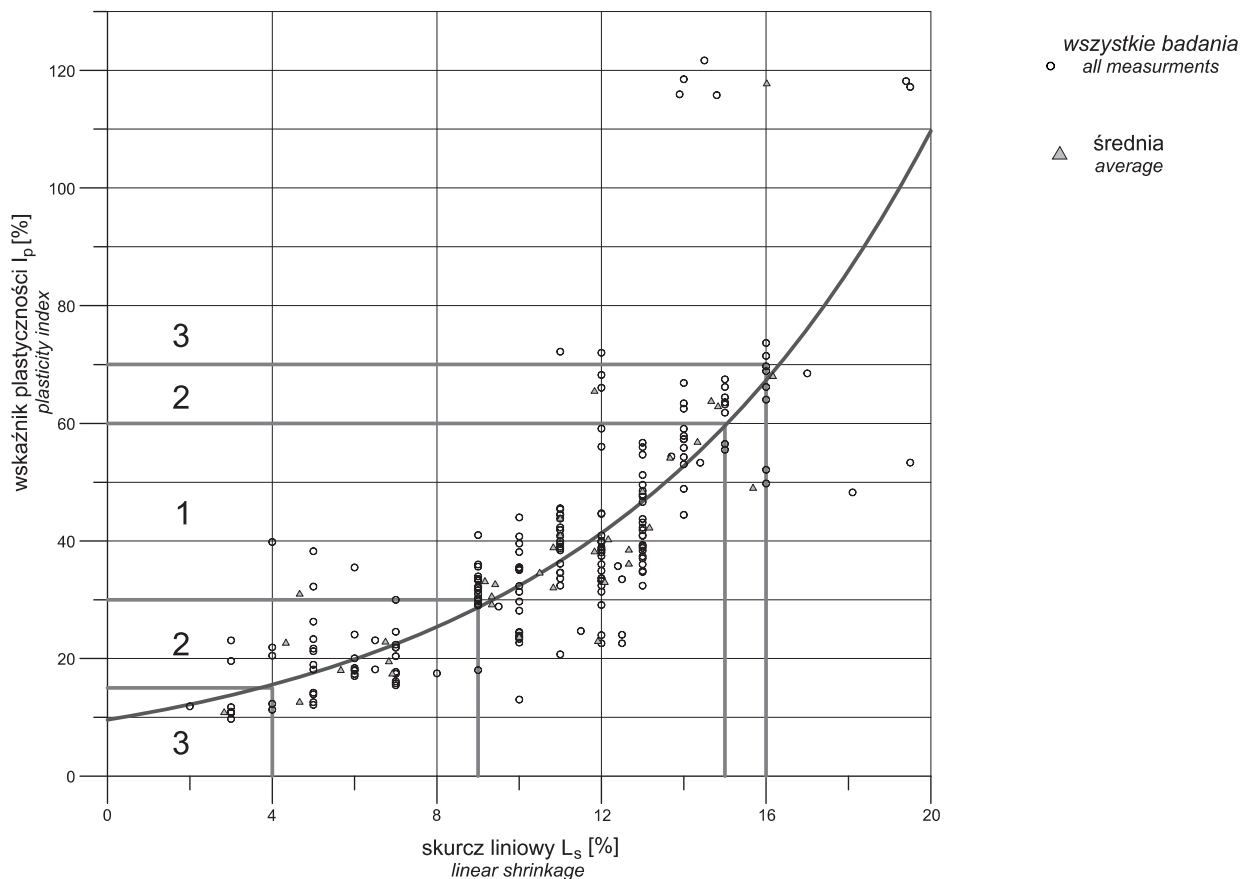


Fig. 43. Rozkład badanych gruntów na nomogramie oceny właściwości deformacyjnych gruntu

1 – bardzo przydatne, 2 – przydatne, 3 – nieprzydatne bez uzdatnienia

Distribution of the tested soils on the nomogram for evaluation of deformational properties of soils

1 – very suitable, 2 – suitable, 3 – not suitable without conditioning

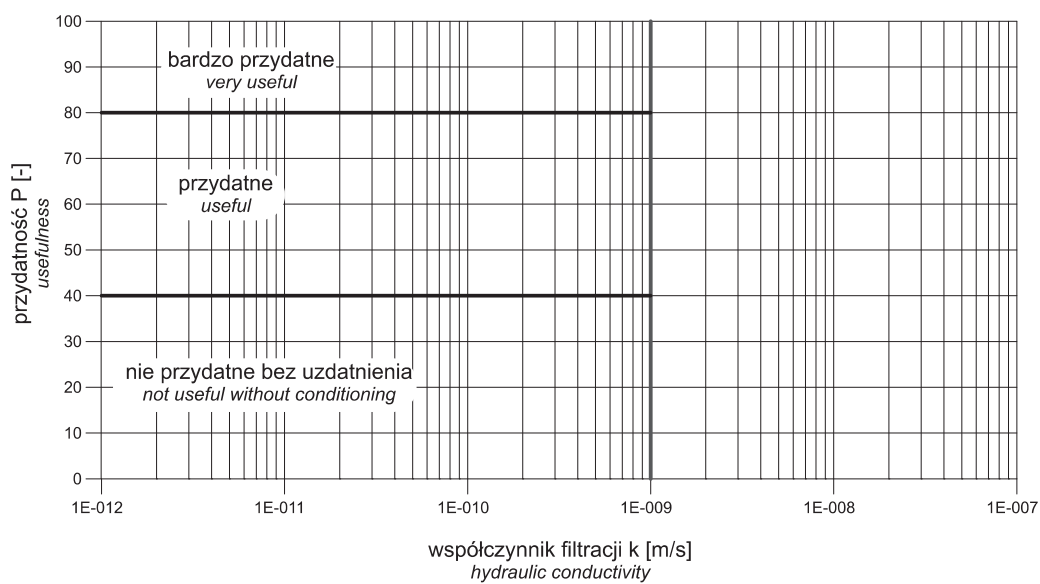


Fig. 44. Nomogram do oceny przydatności gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych składowisk odpadów

Nomogram for evaluation of suitability of soils for construction of mineral sealing of landfills

Tabela 24

Zestawienie wyników badań gruntów w odniesieniu do wymaganych wartości kryteriów przydatności wraz z oceną przydatności

Results of tests of soils compared to the required values of the criteria of suitability together with the estimate of suitability

Lp.	Parametr określający kryterium przydatności	Jednostka	Wymagana wartość	1		2		3		4		5		6		7		8		9	
				Pogalewo	KWB Turów	Fordon	Papowo	Buśno	Płostzowice	Mirostowice Dolne S	Murzynowo	Belchatów									
1	Zawartość frakcji ilowej	%	≥20	83	76	85	82	22	21	49	24	49	49								
2	Zawartość frakcji drobnych (suma frakcji pyłowej i ilowej)	%	≥60	100	98	97	100	90	93	70	99	86	86								
3	Zawartość frakcji żwirowej	%	≤10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0								
4	Zawartość minerałów ilastych	% wag.	≥20	66,70	87,70	76,92	50,00	66,66	25,00	68,57	74,67	59,74	59,74								
5	Zawartość węgla wapnia	%	≤15	0,00	0,05	0,41	12,30	0,00	5,13	0,00	19,40	0,96	0,96								
6	Zawartość części organicznych	%	≤5	0,00	0,19	0,00	0,00	0,35	0,73	0,43	0,03	0,38	0,38								
7	Stopień plastyczności przy wilgotności formowania	-	od -0,1 do 0,1	od -0,01 do 0,06	od 0,14 do 0,28	od -0,05 do -0,02	od 0,02 do 0,20	od -0,07 do 0,02	od -0,34 do -0,09	od 0,08 do 0,11	od 0,19 do 0,25	od -0,06 do 0,10	od -0,06 do 0,10								
8	Granica plastyczności	%	25-45	27,17	26,29	27,72	22,14	18,65	19,85	15,12	20,26	32,34	32,34								
9	Granica płynności	%	40-115	91,06	49,26	93,15	58,37	31,36	30,80	59,03	37,77	93,32	93,32								
10	Wskaźnik plastyczności	%	15-70	63,88	22,97	65,59	36,23	12,72	10,95	43,91	17,52	62,98	62,98								
11	Skurez liniowy	%	≤17	15	7	12	13	5	3	11	7	17	17								
12	Aktywność wg Skemptona	-	≥0,4	0,78	0,31	0,77	0,44	0,57	0,53	0,90	0,75	1,32	1,32								
13	Szybkość rozmakania	min, h	>48h	>48h	17-48min	3-28min	>48h	2min-1h34min	34s-6min	>48h	35min-24h	>48h	>48h								
14	Cięśnienie pęcznienia	kPa	≥5	50,00	10,42	62,50	6,25	6,25	6,25	43,75	10,42	108,33	108,33								
15	Wskaźnik pęcznienia	%	≥4	13,81	17,20	15,72	1,34	6,31	41,39	13,55	2,77	16,55	16,55								
16	Pojemność sorpcyjna	g/100g	dowolna	8	4	10	5	4	2	8	3	24	24								
17	Powierzchnia właściwa	m ² /g	dowolna	174	78	203	103	80	47	164	60	499	499								
18	Współczynnik dyfuzji	m ² /s	≤10 ⁻⁹	4,2E-12	3,9E-11	7,2E-11	5,5E-11	1,4E-11	7,5E-10	4,4E-11	6,7E-11	6,5E-11	6,5E-11								
19	Współczynnik filtracji	m/s	≤10 ⁻⁹	2,9E-10	1,9E-10	2,3E-10	2,0E-11	1,1E-10	7,7E-10	1,4E-10	2,2E-10	1,4E-10	1,4E-10								
20	Moduł ścisłości	MPa	≥5	20	19	18	22	27	39	18	25	29	29								
21	Wytrzymałość na ścinanie	kPa	≥40	61	40	78	64	87	42	93	98	65	65								
22	Przydatność	pkt	BP ≥ 80 40 ≤ P < 80 40 > NIP	56	66	62	66	62	36	100	56	86	86								

Tabela 24 cd.

Lp.	Parametr określający kryterium przydatności	Jednostka	Wymagana wartość	10		11	12	13	14	15	16	17
				Natolin I	Biegonice Dąbrówka							
1	Zawartość frakcji ilowej	%	≥20	28	47	78	71	95	46	69	60	
2	Zawartość frakcji drobnych (suma frakcji pyłowej i ilowej)	%	≥60	49	87	99	85	99	83	93	98	
3	Zawartość frakcji żwirowej	%	≤10	1	0	0	0	0	0	0	0	
4	Zawartość minerałów ilastych	% wag.	≥20	55,20	34,29	50,00	80,10	73,50	10,40	55,00	63,16	
5	Zawartość węgla wapnia	%	≤15	0,00	0,00	5,09	0,00	0,00	0,57	0,00	25,00	
6	Zawartość części organicznych	%	≤5	0,31	0,29	1,16	0,47	0,75	0,57	0,52	0,11	
7	Stopień plastyczności przy wilgotności formowania	-	od -0,1 do 0,1	od 0,14 do 0,18	od -0,04 do 0,03	od -0,03 do 0,06			od -0,65 do 0,02	od 0,10 do 0,15	od -0,01 do 0,11	
8	Granica plastyczności	%	25-45	14,95	22,83	32,83	37,13	38,23	27,67	20,80	26,98	
9	Granica płynności	%	40-115	38,71	52,15	89,75	86,25	156,10	58,33	55,47	75,54	
10	Wskaźnik plastyczności	%	15-70	23,76	29,32	56,92	49,12	117,88	30,67	34,68	48,56	
11	Skurez liniowy	%	≤17	10	9	14	16	16	9	11	13	
12	Aktywność wg Skemptona	-	≥0,4	0,87	0,63	0,73	0,73	1,24	0,73	0,51	0,81	
13	Szybkość rozmakania	min, h		24h->48h	8min->48h	>48h	8min->48h	8min->48h	8min->48h	15-30min	>48h	
14	Cisnienie pęcznienia	kPa	≥5	15,63	40,63	38,54	30,76	116,67		29,17	89,58	
15	Wskaźnik pęcznienia	%	≥4	12,20	10,33	11,77	246,00	16,22		9,37	13,39	
16	Pojemność sorpcyjna	g/100g	dowolna	5	5	9	8	15	7	4	8	
17	Powierzchnia właściwa	m ² /g	dowolna	97	114	196	246	309	136	78	170	
18	Współczynnik dyfuzji	m ² /s	≤10 ⁻⁹	1,0E-10	3,5E-10	1,9E-10		3,1E-10		2,9E-10	3,0E-10	
19	Współczynnik filtracji	m/s	≤10 ⁻⁹	1,2E-10	3,1E-10	1,7E-10	2,0E-10	2,1E-09	9,0E-09	9,7E-11	2,9E-10	
20	Moduł ściśliwości	MPa	≥5	18	15	16	11	5		16	18	
21	Wytrzymałość na ściskanie	kPa	≥40	113	87	77		70		68	80	
22	Przydatność	pkt	BP ≥ 80 40 ≤ P < 80 40 > NP	76	92	76	84	36	88	82	82	

Tabela 24 cd.

Lp.	Parametr określający kryterium przydatności	Jednostka	Wymagana wartość	18		19		20		21		22		23		24		25	
				Hadykówka	Siedleszczany	Lewkowo Stare	Złotoria	Gniew	Lębork	Kamiów	Miasteczko Śląskie								
1	Zawartość frakcji ilowej	%	≥20	52	56	86	56	86	56	83	60	20	45						
2	Zawartość frakcji drobnych (suma frakcji pyłowej i ilowej)	%	≥60	97	86	100	95	100	95	100	97	57	98						
3	Zawartość frakcji żwirowej	%	≤10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
4	Zawartość minerałów ilastych	% wag.	≥20	30,00	53,85	51,61	60,00	50,00	46,67	29,70	53,80								
5	Zawartość węgla wapnia	%	≤15	5,62	6,70	13,35	17,26	9,23	11,23	7,98	10,49								
6	Zawartość części organicznych	%	≤5	0,00	0,86	0,21	0,17	0,75	0,25	1,28	1,27								
7	Stopień plastyczności przy wilgotności formowania	–	od -0,1 do 0,1	od -0,02 do 0,03	od 0,05 do 0,14	od 0,20 do 0,22	od 0,27 do 0,35	od 0,03 do 0,09	od 0,01 do 0,06	od -0,12 do -0,04	od 0,11 do 0,25								
8	Granica plastyczności	%	25-45	23,34	23,37	25,17	18,17	30,57	20,92	19,21	23,88								
9	Granica płynności	%	40-115	62,34	61,97	67,53	41,27	84,79	61,98	42,00	56,08								
10	Wskaźnik plastyczności	%	15-70	38,99	38,60	42,35	23,10	54,23	41,05	22,79	32,19								
11	Skurez liniowy	%	≤17	11	13	13	12	14	11	4	11								
12	Aktywność wg Skemptona	–	≥0,4	0,75	0,69	0,49	0,41	0,65	0,69	1,14	0,71								
13	Szybkość rozmakania	min, h	>48h	>48h	>48h	>48h	>48h	>48h	>48h	24h	>48h								
14	Cisnienie pęcznienia	kPa	≥5	35,42	62,50	13,54	6,25	41,67	50,00	45,83	62,50								
15	Wskaźnik pęcznienia	%	≥4	11,42	6,45	6,62	4,65	8,71	14,23	3,39	6,67								
16	Pojemność sorpcyjna	g/100g	dowolna	6	6	9	5	10	4	8	10								
17	Powierzchnia właściwa	m ² /g	dowolna	137	134	181	113	204	86	170	214								
18	Współczynnik dyfuzji	m ² /s	≤10 ⁻⁹	1,2E-10	8,4E-11	2,2E-11	1,6E-11	1,7E-11	1,5E-09	2,3E-10	5,9E-11								
19	Współczynnik filtracji	m/s	≤10 ⁻⁹	2,0E-10	1,6E-10	2,0E-10	1,3E-10	2,5E-10	1,5E-09	3,8E-09	2,7E-10								
20	Moduł ścisłości	MPa	≥5	18	14	13	18	17	12	20	21								
21	Wytrzymałość na ścinanie	kPa	≥40	90	81	63	94	63	100	63	63								
22	Przydatność	pkt	BP ≥ 80 40 ≤ P < 80 40 > NP	86	88	58	78	70	86	76	86								

Tabela 24 cd.

Lp.	Parametr określający kryterium przydatności	Jednostka	Wymagana wartość	26	27	28	29	30	31	32	33	34
1	Zawartość frakcji ilowej	%	≥20	Mysłów 43	Odonów 59	Pałęgi 29	Łąjsy 56	Pisanica 32	Iwno 44	KWB Konin 82	Pieńkowo 59	Złocieniec 55
2	Zawartość frakcji drobnych (suma frakcji pyłowej i ilowej)	%	≥60	77	99	83	99	85	86	100	100	95
3	Zawartość frakcji żwirowej	%	≤10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Zawartość minerałów ilastych	% wag.	≥20	44,70	87,30	42,86	34,39	46,67	52,17	50,91	46,67	72,73
5	Zawartość węgla wapnia	%	≤15	0,56	5,23	0,00	10,43	14,94	0,00	0,00	0,00	4,77
6	Zawartość części organicznych	%	≤5	0,00	0,95	0,69	0,32	0,00	0,29	0,85	0,64	0,31
7	Stopień plastyczności przy wilgotności formowania		od -0,1 do 0,1	od -0,10 do 0,19	od 0,07 do 0,12	od -0,17 do -0,10	od 0,09 do 0,14	od -0,17 do 0,16	od 0,13 do 0,18	od 0,00 do 0,02	od -0,24 do 0,09	od 0,17 do 0,24
8	Granica plastyczności	%	25-45	18,97	21,36	16,57	20,14	17,78	17,51	28,00	32,41	16,94
9	Granica płynności	%	40-115	50,08	59,66	34,69	52,89	37,39	50,61	96,11	72,79	50,20
10	Wskaźnik plastyczności	%	15-70	31,10	38,31	18,12	32,75	19,62	33,10	68,12	40,38	33,26
11	Skurez liniowy	%	≤17	5	12	6	9	7	12	16	12	9
12	Aktywność wg Skemptona	-	≥0,4	0,72	0,65	0,63	0,59	0,61	0,77	0,83	0,70	0,61
13	Szybkość rozmakania	min, h	>48h	>48h	>48h	6min->48h	>48h	12min->48h	1h->48h	2h15min->48h	>48h	13min->48h
14	Cisnienie pęcznienia	kPa	≥5	41,67	59,38	18,75	6,25	6,25	6,25	108,33	77,08	13,54
15	Wskaźnik pęcznienia	%	≥4	5,24	11,73	4,55	7,66	3,14	12,26	21,14	13,46	1,60
16	Pojemność sorpcyjna	g/100g	dowolna	4	6	3	7	4	5	8	6	4
17	Powierzchnia właściwa	m ² /g	dowolna	91	132	57	144	80	109	163	135	85
18	Współczynnik dyfuzji	m ² /s	≤10 ⁻⁹	1,5E-10	4,7E-11	3,3E-11	1,0E-11	4,7E-11	3,1E-11	1,6E-11	4,5E-11	6,8E-12
19	Współczynnik filtracji	m/s	≤10 ⁻⁹	9,3E-10	3,1E-10	1,5E-10	1,1E-10	3,4E-10	1,8E-10	1,5E-10	3,9E-10	1,6E-10
20	Moduł ściśliwości	MPa	≥5	26	18	17	18	28	16	21	22	21
21	Wytrzymałość na ścinanie	kPa	≥40	61	101	39	63	104	61	58	77	61
22	Przydatność	pkt	BP ≥ 80 40 ≤ P < 80 40 > NP	94	90	80	86	76	100	56	90	90

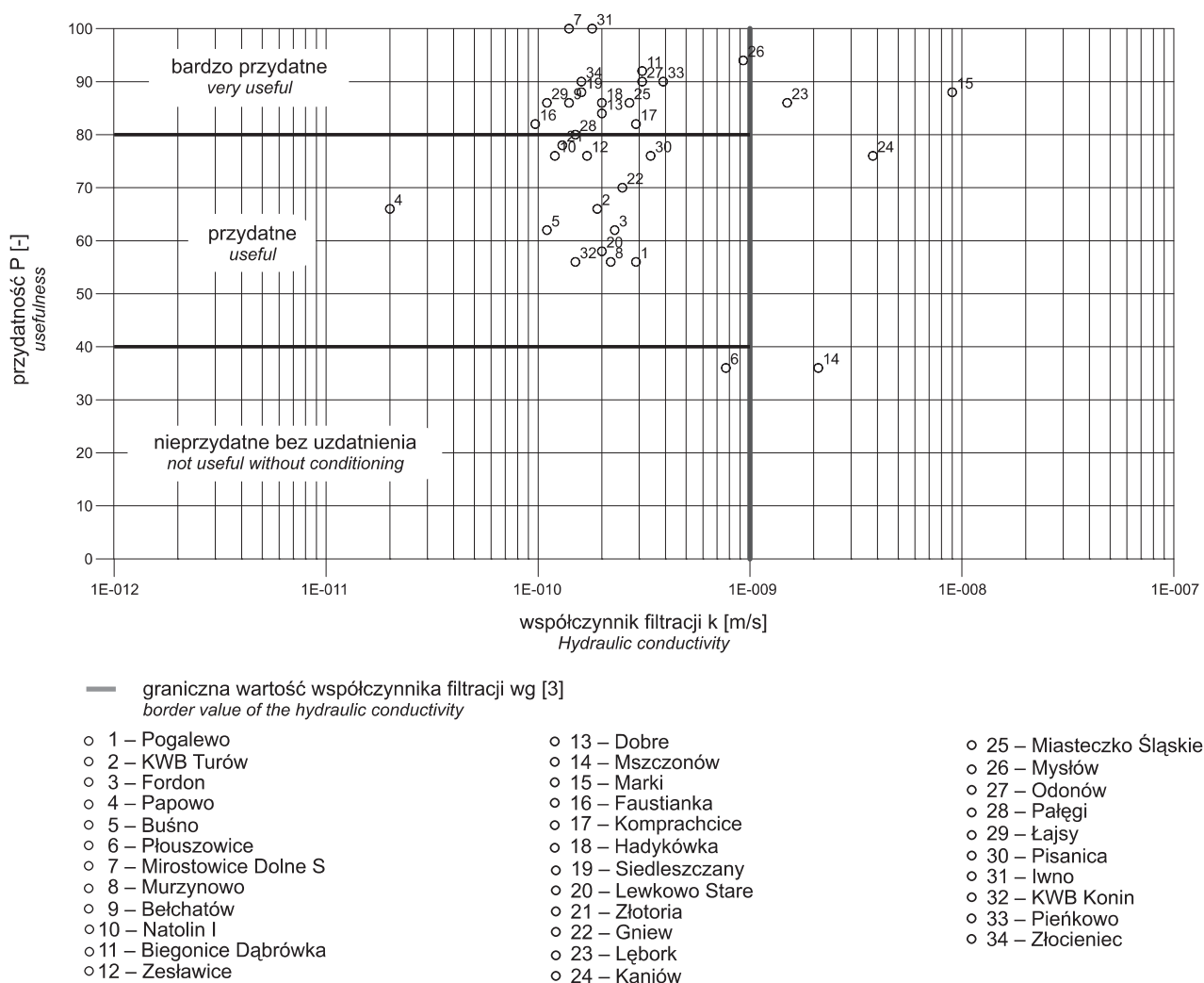


Fig. 45. Ocena przydatności typowanych gruntów do budowy mineralnych barier izolacyjnych składowisk odpadów

Evaluation of suitability of designated soils for construction of mineral sealing of landfills

Oceny przydatności gruntu do budowy przesłon mineralnych składowisk odpadów dokonuje się na podstawie nadrzędnego kryterium – współczynnika filtracji k – oraz obliczonej przydatności P :

- bardzo przydatne (BP) – $P \geq 80$
- przydatne (MP) – $40 \leq P < 80$
- nieprzydatne bez uzdatnienia (NP) – $40 > P$;

a także odczytu z nomogramu (fig. 44).

Wynik waloryzacji umożliwia dokonanie właściwej oceny przydatności gruntów do budowy przesłon izolacyjnych składowisk odpadów. Rozumiana jest ona jako stopień spełnienia wszystkich istotnych kryteriów przydatności gruntu do formowania mineralnych barier izolacyjnych.

Zestawienia wyników badań laboratoryjnych dla wszystkich 34 złóż wraz z oceną ich przydatności do budowy mineralnych barier izolacyjnych załączono w tabeli 24 i na figurze 45).

7.3.2. WZGLĘDNA OCENA PRZYDATNOŚCI TYPOWANYCH GRUNTÓW

Wytypowane grunty poddano analizie względnej, porównawczej, w podziale na grupy gruntów różnego pochodzenia – wieku i facji geologicznych. Wydzielono: 1 – ility serii poznańskiej; 2 – ility mioceńskie; 3 – ility zastoiskowe (warwowe); 4 – gliny plejstoceńskie; 5 – ility jurajskie i triasowe (tab. 21).

Najmniej frakcji iltowej zawierają gliny plejstoceńskie, ale spełniają kryterium zawartości powyżej 20% – najwięcej – ility serii poznańskiej. Największy rozrzut wyników tego parametru wykazują ility warwowe (fig. 46D). Gliny plejstoceńskie zawierają natomiast najwięcej ziarn frakcji piaskowej.

Wartości współczynnika filtracji nie różnicują się wyraźnie w podziale badanych gruntów na wyżej wymienione pięć grup.

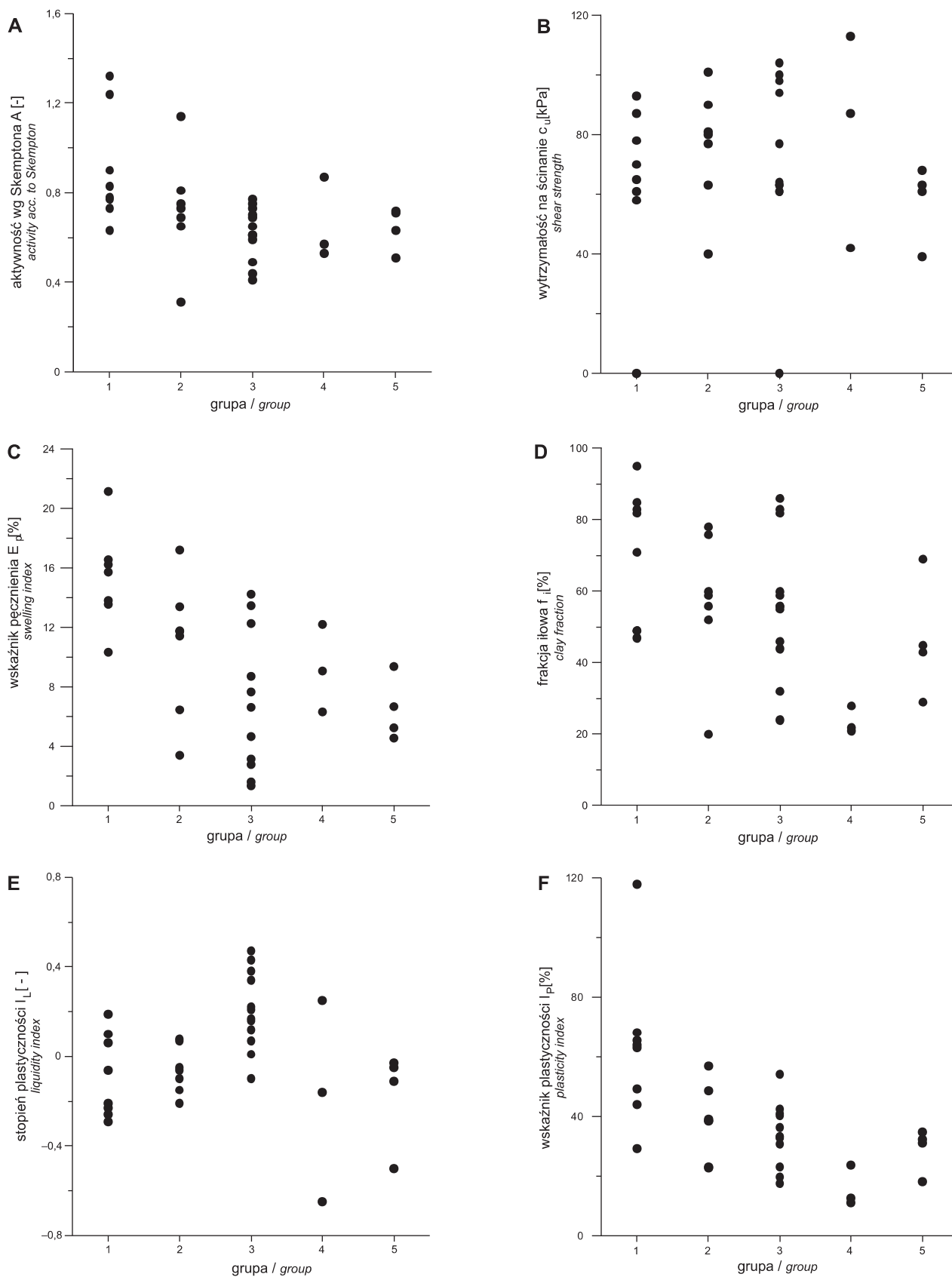
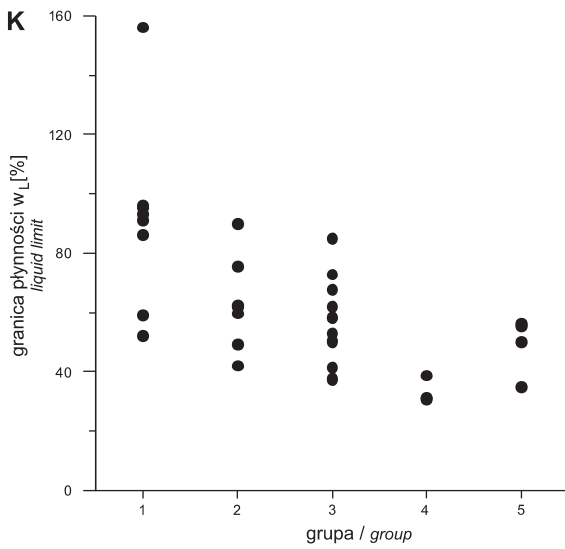
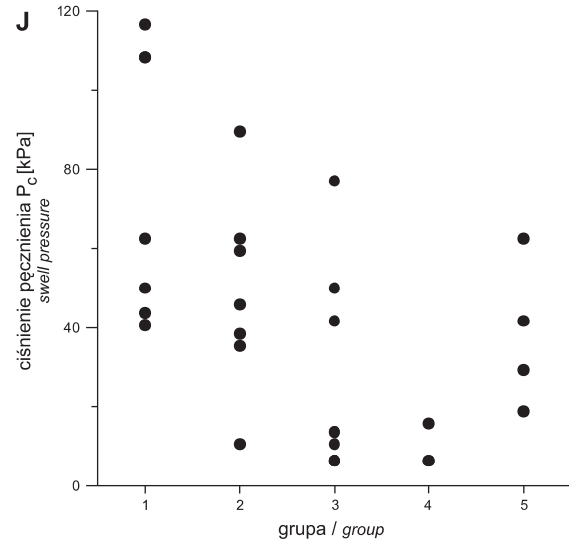
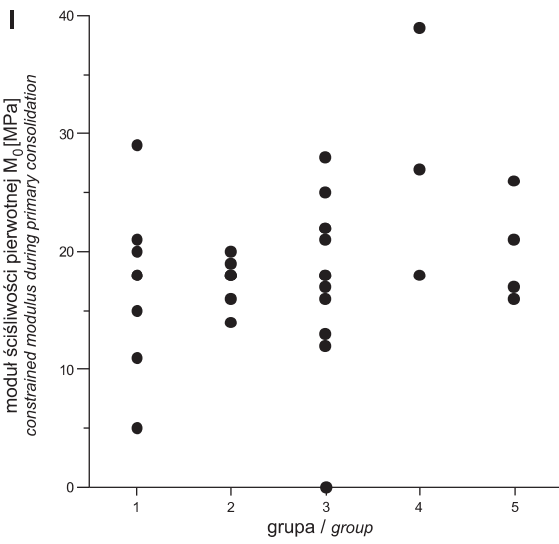
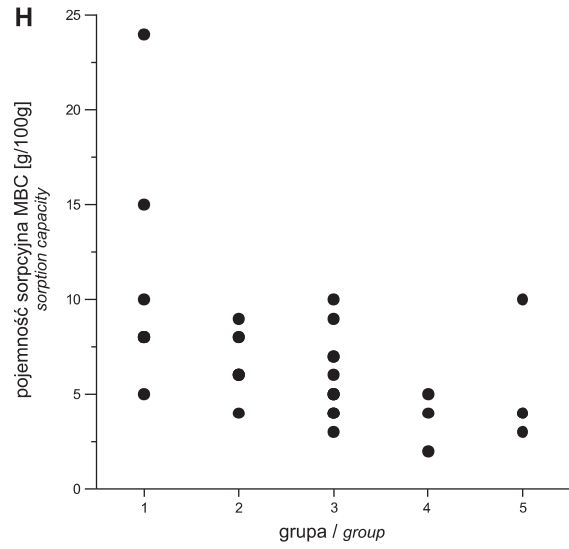
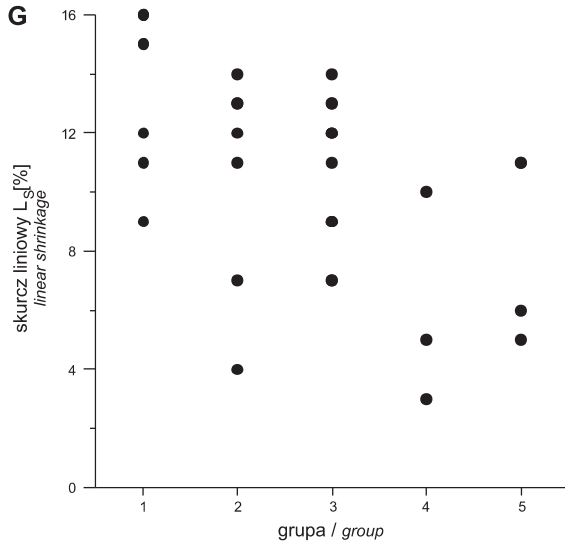


Fig. 46. Wartości kryteriów przydatności

1 – ility serii poznańskiej, 2 – ility miocenijskie, 3 – ility zastoiskowe – warwowe, 4 – gliny plejstocenijskie, 5 – ility triasowe i jurajskie

Values of the criteria of suitability

1 – Poznań Series clays, 2 – Miocene clays, 3 – varved and ice-dam clays, 4 – Pleistocene clays, 5 – Triassic and Jurassic clays)



dla typowych gruntów w podziale na pięć grup

in five groups of samples

Najwyższe wartości porowatości, wskaźnika porowatości i o największym rozrzucie wyników wykazują ropy warwowe.

Najwyższe i w najszerszym przedziale wartości aktywności wykazują utwory neogeńskie (1, 2). Najmniej aktywne są grunty spoiste mezozoiku (fig. 46A).

Średnio najwyższe wartości, o największym rozrzucie wyników wskaźnika pęcznienia wykazują ropy mio-plioceńskie (1, fig. 46C). Najmniej pęczniące są ropy warwowe (3).

Najniższe wartości ciśnienia pęcznienia wykazują gliny, a najwyższe – ropy plioceńskie (1) o stosunkowo dużym rozrzucie wyników (fig. 46J).

Parametry plastyczności (wilgotność granic skurczalności, plastyczności, płynności i wskaźnik plastyczności) są ściśle związane z uziarnieniem i składem mineralnym gruntów – szczególnie frakcji ropy. Najwyższe wartości wykazują ropy plioceńskie (1), a najniższe – gliny (4). Natomiast najwyższe wartości wilgotności naturalnej wykazują ropy warwowe. Wynika to z położenia w profilu geologicznym tych utworów. Nie podlegały one procesom konsolidacji pod wpływem nadległych utworów lub konsolidacji pod obciążeniem ładolodem. Z brakiem tego typu konsolidacji jest też wyraźnie związana większa porowatość gruntu.

Najwyższe wartości stopnia plastyczności wykazują ropy warwowe, najniższe zaś, ale o największym rozrzucie wyników – gliny plejstocenijskie (fig. 46E).

Najwyższymi wartościami wskaźnika plastyczności i o największym zakresie charakteryzują się ropy serii poznańskiej, a najniższymi gliny plejstocenijskie (fig. 46F).

Najwyższe wartości skurczu liniowego otrzymano dla ropy serii poznańskiej, a najniższe dla glin (fig. 46G). Podobnie różnicuje się wskaźnik skurczalności.

Podobną zmienność i zróżnicowanie zmienności odnotowano dla parametru sorpcji określonego za pomocą sorpcji błękitu metylenowego przez cząstki gruntu oraz wyliczonej powierzchni właściwej (fig. 46H).

Z cech wytrzymałościowych najniższy rozrzut wartości modułu ściśliwości pierwotnej wykazują ropy mioceńskie (2), a najwyższe wartości – gliny (4). Po analizie zawartości poszczególnych frakcji w badanych grupach gruntów okazało się, że wartości modułu są związane z udziałem ziarn frakcji piaskowej (fig. 46I). Podobną zmienność wykazują wartości wytrzymałości na ścinanie w typowanych pięciu grupach typowanych gruntów (fig. 46B).

Wartości gęstości objętościowej gruntu nie różnicują się wyraźnie, najniższe wartości odnotowano dla glin. Tu też odnotowano najszerszy przedział wartości tego parametru, natomiast najwyższe i w najszerszym zakresie wartości gęstości objętościowej szkieletu gruntowego wykazują ropy warwowe. Podobnie kształtują się wartości gęstości właściwej szkieletu gruntowego.

Z zestawienia widać, że największe upakowanie ziarn w określonej objętości – maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego – wykazują gliny, a najtrudniej zagęścić ropy plioceńskie i mioceńskie. Najniższe wartości wilgotności optymalnej otrzymano dla glin, a najwyższe dla ropy neogeńskich (1, 2). Te także wykazują najszersze przedziały wartości tego parametru.

7.3.3. ANALIZA DOKONANYCH OCEN

Prawie wszystkie wytypowane grunty mieszczą się w wyznaczonych wartościach poszczególnych kryteriów oraz przydatności do formowania warstw izolacyjnych. Według tabeli 24 i figury 45, nieprzydatne są grunty z Mszczonowa i Płuszcowa. Bardzo przydatny, według prezentowanej metody waloryzacji i oceny przydatności gruntów, jest natomiast materiał mineralny z 18 przebadanych złóż. Przydatne grunty pochodzą z 14 złóż.

Grunty spoiste z Płuszcowa pod względem genetycznym są lessami (plejstocen), zaś grunty z Mszczonowa – ropy neogeńskimi serii poznańskiej. Te pierwsze, to grunty pylaste, z dużą zawartością węgla wapnia i o stosunkowo niskich wartościach parametrów plastyczności, o dużej wrażliwości na zmiany wilgotności. Te drugie, zawierają stosunkowo dużą ilość cząstek drobnych ropy i pylastych, wykazują wysokie wartości parametrów plastyczności i pęcznienia oraz stwarzają problemy przy ich zagęszczaniu. Wartości parametrów wytrzymałościowych są bardzo zmienne w szerokim zakresie (wrażliwe) w zależności od wilgotności gruntu. Nie są przydatne bez uzdatnienia.

Poza tym w wielu miejscach w tekście i zestawieniach rozdziału 7 pojawia się sformułowanie, że badane grunty nie są przydatne do uszczelniania składowisk odpadów bez uzdatnienia (polepszenia). Oznacza to, że nie spełniają kryteriów przydatności. Na nomogramach lokują się w polach poza optymalnymi wartościami parametrów bądź końcowej waloryzacji surowca (fig. 45). Nasuwają się więc pytania: w jaki sposób można dokonać polepszenia gruntu? Jak zmieniają się wartości parametrów uznanych za kryteria przydatności? Czy grunt poddany procesowi uzdatniania będzie przydatny do izolowania składowisk odpadów i w jakim zakresie?

Jest wiele sposobów polepszania gruntów z przeznaczeniem ich do różnych celów i w różnych dziedzinach budownictwa. Stosowane metody także są różne. Przede wszystkim są dodawane składniki wiążące części mineralne gruntu – cement, wapno, polimery. Również stosuje się zamrożenie gruntu. Wymienione tu metody są też stosowane w celu ograniczenia wodoprzepuszczalności, a ponadto mogą być dodawane polimery, żywice, popioły i inne lepiszcza oraz grunty spoiste. Najbardziej drastycznym sposobem polepszania jest wymiana gruntu.

Podstawową metodą uzdatniania gruntów, przed zastosowaniem składników sztucznych i obcych dla środowiska gruntowo-wodnego lub kosztownych technik, jest sporządzenie mieszanek gruntowych.

Największe doświadczenie w zakresie sporządzania i stosowania mieszanek gruntowych w Polsce mają konstruktorzy i budowniczowie dróg kołowych, kolejowych i lotnisk. Już przed II wojną światową wykorzystywano mieszanki gruntowe jako podbudowę dróg kołowych i jako nawierzchnie ścieralne (Wiłun, 1987; Łuczak-Wilamowska, 1991). Poza takim wykorzystaniem mieszanek gruntowych, literatura podaje stosowanie ich jako metodę stabilizowania zwałowanych gruntów nadkładu z kopalni odkrywkowych

oraz skał płonnych w celu ich bezpiecznego składowania (przez dodanie do gruntów w stanie płynnym lub miękko plastycznym popiołów lotnych z elektrociepłowni) (Dmitruk, Suchnicka, 1976; Kaczyński i in., 1989). Rybicki i Sajda (1987), Skarżyńska (1997), Kacprzak i in. (2009), Łuczak-Wilamowska (2010, 2011; rozdz. 8.5), przedstawiają wpływ „grubych okruszków” gruntów mineralnych nieskali-

stych i skalistych w mieszaniu gruntowej na wzrost wartości jej parametrów wytrzymałościowych. Jest to istotne zagadnienie w badaniach wytrzymałościowych gruntów o zróżnicowanym składzie granulometrycznym. W ostatnich latach także są opracowywane mieszanki gruntowe z przeznaczeniem do izolowania składowisk odpadów (Farnezi, Leite, 2007).

8. POPRAWIANIE WŁAŚCIWOŚCI PRZESŁONOWYCH GRUNTÓW – MIESZANKI GRUNTOWE

Wielu autorów (Kłapyta, Żabiński, 1988, 1991; Kumor, 1992; Brański 1994; Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Choma-Moryl, 2002, 2004) uznaje ility serii poznańskiej, występujące na terenie Polski, za średniej klasy sorbenty mineralne. Ze względu na szerokie rozprzestrzenienie oraz łatwą dostępność – płytkie zaleganie pod powierzchnią terenu, a także to, że często są one zdejmowane jako nadkład w kopalniach odkrywkowych innych surowców – mogłyby mieć zastosowanie jako materiał do formowania warstw mineralnego uszczelnienia składowisk odpadów w wielu rejonach kraju.

Biorąc pod uwagę cechy litologiczne i właściwości sorpcyjne iłów z odkrywki w Budach Mszczonowskich, grunty te mogłyby być wykorzystane do budowy jedynie poziomych warstw mineralnego uszczelnienia (Łuczak-Wilamowska, 1995, 1997a, b; Majer i in., 2007). Stan półzwarty lub, rzadziej, twaroplastyczny badanych iłów przy wskaźniku plastyczności od 27 do 34% wskazuje na trudności w zagęszczeniu i formowaniu warstw mineralnego uszczelnienia. Procesy pęcznienia i skurczu w tak wykonanej warstwie nie będą zachodzić równomiernie, a ograniczone będą do zewnętrznych stref gruntu ilastego (Rybicki, 1970, 1993). Grunty te charakteryzują się znacznymi wartościami skurczu liniowego (od 15 do 20%), co może powodować powstawanie szczelin z wysychania w czasie eksploatacji składowiska.

Domieszką poprawiającą właściwości wytrzymałościowe iłów powinien być grunt o ziarnach grubszej frakcji, który stałyby się szkieletem nośnym. Ił stanowiłby natomiast wypełnienie przestrzeni między ziarnami i byłby jednocześnie lepiszczem i masą, w której grubsze ziarna mogłyby przemieszczać się, umożliwiając lepsze wypełnienie przestrzeni cząstkami mineralnymi (zagęszczenie). W tym celu do sporządzenia mieszanek gruntowych zastosowano piasek wydmowy. Uzasadnieniem wyboru jest:

- jednorodności uziarnienia i składu mineralnego (co w znacznym stopniu zmniejszy rozrzut wartości badanych parametrów i sprawi, że grunt ten w odpowiednim stopniu spełni rolę czynnika modelującego właściwości iłu);
- względnej łatwości homogenizacji mieszanki gruntowej w warunkach laboratoryjnych (także terenowych);
- zapewnienia porównywalności wyników.

Należy jednak zwrócić uwagę na zawartość ziarn frakcji piaskowej w ile. W badaniach składu granulometrycznego

wykazano zawartość do 10% ziarn frakcji piaskowej. W związku z tym podawane w dalszych zestawieniach zależności parametrów względem składu mieszanki gruntowej odnoszą się nie do bezwzględnej zawartości ziarn frakcji piaskowej, lecz do wzajemnych proporcji dwóch gruntów-składników: łu i piasku wydmowego.

Mieszanki gruntowe sporządzono z łu brązowego (dominującego w złożu pod względem ilościowym – ponadto występują ły brązowoszary i czarny) oraz piasku wydmowego – w proporcjach podanych w tabeli 25, przeliczonych na suchą masę składników.

8.1. PODSTAWOWE PARAMETRY FIZYCZNE MIESZANEK GRUNTOWYCH

Skład granulometryczny mieszanek gruntowych określono, łącząc metodę sitową i areometryczną. Powstałe mieszanki gruntowe składem granulometrycznym odpowiadają gruntom od łu – M20p, do gliny piaszczystej – M80p (fig. 47).

Wyróżnione w wyrobisku kopalni ility czarne i brązowoszare pod względem granulometrycznym są ilyami o nikomej zawartości ziarn frakcji piaskowej, z niewielką zawartością substancji organicznej (Łuczak-Wilamowska, 1997a, b; Łuczak-Wilamowska, Wyrwicki, 2000a, b).

Tabela 25

Proporcje łu brązowego ze złoża w Budach Mszczonowskich i piasku wydmowego w mieszankach gruntowych

Proportions of the brown clay from the deposit in Budy Mszczonowskie and dune sand in soil mixtures

Mieszanka gruntowa	Zawartość gruntu w mieszance gruntowej [%]	
	piasku wydmowego	łu
M20p	20	80
M40p	40	60
M60p	60	40
M80p	80	20

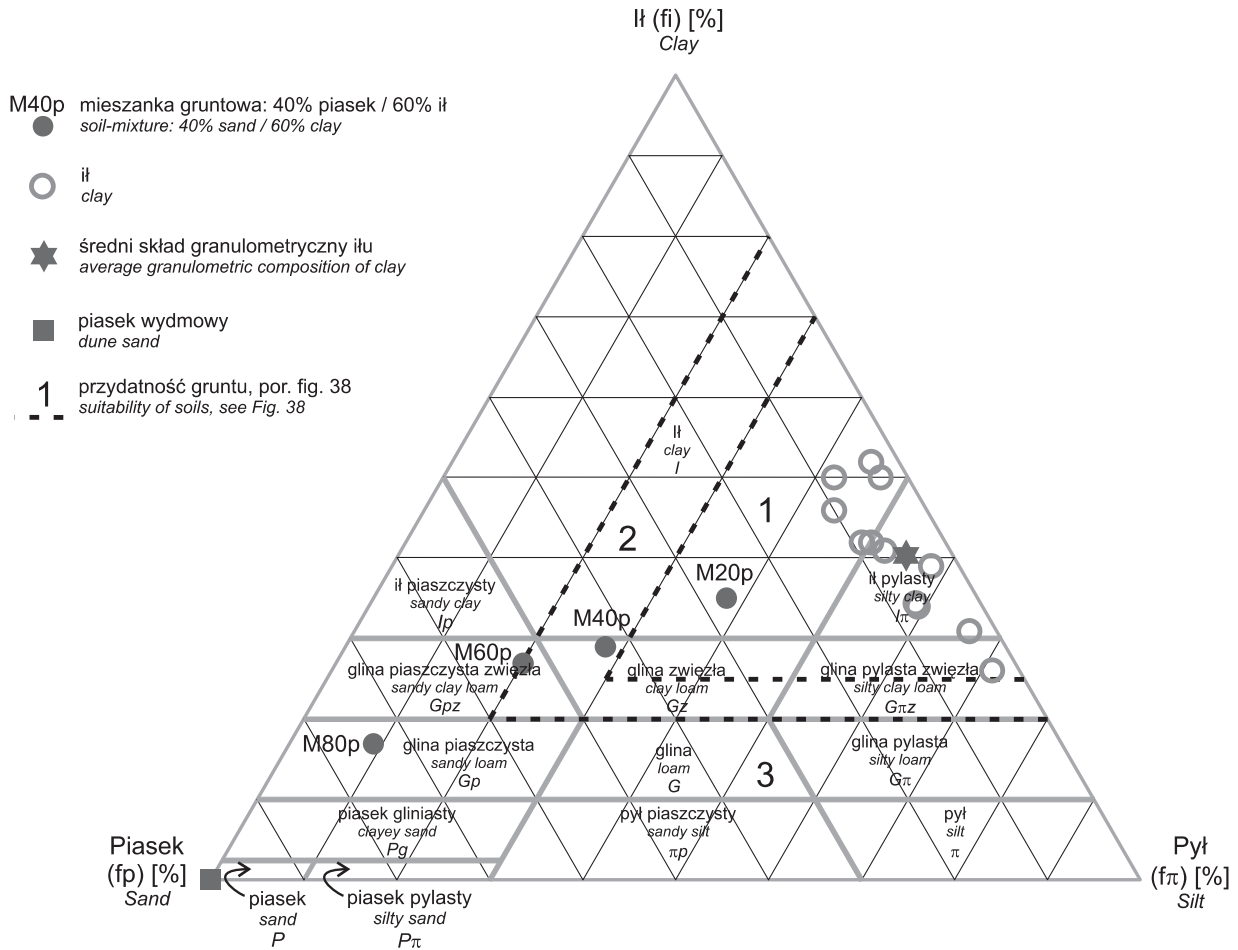


Fig. 47. Odzworowanie uziarnienia badanych gruntów i mieszanek gruntowych na diagramie Fereta

Projection of analysed soils and soil mixtures in the Feret diagram

Parametry plastyczności: wartości granicy plastyczności i płynności oraz wartość wskaźnika plastyczności mieszanek gruntowych mają podstawowe znaczenie dla charakterystyki podatności gruntu na działanie wody i zmianę jego stanu (fig. 48). Oznaczenie granicy plastyczności dla mieszanki M80p było trudne ze względu na to, że badany grunt podczas waleczkowania rozsypywał się.

Wartości granic konsystencji i wskaźnika plastyczności maleją wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance. Przebieg zmienności wartości granic konsystencji jest zbliżony do przebiegu funkcji potęgowej o ujemnym wykładniku.

Parametry plastyczności badanych gruntów i mieszanek gruntowych przedstawiono na tle klasyfikacji plastyczności wg IAEG Commission (1981) sporządzonej na podstawie metody Casagrande'a oznaczania granicy płynności (Łuczak-Wilamowska, 1997a, b). Na wykresie (fig. 49) wszystkie próbki mieszanek gruntowych znajdują się w obszarze gruntów o niskiej plastyczności – poza M20p, która jest gruntem o średniej plastyczności.

Zależność wartości wskaźnika plastyczności mieszanek gruntowych od zawartości w nich frakcji iłowej odniesiono do projekcji tych zależności dla niektórych gruntów spo-

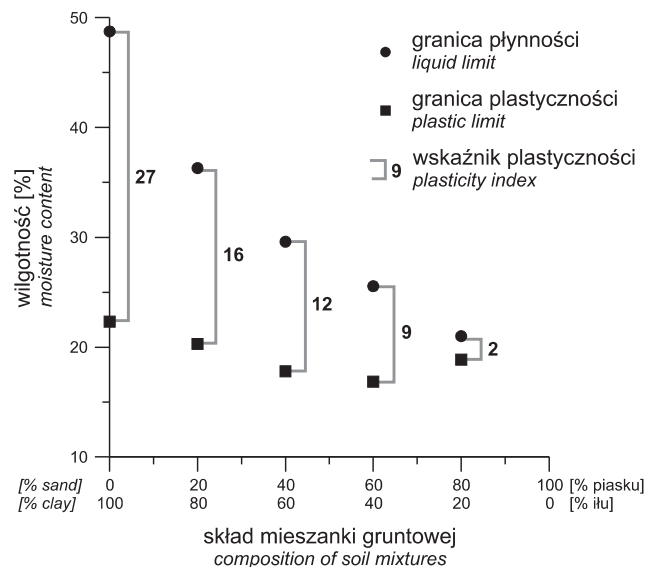


Fig. 48. Granice konsystencji i wskaźnik plastyczności w zależności od składu mieszanki gruntowej

Consistency limits and plasticity index as a function of composition of the soil mixture

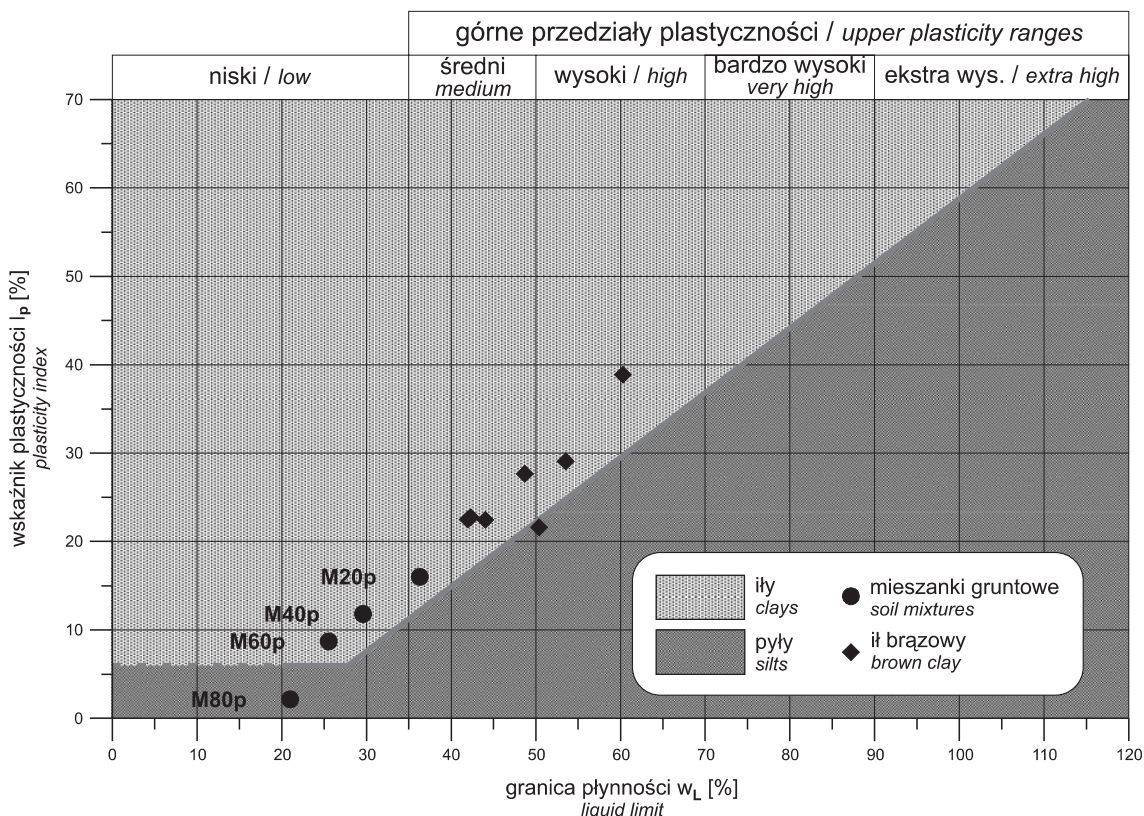


Fig. 49. Badane grunty na tle klasyfikacji plastyczności (wg IAEG Commission, 1981)

Analysed soils in the classification diagram of plasticity (acc. to IAEG Commission, 1981)

istych Polski przedstawionych przez Wiłuna (1987). Punkty odpowiadające mieszankom gruntowym układają się współkształtnie do linii średnich wskaźników plastyczności na poziomie utworów lodowcowych (fig. 50). Zawierają one jednak więcej cząstek frakcji iłowej niż utwory lodowcowe. Może to sugerować lepsze właściwości izolacyjne i sorpcyjne mieszanek gruntowych w stosunku do gruntów lodowcowych.

Gęstość właściwa szkieletu gruntowego. Wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej zmniejsza się liniowo wartość gęstości właściwej szkieletu gruntowego (fig. 51).

Maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego rośnie wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance do osiągnięcia maksimum dla mieszanki gruntowej o składzie 20% iłu i 80% piasku, a dalej gwałtownie maleje. Oznaczenia maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego i wilgotności optymalnej dla iłu – składnika mieszanek gruntowych – nie powiodła się. W przedziale niskich wilgotności materiał nie ulegał homogenizacji, występowały makropory, a materiał mineralny tworzył agregaty odporne na nawilżanie i rozmakanie. Przy wysokiej wilgotności ił miał dużą przyczepność do ubijaka. Grunt nierównomiernie nawilgał się po dodawaniu wody podczas badania. Trudno było doprowadzić do ujednoczenia wilgotności gruntu w całej masie próbki. Ptaszkiewicz (2007) przy ozna-

czeniu tego parametru dla iłów warwowych, rozcierała grunt tak, żeby ulegał szybkiemu i jednolitemu nawilgoceniu. Doświadczenia te wskazują na problemy technologiczne, jakie mogą wystąpić przy formowaniu warstw mineralnego uszczelnienia.

Wartości minimalnej **porowatości i wskaźnika porowatości** (fig. 52) maleją wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej, aż do osiągnięcia minimum dla mieszanki o zawartości 80% piasku i wynoszą odpowiednio: $n = 22\%$; $e = 0,29$. Porowatość i wskaźnik porowatości iłu o nienaruszonej strukturze wynoszą: $n = 43\%$ i $e = 0,76$.

Jak wynika z dotychczasowej analizy, dodatek piasku do iłu powoduje:

- lepsze zagęszczenie mieszanki gruntowej – tzn. osiągnięcie wyższych wartości gęstości objętościowej szkieletu gruntowego;
- spadek wartości porowatości i wskaźnika porowatości, co może pociągać za sobą zmniejszenie wartości porowatości efektywnej, a także współczynnika filtracji.

Składniki, w porównaniu z sekwencją mieszanek gruntowych z nich sporządzonymi, nie zagęszczają się dobrze.

Wartości porowatości i wskaźnika porowatości decydują pośrednio o wodoprzepuszczalności, a upakowanie cząstek mineralnych gruntu (wartość gęstości objętościowej szkieletu gruntowego) ma wpływ na wartości parametrów wytrzymałościowych.

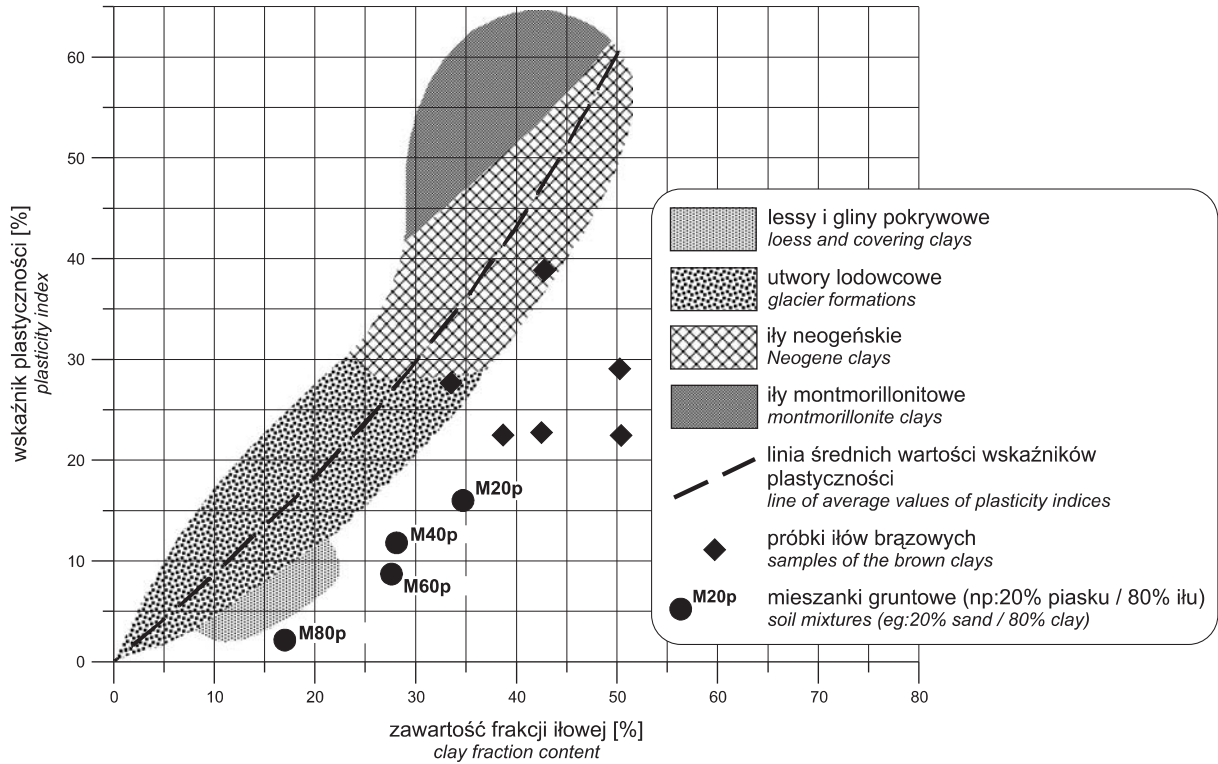


Fig. 50. Zależność wskaźnika plastyczności od zawartości frakcji ilowej w badanych próbkach w odniesieniu do projekcji tych zależności dla niektórych gruntów spoistych wykonanej przez Wiluna (1987)

Plasticity index as a function of the content of clay fraction in analysed soil samples projected on the diagram of Wilun (1987)

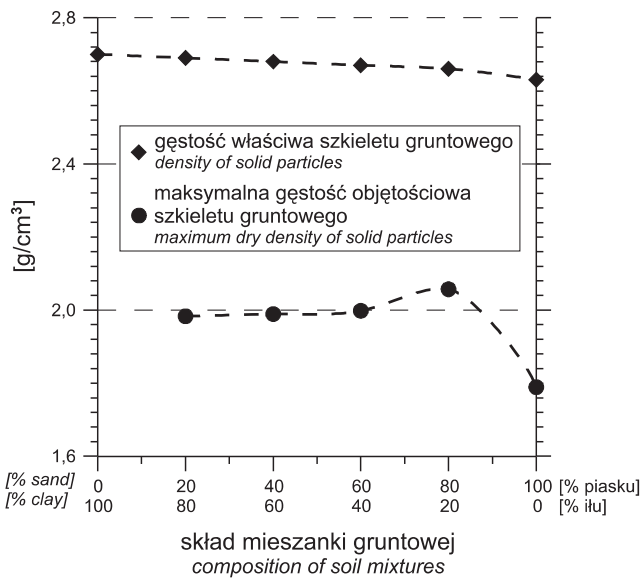


Fig. 51. Zmienność maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego i gęstości właściwej szkieletu gruntowego od składu mieszanki gruntowej

Maximum dry density of solid particles and density of solid particles as a function of the composition of soil mixtures

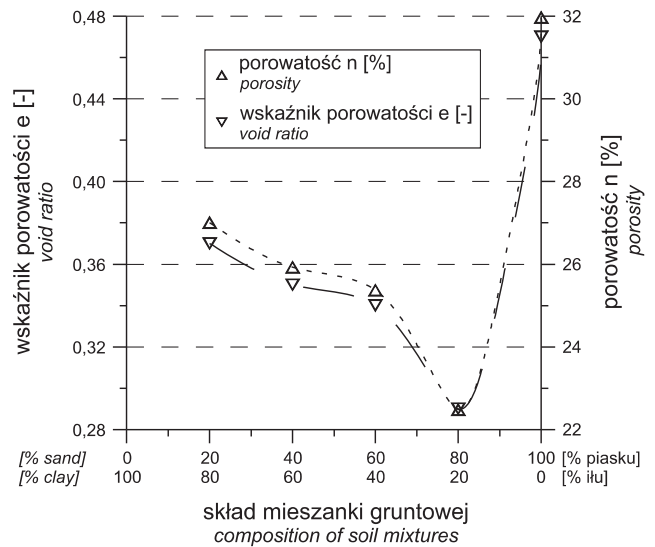


Fig. 52. Zależność wartości porowatości i wskaźnika porowatości od składu mieszanki gruntowej (przy maksymalnym zagęszczeniu)

Porosity and void ratio as a function of the composition of soil mixtures

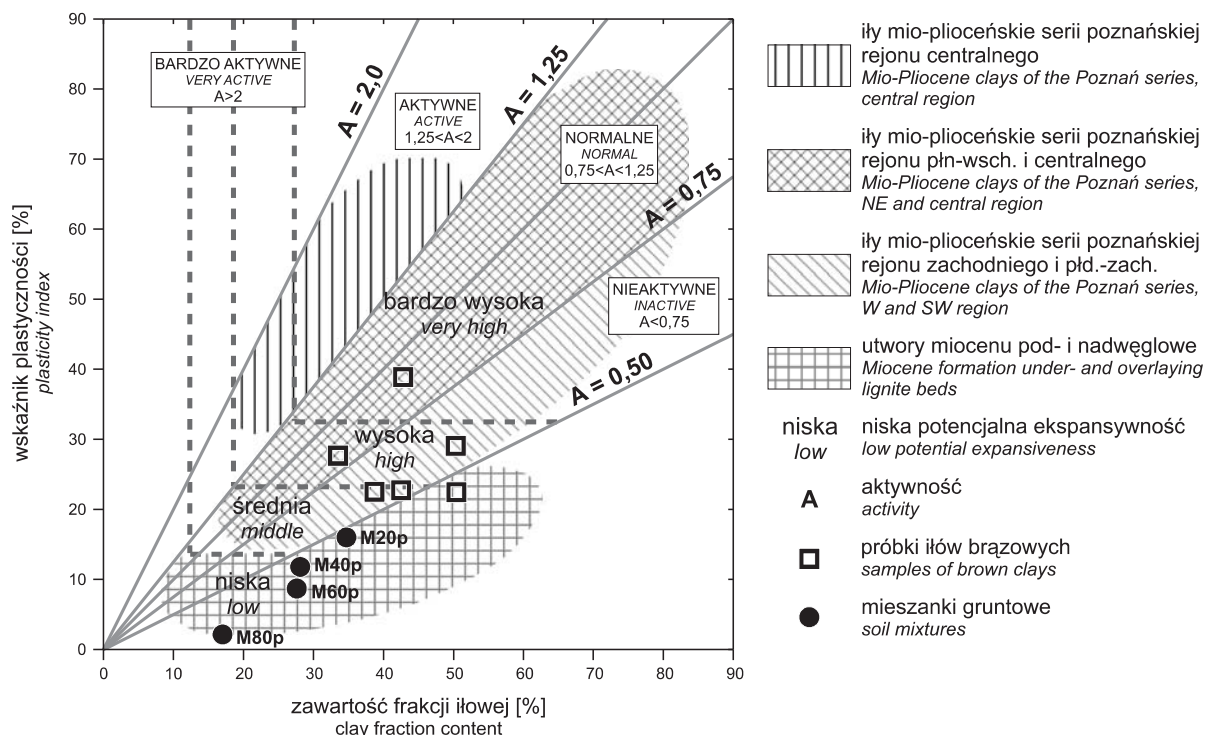


Fig. 53. Aktywność oraz potencjalna ekspansywność badanych gruntów na nomogramie Van der Merwe (1964) zmodyfikowanym przez Grabowską-Olszewską (Grabowska-Olszewska, Kaczyński, 1994a) wraz z projekcją iłów mio-pliocenijskich i utworów miocenu pod- i nadwęglowego (wg Grabowskiej-Olszewskiej, Kaczyńskiego, 1994b)

Activity and potential expansiveness of the analyzed soils projected in the nomogram of Van der Merwe (1964), modified by Grabowska-Olszewska (Grabowska-Olszewska, Kaczyński, 1994a), together with the projections of Mio-Pliocene clays and formations of Miocene underlying and covering the lignite measures (acc. to Grabowska-Olszewska, Kaczyński, 1994b)

W omawianym kryterium formowania, zagęszczany grunt o wilgotności bliskiej wilgotności optymalnej, niezależnie od metody zagęszczania, w laboratorium czy w terenie, osiąga najwyższe parametry upakowania cząstek mineralnych. Porównanie wartości wilgotności optymalnej poszczególnych mieszanek gruntowych jest istotnym wskaźnikiem różnicującym warunki ich zagęszczania. Im więcej piasku znajduje się w mieszance gruntowej, tym mniejsza jest wartość wilgotności optymalnej, a jej wartość jest niższa od granicy plastyczności i w związku z tym badane mieszanki gruntowe w warunkach zagęszczenia optymalnego znajdują się w stanie półzwartym.

Jak podają Barański i in. (1994), Rowe i in. (1995), Majer (2005) oraz Majer i in. (2007) zagęszczanie materiału mineralnego na budowie nie powinno odbywać się w warunkach wilgotności optymalnej. Zaleca się układanie warstw o wilgotności wyższej lub niższej od optymalnej o 2 do 4% dla gruntów pylastych. Jest to spowodowane tym, że większa ilość wody w gruncie pozwala na dokładniejsze dopasowanie ziarn i poziome ułożenie cząstek ilastych w warstwie, niezależnie od technologii stosowanej na placu budowy. Zagęszczanie gruntu w takich warunkach pozwala na uzyskanie minimalnej wartości współczynnika filtracji wykonywanej warstwy. Drugim czynnikiem są warunki atmosferyczne, w jakich prowadzi się formowanie warstw mineralnego usz-

czelnienia. Prühs i Kowalov (1992) proponują, aby wilgotność formowania warstw była większa od wilgotności optymalnej, ale jednocześnie nie była większa niż ta, przy której wskaźnik zagęszczenia gruntu byłby niższy od 0,95.

Na figurze 53 przedstawiono położenie mieszanek gruntowych na nomogramie Van der Merwe (1964) zależności wskaźnika plastyczności od zawartości frakcji ilowej. Mieszanki gruntowe wykazują niższą potencjalną ekspansywność – z wysokiej i bardzo wysokiej dla iłów przechodzą do średniej (dla mieszanki najbogatszej w ił) i niskiej (dla pozostałych mieszanek gruntowych). W niewielkim stopniu uległa też zmniejszeniu **aktywność Skemptona** mieszanek gruntowych – dla każdej z nich jest ona nie większa niż 0,50. Zauważalny jest także spadek aktywności wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance. Mieszanki gruntowe pod względem aktywności i potencjalnej ekspansywności odpowiadają miocenijskim utworom pod- i nadwęglowym (fig. 53) (Grabowska-Olszewska, Kaczyński, 1994a, b).

Skuteczność mineralnych izolacji składowisk odpadów w ogromnym stopniu zależy od zjawisk fizyczno-chemicznych na granicy ciała stałe-roztwór odciekowy. Zależy ona także od rodzaju i zawartości minerałów ilastych w gruncie oraz chemizmu układu grunt-faza ciekła, natomiast intensywność oddziaływań zależy od wielkości powierzchni, na której te zjawiska zachodzą. Dodatkowo, w zależności od

Tabela 26

Pojemność sorpcyjna i powierzchnia właściwa mieszanek gruntowych

Sorptive capacity and specific area of the soil mixtures

Nazwa gruntu	Pojemność sorpcyjna MBC [kg błękitu met./100kg gruntu]		Powierzchnia właściwa S_t $\cdot 10^3$ [m ² /kg gruntu]		Pojemność wymiany kationowej CEC [mval/kg]	
	pomiar bezpośredni	pomiar po 20 godzinach	pomiar bezpośredni	pomiar po 20 godzinach	wg Piaskowskiego (1984)	wg Breeuwsma i in. (1986)
H brązowy	10,42	11,75	218,19	246,05	322,5	276,5
	10,44	12,56	218,61	263,01		
	10,71	11,88	224,27	258,77		
	10,52*	12,06	220,36	252,61		
M20p	4,87	5,37	101,98	112,45	146,9	270,2
	5,03	5,67	105,33	118,73		
	5,05	5,44	105,75	113,91		
	4,98	5,49	104,35	115,03		
M40p	4,18	4,43	87,53	92,76	116,9	228,9
	3,84	4,24	80,41	88,79		
	4,11	4,44	86,06	92,97		
	4,04	4,37	84,67	91,51		
M60p	3,69	3,95	77,27	82,71	102,2	201,6
	3,37	3,93	70,57	82,29		
	3,24	3,58	67,85	74,97		
	3,43	3,82	71,90	79,99		
M80p	2,20	2,78	46,07	58,21	66,1	125,3
	1,96	2,21	41,04	46,28		
	2,0—0	2,42	41,88	50,67		
	2,05	2,47	43,00	51,72		
Piasek	0	0	0	0		

* wartości średnie pogrubiono/ average values in bold typeface

środowiska chemicznego, może następować wytrącanie i współwytrącanie związków chemicznych z roztworu (Helios-Rybicka, 1986; Appello, Postma, 1993; Kyzioł, 1994; Ptaszkiwicz, 2007; Falkowska, 2009). Pojemność sorpcyjna i powierzchnia właściwa są to cechy, które określają pośrednio możliwość związania jonów z roztworu.

Zmienność wartości MBC i S_t przedstawiono w tabeli 26 i na figurze 54. Wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszanke gruntowej maleją wartości tych parametrów.

Jak przedstawiono na figurze 54, nie obserwuje się różnic zależnych od składu mieszanki gruntowej między średnimi wynikami pomiarów powierzchni właściwej i pojemności sorpcyjnej względem błękitu metylenowego, bezpośrednimi i powtórzonymi po dwudziestu godzinach. Większa różnica między tymi pomiarami występuje tylko w przypadku iltu – składnika mieszanek gruntowych. Krzywe łączące punkty wartości średnich są współkształtne w całym zakre-

sie zmienności składu mieszanek gruntowych. Wartości powierzchni właściwej wszystkich mieszanek gruntowych są wyższe niż minerałów ilastych niepęczniejących, np. kaolinitu: $10\text{--}30 \cdot 10^3$ m²/kg (Wojciechowski, 1990).

Na figurze 55 przedstawiono wartości pojemności wymiany kationów dla poszczególnych mieszanek gruntowych, oszacowane według wzorów Piaskowskiego oraz Breeuwsma i in. Przebieg zależności wartości CEC, obliczonych według wzoru Piaskowskiego (1984), od składu mieszanki gruntowej jest proporcjonalny do przebiegu zależności pojemności sorpcyjnej względem błękitu metylenowego MBC i powierzchni właściwej S_t obliczonej z MBC, parametrów plastyczności i skurczu liniowego. Wartości CEC obliczone ze wzoru Breeuwsma i in. (1986) wykazują spadek wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszanke gruntowej oraz widoczne różnice w przebiegu ich zmienności w stosunku do wartości obliczonych wg wzoru Piaskowskiego.

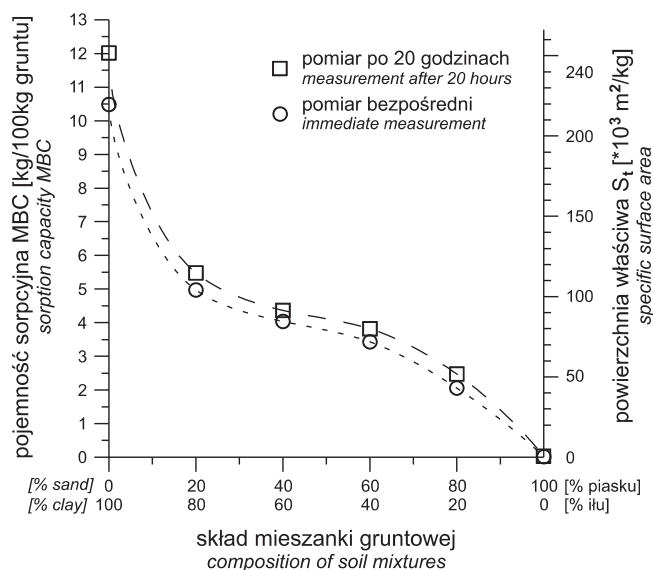


Fig. 54. Pojemność sorpcyjna i powierzchnia właściwa mieszanek gruntowych oznaczone metodą sorpcji błękitu metylenowego

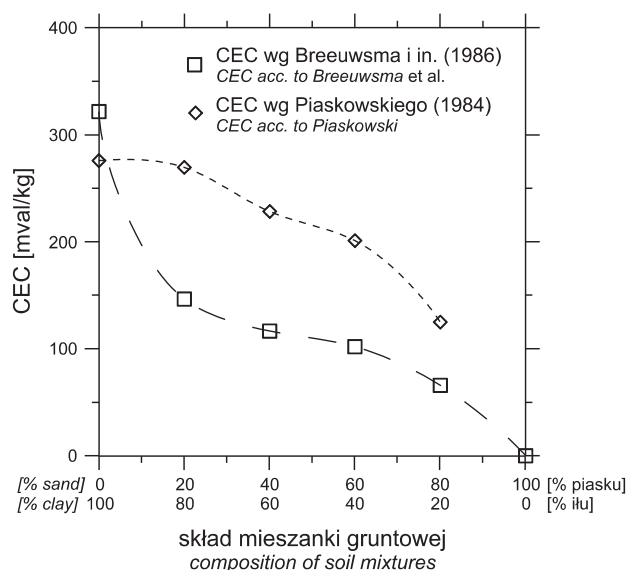


Fig. 55. Zależność pojemności wymiany kationowej (CEC) od składu mieszanek gruntowych

8.2. WŁAŚCIWOŚCI SORPCYJNE WZGLĘDEM JONÓW KADMU I OŁOWIU

W ocenie skuteczności warstw mineralnego uszczelnienia istotna jest zdolność unieruchamiania i wyłączenia z obiegu przyrodniczego metali ciężkich, a także wielu związków organicznych znajdujących się zwykle w odciekach ze składowisk odpadów. Minerale ilaste są szczególnymi sorbentami metali ciężkich – stwierdza to wielu badaczy: Förstner (1979a), Helios-Rybicka (1986), Calmano i in. (1988), Roszak (1989), Jarosińska i Twardowska (1991), Osmęda-Ernst i Witczak (1991), Osmęda-Ernst (1991), Helios-Rybicka i Kyzioł (1991a, b), Kyzioł (1994), Kugler i in. (2002), Ferrell i in. (2002), a także Kolbe i in. (2002), Rydelek i in. (2012), Borkowski i in. (2012, 2013) oraz Rydelek (2013). Rola, jaką spełniają w procesach ich wiązania i kumulowania, ma ważne znaczenie w szeroko pojętej problematyce oczyszczania środowiska skażonego tymi metalami.

W celu scharakteryzowania tych właściwości względem jonów kadmu i ołowiu wykonano badania modelowe określające ilościowo możliwość eliminowania tych metali ciężkich z odpowiednio przygotowanych roztworów w obecności gruntu w postaci zawiesiny. W wyborze metali do badań kierowano się ich powszechnym występowaniem w zanieczyszczeniach powietrza, wód powierzchniowych, opadów oraz w ściekach i odciekach wysypiskowych, jak również dużą szkodliwością tych metali dla organizmów żywych, na co wskazują Kabata-Pendias i Pendias (1999). Na określenie zjawisk unieruchamiania jonów metali ciężkich przez badane grunty będzie stosowane ogólne określenie – *sorpcja* (dla zwięzłości opisu). Nie rozstrzygano w jakich procesach (rozdz. 2.6) może ono następować i w jakiej formie.

Badania unieruchamiania metali ciężkich przeprowadzono metodą statyczną (tzw. „batch”). Polega ona na tym, że roztwór reaguje z gruntem w zamkniętym naczyniu bez możliwości wymiany masy z otoczeniem. Wprawdzie warunkom funkcjonowania mineralnych warstw uszczelniających bardziej odpowiadałaby metoda dynamiczna (kolumnowa), to jednak nie zastosowano jej z uwagi na to, że badane grunty są gruntyami spoistymi, zwięzłe spoistymi i bardzo spoistymi i jak píše Osmęda-Ernst (1991), w takich warunkach roztwór probierczy nie osiągnie równowagi fizykochemicznej z fazą stałą, a eksperyment wymaga długiego czasu liczonego w latach (Ferrell i in., 2002; Kugler i in., 2002).

Sorpcję metali przeprowadzono na próbkach mieszanek gruntowych oraz ich składników, a także kontrolnie dla pozostałych wyróżnionych w tym złożu typów ilów. Sporządzono roztwory probiercze z fixanali $Pb(NO_3)_2$ i $CdCl_2$, tak aby stężenie metalu w roztworze wynosiło ok. 10 i 20 ppm. Wyboru stężeń roztworów metali dokonano zgodnie z metodami stosowanymi w podobnych badaniach przez Helios-Rybicką (1986), Helios-Rybicką i Kyzioł (1991a) oraz Kyzioł (1994). Przygotowane roztwory miały stężenia: Pb – 8,66 i 17,5 ppm, Cd – 10,5 i 21,5 ppm, a roztwory zawierające mieszaninę tych metali (dwuskładnikowe): roztwór I – 9,44 ppm Pb i 10,7 ppm Cd, roztwór II – 19,1 ppm Pb i 21,7 ppm Cd. Roztworem zalewano naważkę wysuszonego gruntu o takiej masie, aby zawiesina miała stężenie 20 g gruntu na litr roztworu probierczego. W zawieszynie z roztworami ustalono pH = 7, stosując niewielkie ilości KOH. Następnie wstrząsano zawiesiny z dodanymi jonami metali przez 24 godziny. Po czasie wstrząsania oddzielono przez wirowanie części mineralne od roztworu. Niezaadsorbowaną ilość metali w poszczególnych roztworach określono metodą płomieniowej absorpcji atomowej w Centralnym La-

Tabela 27

Ilość ołowiu i kadmu desorbowana z próbek surowych gruntów przez wodę redestylowaną (tło desorpcji Pb i Cd z gruntów), podana w postaci stężenia metalu w roztworze po desorpcji

Cd and Pb contents desorbed from samples of raw soils by using of double-distilled water (desorption background of Cd and Pb from the soils), given as metal concentrations in the solution after desorption

Nazwa próbki	Ilość desorbowanego Cd [ppm]	Ilość desorbowanego Pb [ppm]
Woda redestylowana	<0,0002	0,010
ł brązowy	0,0011	0,013
M20p	<0,0002	0,006
M40p	<0,0002	0,005
M60p	<0,0002	0,010
M80p	0,0003	0,008
Piasek	<0,0002	0,006

laboratorium Chemicznym Państwowego Instytutu Geologicznego – PIB. Następnie, w celu określenia desorpcji, oddzielone części mineralne zalano wodą redestylowaną w takiej ilości, by osiągnąć wyjściowe stężenie zawiesiny, tj. 20 g gruntu/l wody przy pH = 7 i wstrząsano przez 24 godziny. Następnie oddzielano części mineralne od roztworów. Oznaczając zawartość jonów metali w roztworach, określono desorpcję metali wodą redestylowaną z próbek gruntów po sorpcji metali z roztworów probierczych.

Dla określenia tła desorpcji wykonano oznaczenie desorpcji tych metali z próbek gruntów (bez wcześniejszego zadania roztworów probierczych) wodą redestylowaną przy utrzymywaniu pH = 7. Grunty niepoddane działaniu roztworów probierczych wykazały niewielkie ilości jonów Pb i Cd. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 27. Stężenia tych metali są znacznie niższe od dopuszczalnych zawartości dla wody do picia: Cd – 0,005 ppm, Pb – 0,05 ppm. Otrzymane wartości są nieporównywalnie niskie w stosunku do uzyskanych w badaniach modelowych z roztworami probierczymi. Nie było więc konieczności uwzględniania ich w dalszych obliczeniach i zestawieniach.

8.2.1. KUMULACJA JONÓW KADMU I OŁOWIU W IŁACH

Zasadniczo z roztworu o niższym stężeniu (8,66 ppm) jest sorbowane nie mniej niż 98,5% zawartości Pb, z roztworu o wyższym stężeniu (17,5 ppm) nie mniej niż 97% Pb przez trzy typy iłów (fig. 56). Desorpcja ołowiu zaadsorbowanego przez grunty ilaste po sorpcji z roztworów o dwóch różnych stężeniach jest mało zróżnicowana (fig. 56). Wartości te mieszczą się w granicach błędów preparatyki i pomiaru. Desorpcja nie przekracza 4% zaadsorbowanej uprzednio ilości Pb.

Nieco inaczej wygląda sorpcja kadmu przez badane iły (fig. 57). ł brązowoszary sorbuje stosunkowo najmniej jonów kadmu (ok. 80% zawartości jonów w roztworze) przy zastosowanych stężeniach (10,5 ppm i 21,5 ppm), a także najmniej desorbuje – przy obu stężeniach, nie więcej niż 3% zaadsorbowanej ilości kadmu. Z pozostałych typów iłów kadm jest desorbowany w ilości nie większej niż 4,5% wcześniej zaadsorbowanej ilości.

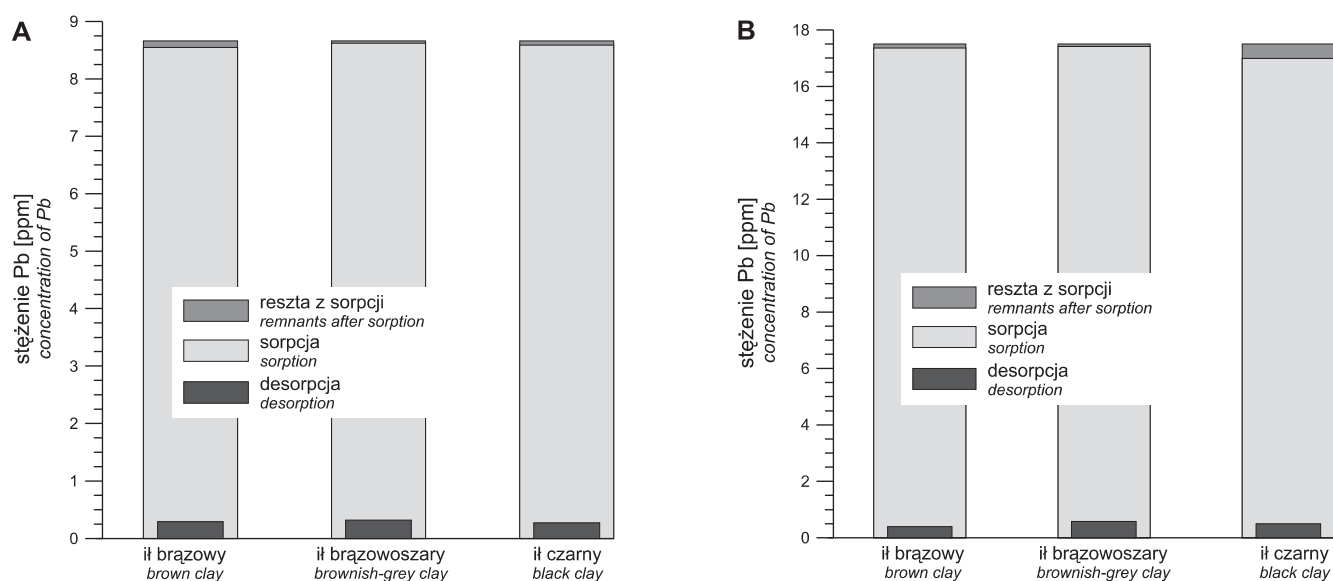


Fig. 56. Ilość ołowiu zaadsorbowana z roztworu 8,66 ppm Pb (A) oraz 17,5 ppm Pb (B) i desorbowana z iłów

Concentrations of Pb absorbed from the solution 8.66 ppm (A) and 17.5 ppm (B) and subsequently desorbed from the clays

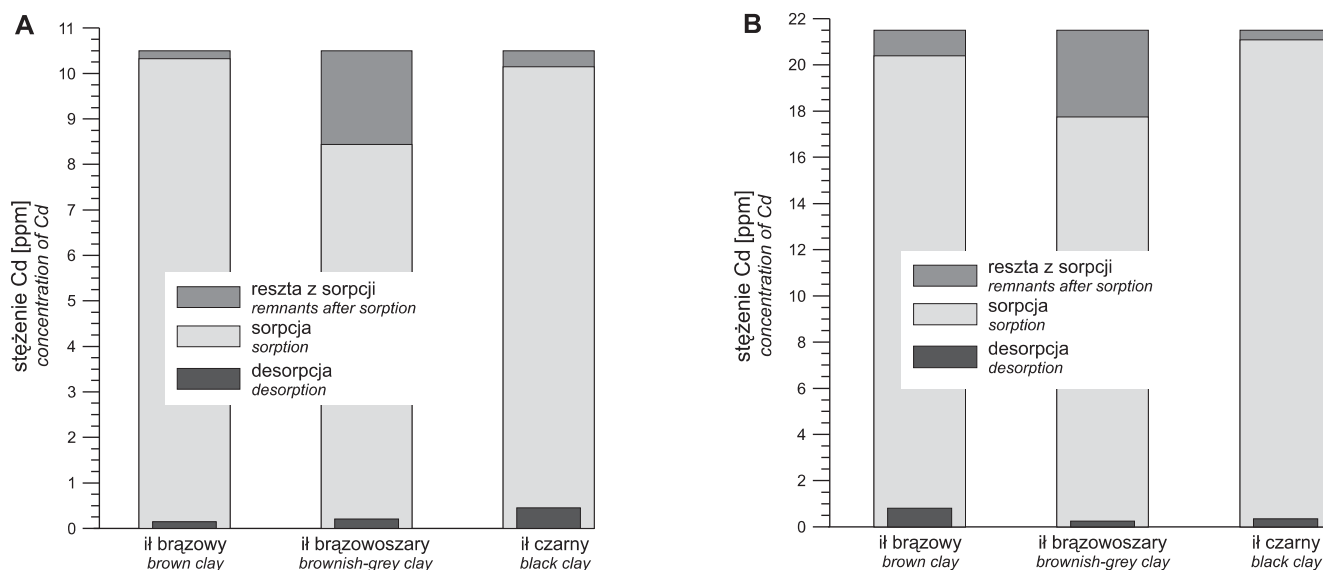


Fig. 57. Ilość kadmu zaadsorbowana z roztworu 10,5 ppm Cd (A) i 21,5 ppm Cd i desorbowana z ilów

Concentrations of Cd absorbed from the solution 10.5 ppm (A) and 21.5 ppm (B) and subsequently desorbed from the clays

Na warstwy uszczelniające składowisk działa jednocześnie w dużej różnorodności i zmienności wiele czynników zanieczyszczeń chemicznych (Kalbe i in., 2002). Wyniki badań modelowych zdolności kumulacyjnych ilów w stosunku do jednoczesnego występowania w roztworze jonów Cd i Pb o zbliżonych koncentracjach – roztwór I – 9,44 ppm Pb i 10,7 ppm Cd; roztwór II – 19,1 ppm Pb i 21,7 ppm Cd przedstawiono na figurze 58.

Sorpcja z roztworu I (fig. 58A) jest wyższa niż z roztworów monometalicznych (fig. 56A, 57A). Dla roztworu II o wyższych stężeniach (fig. 58B) obserwuje się niższą sorpcję każdego z metali niż sorpcja tych metali z roztworów monometalicznych o zbliżonych stężeniach. Różnica ta jest szczególnie wyraźna dla kadmu. Jednocześnie ił czarny sorbuje prawie całkowicie zawarte w roztworze metale, niezależnie od ich stężenia, natomiast ił brązowoszary sorbuje w najmniejszym stopniu (nieco ponad 65%) kadm z roztworu o wyższym stężeniu.

Różnicę między zaadsorbowaną a następnie desorbowaną ilością metalu przez ił można określić jako zdolność kumulacyjną iłu w stosunku do jonu metalu. Kumulacja Cd i Pb przez ily z roztworów dwumetalicznych jest nieznacznie niższa w odniesieniu do każdego z nich niż w przypadku roztworów monometalicznych. Zależność ta jest wyraźna szczególnie dla wyższych stężeń metali w roztworach. Iły w stosunkowo większej ilości kumulują ołów niż kadm, natomiast kadm jest nieco łatwiej desorbowany z ilów niż ołów, przy czym wyniki badań sorpcji kadmu są bardziej zróżnicowane. Maksymalną desorpcję zanotowano dla kadmu, która osiąga prawie 7% zaadsorbowanej wcześniej ilości przez ił brązowoszary – w pozostałych oznaczeniach ily nie desorbują więcej niż 4% zaadsorbowanej wcześniej ilości tego metalu.

8.2.2 KUMULACJA JONÓW OŁOWIU W MIESZANKACH GRUNTOWYCH

Tak jak dla ilów, podobny cykl oznaczeń przeprowadzono dla mieszanek gruntowych i sporządzono histogramy bezwzględnych wartości sorpcji i desorpcji Pb i Cd. Zamieszczono na nich także wartości dla ily – składnika mieszanek gruntowych.

Dla poszczególnych mieszanek gruntowych wraz ze wzrostem zawartości frakcji piaskowej w mieszance gruntowej maleje zdolność sorpcyjna gruntów i jednocześnie wzrasta zdolność do desorpcji jonów Pb (fig. 59). W obu przypadkach, mniejszego i większego stężenia jonów metalu w roztworze, wartość sorpcji aproksymowano funkcją kwadratową przy współczynniku korelacji $R^2 = 0,89$ dla stężenia 8,66 ppm Pb i $R^2 = 0,94$ dla stężenia 17,5 ppm Pb w roztworze (linia sorpcji na fig. 59). Współczynnik a tej funkcji w obu przypadkach jest ujemny i wynosi: $-0,57$ dla mniejszego stężenia i $-0,16$ dla większego stężenia jonu Pb w roztworze probierczym. Oznacza to, że wraz ze wzrostem udziału piasku w mieszance gruntowej spadek sorpcji jonów Pb przez mieszanki z roztworu o mniejszym stężeniu jonów metalu jest bardziej dynamiczny niż z roztworu o ich większym stężeniu. Przy zastosowanych stężeniach jonów ołowiu 8,66 ppm i 17,5 ppm nie obserwuje się zależności wartości sorpcji od stężenia jonów w roztworze probierczym. Wszystkie mieszanki gruntowe sorbują co najmniej 88% jonów Pb z roztworu.

Wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej wzrasta ilość desorbowanych jonów Pb (fig. 59). Zależność tę aproksymowano funkcją kwadratową. Funkcje kwadratowe interpolujące tę zależność mają współczynnik a dodatni. Wynosi on 0,09 dla niższego stężenia i 0,02 dla wyższego stężenia jonów Pb w roztworze probierczym. Wartości

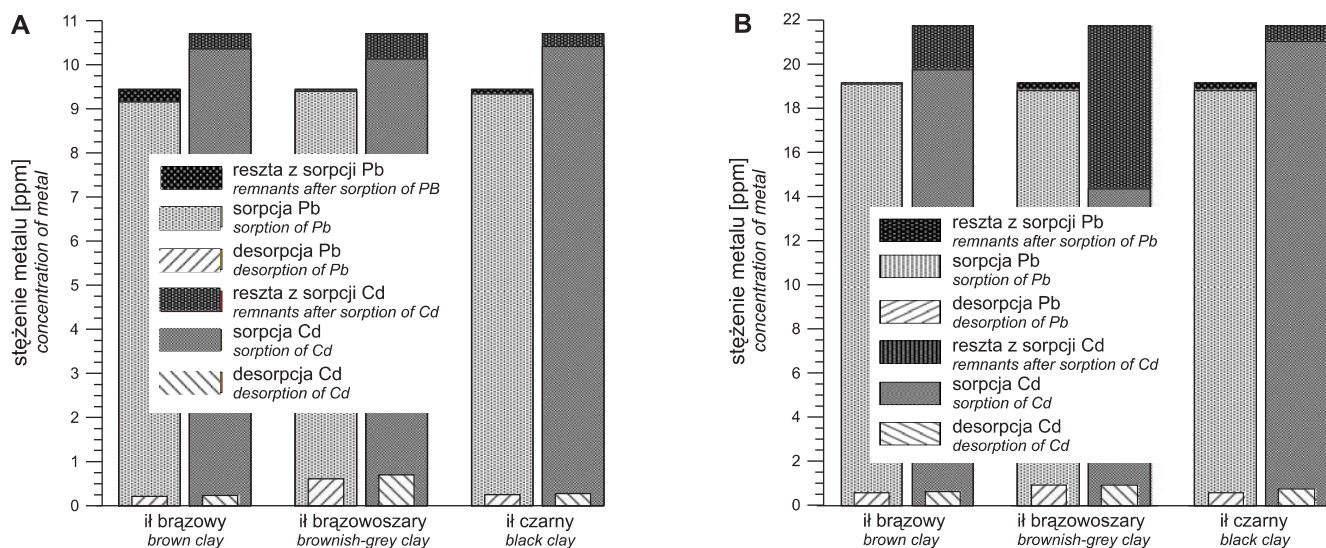


Fig. 58. Ilość Pb i Cd zaadsorbowana z roztworu 9,44 ppm Pb, 10,7 ppm Cd (A) oraz 19,1 ppm Pb, 21,7 ppm Cd (B) i desorbowana z ilów

Concentrations of Pb and Cd absorbed from the solution 9.44 ppm Pb, 10.7 ppm Cd (A) and 19.1 ppm Pb, 21.7 ppm Cd (B) and desorbed from the clays

R^2 wynoszą odpowiednio 0,96 i 0,95. Przy wyższym stężeniu początkowym Pb desorpcja osiąga wartości wyższe. Przy aproksymacji desorpcji ołowiu nie wzięto pod uwagę wartości otrzymanej dla ilu, ponieważ wyraźnie odbiega od tej dla mieszanek gruntowych. Mieszanki gruntowe M20p, M40p, M60p wykazują mniejszą desorpcję niż il, będący ich składnikiem.

Jednocześnie stwierdzono, że desorpcja nie przekracza 5% zaadsorbowanej ilości tego metalu przez badane grunty, oraz że najniższą desorpcję wykazuje mieszanka o zawartości 20% piasku przy najwyższej sorpcji jonów Pb. Mieszanka ta wykazuje najwyższą kumulację ołowiu – ponad 95,4%.

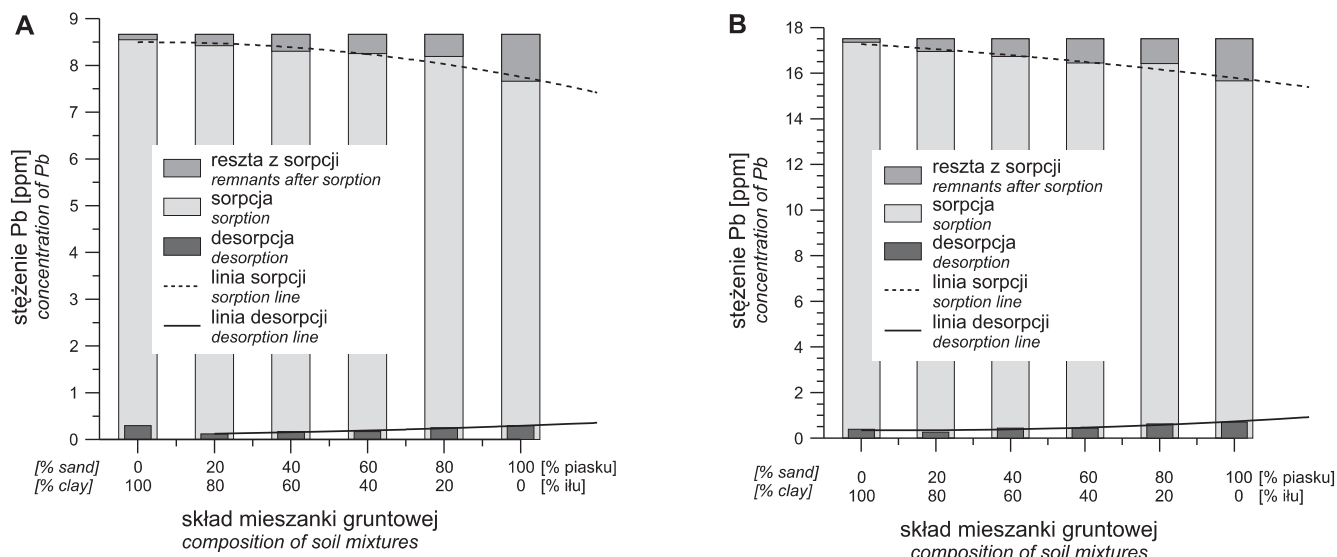


Fig. 59. Zależność ilości ołowiu, zaadsorbowanej z roztworu 8,66 ppm Pb (A) oraz 17,5 ppm Pb (B) i desorbowanej, od składu mieszanki gruntowej

Concentrations of Pb adsorbed from the solution 8.66 ppm Pb (A) and 17.5 ppm Pb (B) and subsequently desorbed, as a function of the composition of soil mixtures

8.2.3. KUMULACJA JONÓW KADMU W MIESZANKACH GRUNTOWYCH

Sorpcja kadmu przez mieszanki gruntowe ma podobny przebieg do sorpcji ołowiu. Wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej zmniejsza się zdolność gruntu do sorbowania kadmu przy zastosowanych stężeniach tego metalu w roztworze wodnym – 10,5 ppm i 21,5 ppm Cd (fig. 60).

Zależności sorpcji Cd od składu mieszanki gruntowej aproksymowano funkcją kwadratową o współczynnikach: $a = -1,48$ przy współczynniku korelacji $R^2 = 0,94$ z roztworu o stężeniu 10,5 ppm Cd i $a = -0,70$ przy $R^2 = 0,99$ (nie biorąc pod uwagę sorpcji przez grunt – 100% piasku) z roztworu o stężeniu 21,5 ppm Cd (fig. 60). Wartości współczynnika a krzywych interpolujących tę zależność dla roztworów o różnych stężeniach wskazują, że przy niższych stężeniach następuje znacznie większy spadek wartości sorpcji jonów Cd wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Podobną zależność zaobserwowano dla ołowiu. Natomiast w przeciwieństwie do wartości sorpcji jonów ołowiu przez mieszanki gruntowe, wartości współczynnika a krzywej aproksymującej są zależne od stężenia jonów Cd w roztworze. Przy większym stężeniu sorpcja wyrażona w procentach stężenia jonów Cd w roztworze probierczym jest niższa. Jest to spowodowane wyczerpywaniem się zdolności sorpcyjnych gruntu względem jonów kadmu o koncentracji 21,5 ppm w roztworze. Jednak zarówno przy jednym, jak i przy drugim stężeniu jonów w roztworze sorpcja jest nie niższa niż 89% dla mieszanek gruntowych.

Desorpcja kadmu z mieszanek gruntowych po zasorbowaniu go z roztworów o dwóch stężeniach ma inny charakter niż to miało miejsce w przypadku ołowiu (fig. 60). Desorp-

cja po sorpcji kadmu z roztworu o stężeniu 21,5 ppm Cd nie wykazuje widocznej zależności od składu mieszanki gruntowej. Procentowa desorpcja waha się od ok. 2 do 12% zaadsorbowanego kadmu, z tym że maksymalną desorpcję zanotowano dla mieszanki M80p, a minimalną – M40p.

Desorpcja po sorpcji z roztworu o niższym stężeniu – 10,5 ppm Cd – wykazuje spadek wartości wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Zmienność tę aproksymowano funkcją kwadratową o ujemnym współczynniku a o wartości $-0,08$ ze współczynnikiem korelacji $R^2 = 0,95$. Zmienność tej zależności może być spowodowana wzrastającymi właściwościami buforującymi mieszanek gruntowych wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance. W środowisku zawiesiny gruntowej mogło nastąpić wytrącanie kadmu w postaci nierozpuszczalnych związków chemicznych. O właściwościach tego typu gruntów gruboziarnistych pisali Förstner (1979b), Helios-Rybicka, Kyzioł (1991a, b) oraz Kyzioł (1994).

Jak już wspomniano przy omawianiu metod badań, przed rozpoczęciem badania desorpcji, przed wstrząsaniem, roztwory z zawiesiną gruntową były doprowadzone do pH równego 7 przez dodanie niewielkich ilości KOH. Po wykonaniu badań desorpcji, zakończeniu wstrząsania, pH roztworu nieznacznie wzrastało i wynosiło maksymalnie 8 dla mieszanki M60p po sorpcji z roztworu o wyższym stężeniu i 7,71 dla M20p po sorpcji z roztworu o niższym stężeniu Cd w roztworze probierczym. Jednak najwyższe, odbiegające od podanych powyżej wartości pH roztworu po desorpcji zanotowano dla piasku – 9,2 i 8,5 odpowiednio dla wyższego i niższego stężenia Cd w roztworze probierczym. Jak piszą Helios-Rybicka i Kyzioł (1991a), w warunkach, gdy $\text{pH} > 7,5$, kadm w niewielkiej ilości jest sorbowany, w większej części

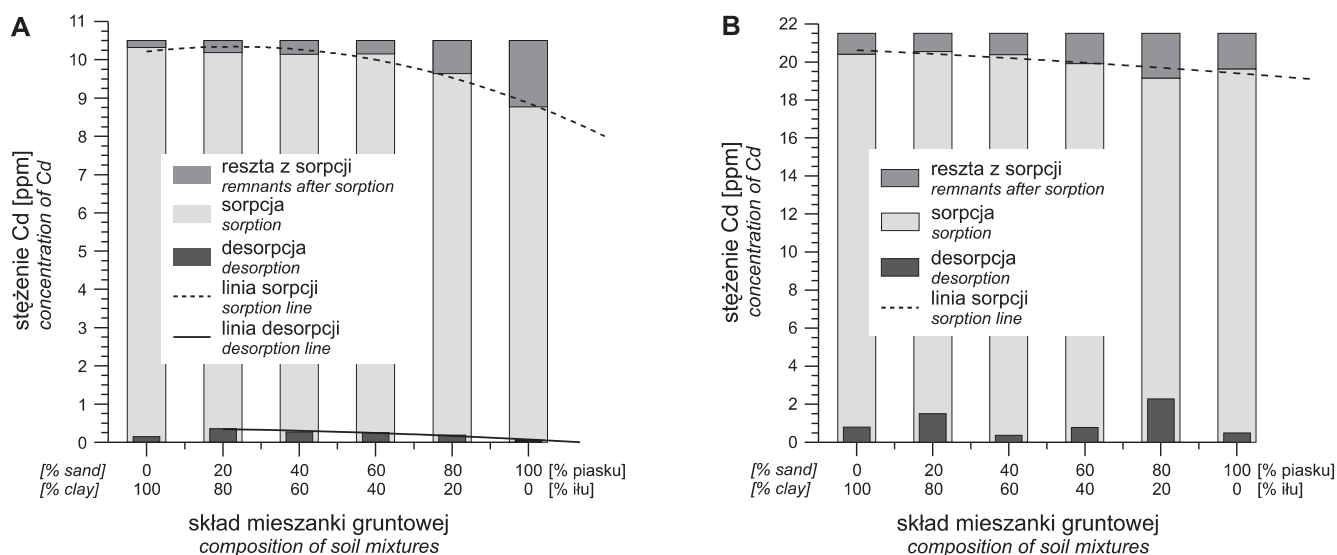


Fig. 60. Zależność ilości Cd, zaadsorbowanej z roztworu 10,5 ppm Cd (A) oraz 21,5 ppm Cd (B) i desorbowanej, od składu mieszanki gruntowej

Concentrations of Cd adsorbed from the solution 10.5 ppm Cd (A) and 21.5 ppm Cd (B) and subsequently desorbed, as a function of the composition of soil mixtures

metal jest unieruchamiany w wyniku procesów wytrącania lub współwytrącania. Mniejsza jest ilość desorbowanego kadmu przez piasek w stosunku do sąsiadujących z nim mieszanek gruntowych, jak również dla całej serii mieszanek gruntowych obserwuje się zmniejszanie wartości desorpcji kadmu wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Kumulacja jonów kadmu z roztworów o dwóch różnych stężeniach przez serię mieszanek gruntowych maleje wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej i nie jest mniejsza niż 78,5%.

8.2.4. KUMULACJA W MIESZANKACH GRUNTOWYCH JONÓW KADMU I OŁOWIU Z ROZTWORÓW DWUSKŁADNIKOWYCH

Oznaczono sorpcję metali ciężkich przez mieszanki gruntowe z dwóch roztworów wodnych, z których zawierał jony Pb i Cd o zbliżonych do siebie stężeniach: I – 9,44 ppm Pb, 10,7 ppm Cd oraz II – 19,1 ppm Pb, 21,7 ppm Cd. W każdym przypadku sorpcja metali maleje wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej (fig. 61). Odnotowano nieznaczny spadek sorpcji jonów obu metali z roztworu I i II wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Przy ogólnej tendencji spadkowej wartości sorpcji odnotowano niewielki wzrost sorpcji ołowiu z roztworu I przez piasek. Wartość ta jest najwyższa w stosunku do wartości uzyskanych przez wszystkie mieszanki gruntowe (fig. 61A). Najwyższą wartość sorpcji kadmu przez mieszanki gruntowe uzyskano dla mieszanki M40p z roztworu II. Nie jest zauważalna zależność wielkości sorpcji przez mieszanki gruntowe od stężenia tych metali w roztworze.

Desorpcja jonów metali z mieszanek gruntowych wzrasta z zawartością piasku w mieszance (fig. 61) z wyjątkiem desorpcji ołowiu z mieszanek gruntowych po uprzedniej sorpcji z roztworu II. W tym ostatnim przypadku Pb wykazuje prawie stałą wartość desorpcji. Kumulacja jonów metali z roztworów dwuskładnikowych jest znacząca i nie jest mniejsza niż 88%.

Jony ołowiu są łatwiej kumulowane z roztworów z dwoma metalami przez mieszanki gruntowe, podobnie jak to zostało wykazane w badaniach roztworów z jednym metalem.

W procesach eliminacji zanieczyszczeń z roztworów w obecności cząstek mineralnych ogromną rolę odgrywa pH środowiska. Bohn i in. (1979), Helios-Rybicka (1986), Hall (1987), Adriano (1986), Helios-Rybicka i Kyzioł (1991b) oraz Sikora (1996) wskazują, że wielkość kumulacji jonów metali zależy nie tylko od wartości pH środowiska, ale również od rodzaju metalu i preferencji (selektywności) minerałów ilastych i ich zespolów. I tak obniżenie pH do 5 powoduje powolną desorpcję Cd, podczas gdy Pb w tych samych warunkach jest jeszcze kumulowany przez minerał ilasty. Obniżanie odczynu środowiska powoduje zahamowanie adsorpcji, a następnie uwalnianie zaadsorbowanych wcześniej jonów metali. Jak podają Błażejewski i Michalska (1991) w warunkach naturalnych zjawisko to może występować na składowiskach odpadów komunalnych w okresie zwiększonej intensywności biodegradacji, której konsekwencją jest wzrost stężenia jonów wodorowych. W efekcie zjawiska kumulacji i uwalniania jonów metali ciężkich w naszym klimacie są zależne od sezonowych zmian biodegradacji – w zimie powinna zachodzić kumulacja metali ciężkich w gruncie, natomiast od wiosny do jesieni może następować ich uwalnianie. Konsekwencją może być wtórne zanieczyszczenie środowiska.

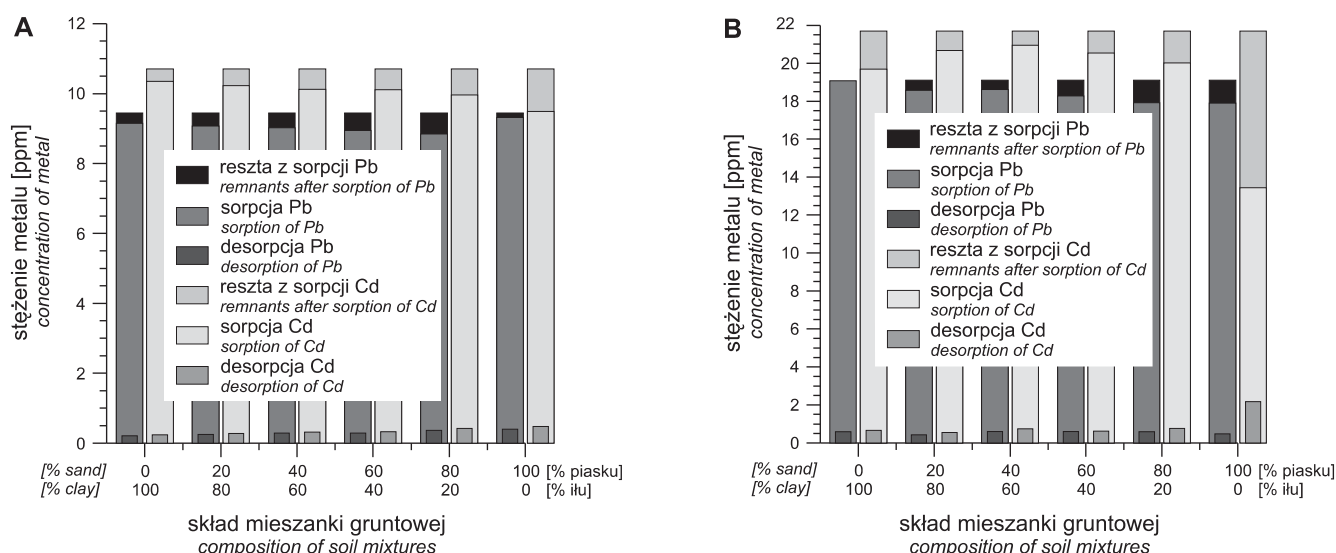


Fig. 61. Zależność ilości Pb i Cd, zaadsorbowanej z roztworu 9,44 ppm Pb i 10,7 ppm Cd (A) oraz 19,1 ppm Pb i 21,7 ppm Cd (B) i desorbowanej, od składu mieszanki gruntowej

Concentrations of Pb and Cd adsorbed from the solution 9.44 ppm Pb and 10.7 ppm Cd (A) as well as 19.1 ppm Pb and 21.7 ppm Cd (B) and subsequently desorbed, as a function of the composition of soil mixtures

Oprócz wysokiej sorpcji metali ciężkich przez minerały ilaste zawarte w mieszankach gruntowych występują procesy wytrącania tych metali w obecności ziarn frakcji piaskowej. Wyniki wykonanych badań dowodzą, że zawartość ziarn frakcji piaskowej nie ma większego wpływu na wielkość kumulacji kadmu i ołowiu przez mieszanki gruntowe. Zróżnicowanie wartości kumulacji badanych próbek gruntów (iłu i mieszanek gruntowych), niezależnie od zastosowanych stężeń Pb i Cd, nie przekracza 20%, przy czym łatwiej z roztworu eliminowany jest ołów. Wskazuje to na niewielką zmienność oraz wysokie wartości kumulacji w obrębie badanych gruntów przy znacznych różnicach stężeń metali w roztworach. Wartości te nie są niższe niż 88% stężenia jonów w roztworze probierczym.

Procesy sorpcji i kumulacji metali ciężkich są bardzo złożone i wskazane jest, aby właściwości sorpcyjne gruntów spoistych z przeznaczeniem na mineralne warstwy uszczelniające były każdorazowo badane w ściśle dobranych warunkach. Natomiast w celach porównawczych, np.: wyboru optymalnej mieszanki gruntowej, proponuje się stosowanie roztworów o neutralnym pH. Istotną sprawą byłaby również ocena wpływu kumulacji jonów metali lub związków chemicznych, a także organicznych na właściwości fizyczne gruntów. Na konieczność przeprowadzania takich badań zwracają też uwagę Rybicki i Bauer (1997).

8.3. CHARAKTERYSTYKA WŁAŚCIWOŚCI WYTRZYMAŁOŚCIOWYCH I FILTRACYJNYCH MIESZANEK GRUNTOWYCH I ICH SKŁADNIKÓW

Warstwy mineralnego uszczelnienia są nie tylko elementem izolującym środowisko przed odciekami ze składowiska odpadów, ale również powinny pełnić funkcję konstrukcyjną obiektu. Ocena charakterystyk wytrzymałościowo-odkształceniowych gruntów w zależności od przyłożonego obciążenia stanowi istotny czynnik przy prognozowaniu zjawisk geodynamicznych, jak również procesów związanych z szerokim zakresem zastosowań inżynierskich (Krajewski, Meissner, 1967; Wysokiński, 1967; Bishop i in., 1973; Wood, 1979; Kaczyński, 1981, 1984, 1993; Glazer, 1985; Wroth, Houlby, 1985; Wolski, 1985, 1987; Rybicki, Sajda, 1987; Kowalski, 1988; Wróblewski, 1992; Akai i in., 1993; Vallejo, 1993).

W ideowym schemacie charakterystyk wytrzymałościowo-odkształceniowych gruntu można wyróżnić występujące po sobie kolejno fazy:

- odkształceń odwracalnych,
- odkształceń nieodwracalnych,
- wytrzymałości krytycznej gruntu,
- plastycznych odkształceń reologicznych – związanych z pełzaniem gruntu.

Warunki pracy ośrodka gruntowego dla tego typu obiektów wymagają analizy dwóch podstawowych schematów badawczych:

- jednoosiowego ścinania,
- osiowej konsolidacji gruntu.

8.3.1. KĄT TARCIA WEWNĘTRZNEGO I SPÓJNOŚĆ

Dla mieszanek gruntowych i ich składników wyznaczono wartości parametrów wytrzymałości wzdłuż wymuszonych powierzchni ścinania przeprowadzając badania w aparacie skrzynkowym. Badania wytrzymałości na ścinanie według tej metody umożliwiają uwzględnienie zmian stanu naprężenia, przy maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego i wilgotności początkowej nieznacznie wyższej od optymalnej, ale nieprzekraczającej wartości, przy której wskaźnik zagęszczenia gruntu I_s byłby mniejszy niż 0,95. Taką wartość I_s i wilgotności formowania uszczelnień mineralnych zalecają Brandl (1992), Prühs i Kowalov (1992) oraz Barański i in. (1994).

Badanie wykonywano bez wstępnej konsolidacji, w skrzynce o wymiarach 60 × 60 mm, przy prędkości przesuwu części ruchomej skrzynki 0,1 mm/min. Stosowano obciążenia normalne o wartościach 50, 100, 200, 300 i 400 kPa. Jako kryterium zniszczenia przyjęto maksymalną wartość siły ścinającej lub wartość siły ścinającej odpowiadającej przemieszczeniu równemu 10% (Glazer, 1984; Kaczyński, 1984; Dobak, 1984; Wolski, 1985; Wiłun, 1987). Dla każdego odczytu dokonano obliczenia aktualnej wielkości powierzchni, na jaką działają siły naprężenia normalnego i naprężenia ścinającego.

Dla każdego badanego typu gruntu wykreślono charakterystykę naprężenie–odkształcenie przy zastosowanych obciążeniach normalnych (fig. 62). W przyjętym odwzorowaniu nawiązano do sposobu przedstawiania zależności naprężenie–odkształcenie w modelach teorii sprężystości i plastyczności. Konsekwencją takiego odwzorowania jest zamiana osi współrzędnych zmiennej zależnej i niezależnej.

W sposób wyraźny zaznacza się podział procesu ścinania na dwa etapy (fig. 62, 63):

- znacznego przyrostu naprężeń ścinających przed powstaniem powierzchni ściecia;
- niewielkich zmian naprężeń ścinających i znacznych przemieszczeń po zniszczeniu pierwotnych więzi i utworzeniu powierzchni poślizgu.

Efekt „quasi-kruczego” zniszczenia próbki wyrażony osiągnięciem maksymalnego naprężenia ścinającego, po którym następuje reologiczny poślizg wzdłuż wytworzonej powierzchni zniszczenia, zaznacza się jedynie dla gruntów o znacznym udziale frakcji piaskowej. Obserwowany jest on dla piasku wydmowego oraz mieszanki gruntowej zawierającej 80% piasku przy wyższych wartościach zastosowanego naprężenia normalnego (300–400 kPa). Dla pozostałych stanów naprężenia oraz typów mieszanek gruntowych uzyskanie przemieszczeń wzdłuż powierzchni poślizgu wymaga konsekwentnego przyrostu naprężenia ścinającego.

Przy niskich wartościach naprężenia normalnego (50 kPa) i w początkowej fazie badania zróżnicowanie wartości naprężenia ścinającego τ dla badanych próbek gruntów jest niewielkie (fig. 63). Przemieszczenie ϵ próbek gruntów wynosi od 0 do 1,5 mm. Przy wyższych naprężeniach ścinających τ od 40 do 90 kPa wartości przemieszczenia ϵ wyka-

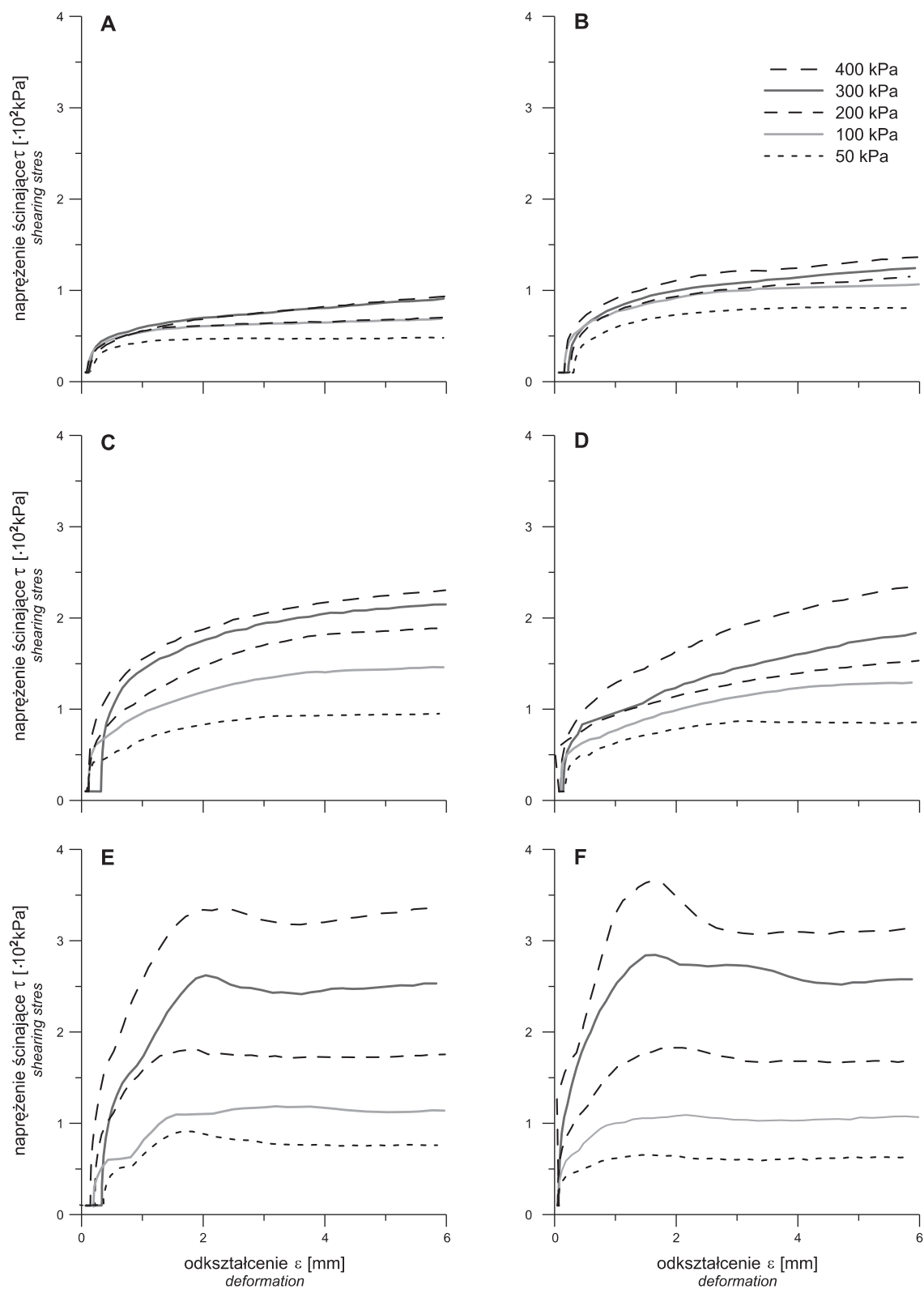


Fig. 62. Zależność naprężenie ścinające–odkształcenie

A – il brązowy; B – M20p; C – M40p; D – M60p; E – M80p; F – piasek

Shearing stress versus deformation

A – brown clay; B – M20p; C – M40p; D – M60p; E – M80p; F – sand

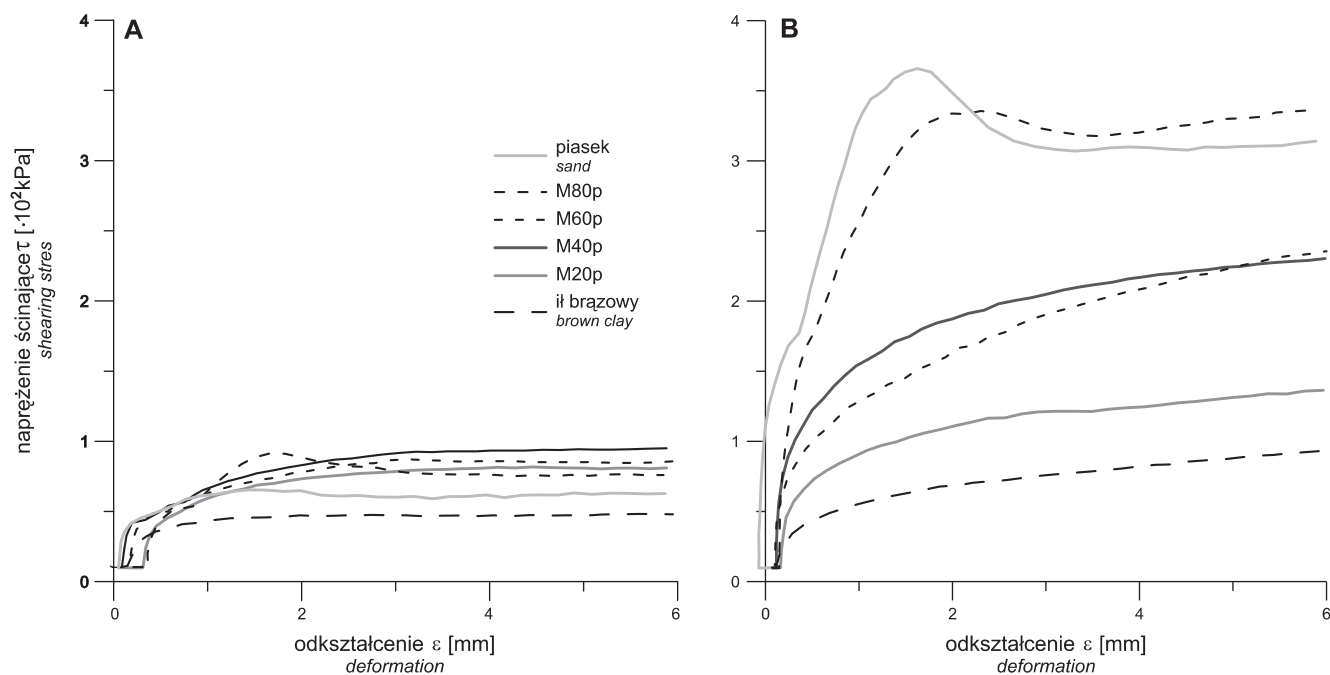


Fig. 63. Zależność naprężenie ścinające–odkształcenie przy naprężeniu normalnym

A – 50 kPa; B – 400 kPa

Shearing stress versus deformation by the normal stress

A – 50 kPa; B – 400 kPa

zują większe zróżnicowanie, ale nie można wskazać wyraźnych zależności wartości τ od składu mieszanki gruntowej.

Przy wysokich wartościach naprężenia normalnego (400 kPa) wartości naprężenia ścinającego i ich zróżnicowanie wzrastają i zawierają się w przedziale od 100 do 375 kPa, przy czym w mieszankach gruntowych o dużej zawartości piasku naprężenia ścinające osiągają wartości najwyższe (dla iłu – 100 kPa, dla M80p – 350 kPa i dla piasku 375 kPa).

Zależności maksymalnego naprężenia ścinającego τ_{max} od wartości naprężenia normalnego σ_n dla wszystkich badanych gruntów (fig. 64) aproksymowano prostymi przy współczynnikach korelacji R^2 z przedziału (0,88; 0,99). W zakresie niższych wartości naprężenia normalnego (od 0 do 70 kPa) obserwuje się spadek wartości maksymalnej siły ścinającej τ_{max} gruntów wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Jest to spowodowane niskimi wartościami spójności gruntów uboższych w cząstki frakcji iłowej. W przedziale wartości naprężeń normalnych od 70 do ok. 150 kPa wartości maksymalnego naprężenia ścinającego dla wszystkich badanych gruntów są zbliżone i mieszczą się w przedziale od 80 do 130 kPa. Dla wartości naprężenia normalnego z przedziału 150 do ok. 500 kPa wartości maksymalnego naprężenia ścinającego wzrastają wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej (fig. 64). Współczynniki kierunkowe prostych aproksymujących zależności $\tau_{max}(\sigma_n)$ na figurze 64 są wartościami tangensa kąta ϕ , a punkty przecięcia tych prostych z osią rzędnych wyznaczają wartości spójności c – coulombowskich parametrów wytrzymałościowych.

Wartości coulombowskich parametrów wytrzymałościowych – kąta tarcia wewnętrznego ϕ i spójności c ustalono według zaleceń normy PN-88/B-04481 oraz wytycznych

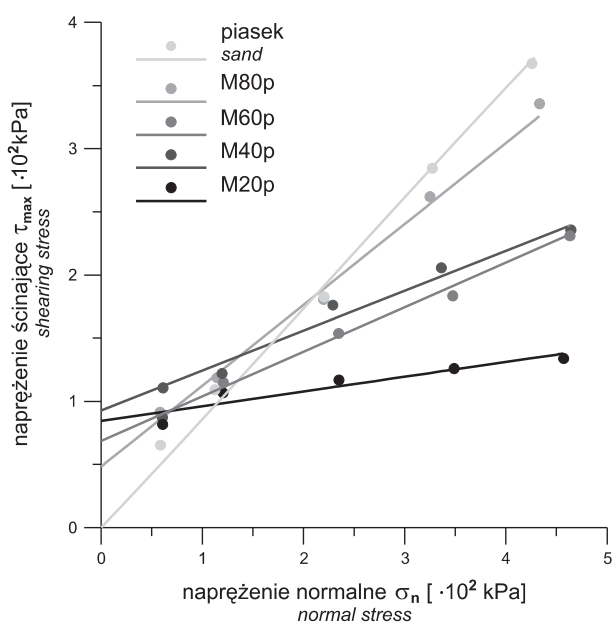


Fig. 64. Zależność wartości naprężenia ścinającego τ_{max} od naprężenia normalnego badanych gruntów σ_n

Shearing stress τ_{max} versus normal stress σ_n in the studied soils

ITB 225 (1979). W tabeli 28 przedstawiono wartości parametrów wytrzymałościowych.

Zależność wartości kąta tarcia wewnętrznego ϕ od ilości dodanego piasku do iltu (fig. 65) aproksymowano linią prostą o współczynniku korelacji $R^2 = 0,87$. Wzrost wartości ϕ jest związany ze wzrostem zawartości piasku w mieszance, przeciwnie do wartości spójności c (fig. 65). Współczynnik korelacji prostej aproksymującej otrzymane wartości c wynosi $R^2 = 0,91$.

W tabeli 28 przedstawiono wyniki badań i obliczeń parametrów wytrzymałościowych. Wilgotność próbek gruntów przed badaniem była nieznacznie wyższa od optymalnej, na-

tomiast po badaniu w aparacie skrzynkowym nieznacznie niższa od optymalnej. Wartości kąta tarcia wewnętrznego wzrastają od $6,2^\circ$ dla iltu do $39,2^\circ$ dla piasku. Obserwuje się gwałtowny wzrost wartości kąta tarcia wewnętrznego ϕ dla mieszanki M80p w porównaniu z pozostałymi mieszankami gruntowymi. Natomiast w przypadku wartości spójności, pomimo dużego rozrzutu wyników obserwuje się liniowy spadek wartości wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Najwyższą wartość spójności zanotowano dla mieszanki M40p.

Wartości parametrów wytrzymałości na ścinanie wykazują tendencję wzrostową wraz ze wzrostem procentowej

Tabela 28

Wyniki badań wytrzymałości na ścinanie mieszanek gruntowych i ich składników. Badania w aparacie skrzynkowym

Results of tests of shear strength of soil mixtures and their components. Tested in the shearing test apparatus

Grunt	Wilgotność początkowa w_0 [%]	Gęstość objętościowa ρ [Mg/m ³]	Parametry badania Naprężenie [kG/cm ²]; $\cdot 10^2$ [kPa]		Wilgotność po badaniu w [%]	Kąt tarcia wewnętrznego ϕ [°]	Spójność c [kG/cm ²]; $\cdot 10^2$ [kPa]
			normalne σ_n	ścinające τ_f			
H	26,8	2,09	0,59	0,48	24,6	6,2 ±1,5	0,466 ±0,075
			1,20	0,69	23,0		
			2,21	0,63	23,0		
			3,47	0,91	23,3		
			4,62	0,93	22,4		
M20p	17,7	2,32	0,61	0,82	16,9	6,7 ±1,4	0,844 ±0,072
			1,20	1,07	16,9		
			2,35	1,17	17,0		
			3,49	1,26	16,4		
			4,57	1,34	16,9		
M40p	15,2	2,25	0,61	1,11	12,6	17,5 ±1,6	0,927 ±0,088
			1,19	1,22	13,8		
			2,29	1,76	13,3		
			3,36	2,06	13,1		
			4,63	2,31	12,8		
M60p	13,4	2,27	0,60	0,87	13,0	19,5 ±0,9	0,683 ±0,050
			1,21	1,15	13,3		
			2,35	1,54	12,6		
			3,48	1,84	12,9		
			4,62	2,36	12,6		
M80p	11,8	2,30	0,58	0,91	10,5	33,5 ±1,0	0,435 ±0,068
			1,15	1,19	10,4		
			2,20	1,81	10,6		
			3,25	2,62	10,5		
			4,33	3,36	10,2		
Piasek	10,0	1,97	0,59	0,65	9,4	39,2 ±0,8	0
			1,12	1,09	9,2		
			2,20	1,83	9,2		
			3,27	2,85	9,1		
			4,28	3,66	9,1		

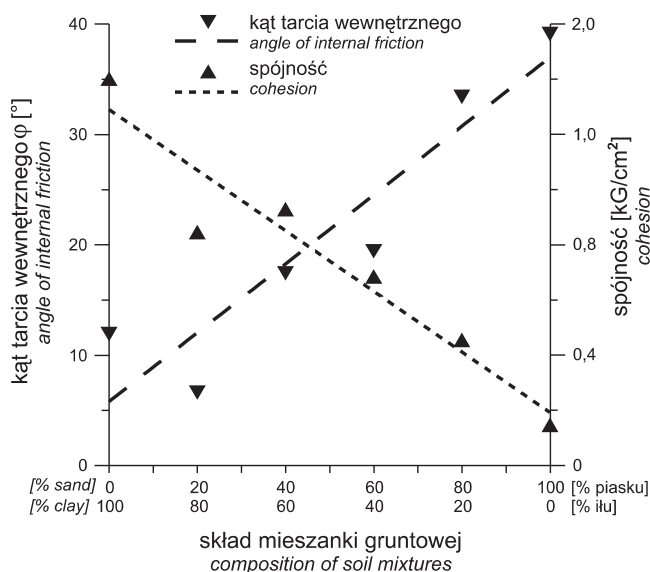


Fig. 65. Zależność kąta tarcia wewnętrznego ϕ i spójności c od składu mieszanki gruntowej

Angle of internal friction ϕ and cohesion c versus compositions of soil mixtures

zawartości piasku w mieszance gruntowej, ale dopiero przy naprężeniach normalnych przekraczających 150 kPa. Grunty o wysokiej zawartości ziarn frakcji piaskowej różnią się od gruntów bogatych w cząstki frakcji iłowej charakterem procesu ścinania. Wykazują tzw. „kruche” zniszczenie przy wysokich wartościach naprężenia normalnego. Mieszanki gruntowe o zawartości piasku 60% lub mniejszej wykazują plastyczny charakter deformacji w całym zakresie stosowanego naprężenia normalnego.

8.3.2. ŚCISLIWOŚĆ I PARAMETRY KONSOLIDACJI

Nadmierne i nierównomierne odkształcenia poszczególnych warstw systemu uszczelnienia składowiska są niekorzystne z powodu możliwości przerwania ciągłości i utraty izolacyjności warstw uszczelniających, jak również stateczności składowiska. Warstwy mineralnego uszczelnienia o znaczącej miąższości w konstrukcji składowiska są elementem systemu izolacji szczególnie podatnym na odkształcenia. Dlatego żeby spełnić warunki izolacyjności, powinny mieć stałą i dość wysoką wilgotność – wilgotność formowania.

Odształcenie gruntu pod wpływem obciążenia jest procesem złożonym. Odształcalność gruntów mineralnych zależy głównie od ich ścisłości, czyli możliwości wzajemnego przemieszczania się elementów strukturalnych układu przestrzennego: ziarn i cząstek gruntowych. Powoduje to zmniejszenie objętości przestrzeni porowej. To z kolei wywołuje odpływ do granic drenażu i zmniejszenie zawartości wody porowej i gazów w gruncie. Odształcalność zależy również od deformacji ziarn i cząstek mineralnych pod wpływem działających obciążeń. Po obciążeniu próbki gruntu następuje jej powolne odkształcanie, przyrost naprę-

żeń efektywnych (tzn. w szkielecie gruntowym) i spadek ciśnienia wody w przestrzeni porowej gruntów. W przypadku mało ścisłych gruntów można nie brać pod uwagę zmian porowatości na skutek zmiany nacisku, gdyż odkształcenia są małe – np. dla zagęszczonych piasków. Jednak w bardzo ścisłych gruntach, np. w miękkoplastycznych iłach, namulach, torfach itp., zmiany naprężeń wywołują duże odkształcenia (Wiłun, 1987; Dobak, 1999).

Badania ścisłości mieszanek gruntowych i ich składników wykonano w konsolidometrze. Badania wykonywano w warunkach stale rosnącego obciążenia, z uwzględnieniem pomiaru ciśnienia wody porowej. Przeprowadzono je według jednolitego programu (Łuczak-Wilamowska, 1997). Badania wykonano na 17 próbkach w postaci past, z czego otrzymano tylko po jednym oznaczeniu wiarygodnej wartości ciśnienia porowego dla każdego typu gruntu przy stopniu wilgotności zbliżonym do jedności.

Badanie konsolidometryczne składa się z dwóch etapów (pomijając fazę wstępnej konsolidacji): z etapu konsolidacji nieustalanej i ustalanej. W obrębie fazy ustalanej możliwe jest wyznaczenie parametrów konsolidacji (Dobak, 1999). Badania konsolidometryczne pozwoliły na określenie wartości parametrów odkształcalności, w tym ścisłości, które mają wpływ na wielkość osiadań konstrukcji budowli ziemnej, a także wartości współczynnika konsolidacji filtracyjnej, który jest związany z szybkością filtracji wody w gruncie (współczynnikiem filtracji).

8.3.3. ANALIZA WARTOŚCI PARAMETRÓW ŚCISLIWOŚCI

Parametrem charakteryzującym ścisłość w badaniach konsolidometrycznych jest konsolidometryczny moduł ścisłości M_k wyrażony wzorem:

$$M_{k(\sigma_2-\sigma_1)} = \frac{\Delta\sigma' H_{n-1}}{\Delta h} [\text{kPa}]$$

gdzie:

$M_{k(\sigma_2-\sigma_1)}$ – moduł ścisłości wyznaczony w konsolidometrze dla założonego przedziału naprężeń σ_1 – σ_2 , [kPa];

$\Delta\sigma'$ – różnica naprężeń efektywnych odpowiadająca analizowanemu przedziałowi naprężeń całkowitych, [kPa];

Δh – różnica odkształceń osiowych próbki gruntu powstających w wyniku przyrostu naprężeń [mm];

H_{n-1} – wysokość próbki przy naprężeniu odpowiadającym dolnej granicy analizowanego przedziału naprężeń [mm].

Wartości naprężeń efektywnych obliczono według wzoru:

$$\sigma' = \sigma - \frac{2}{3} u_H [\text{kPa}]$$

gdzie:

σ – naprężenie całkowite, [kPa];

u_H – ciśnienie wody w porach gruntu mierzone u podstawy próbki, [kPa].

W przebiegu zmienności rozpatrywanych wartości modułu ściśliwości M_k w zakresie zadawanego naprężenia σ (fig. 66) można wyróżnić następujące charakterystyki:

- Iły (fig. 66A) wykazują zależność $M_k(\sigma)$ aproksymowaną funkcją kwadratową o ujemnym współczynniku a ($R^2 = (0,76; 0,82)$), wznoszącą się do wartości maksymalnej M_k (dla łu brązowego $M_k = 5000$ kPa, przy $\sigma = 350$ kPa).
- Dla mieszanek gruntowych (fig. 66B) zależność $M_k(\sigma)$ ma charakter liniowy ($R^2 = (0,80; 0,99)$). Największą wartość konsolidometrycznego modułu ściśliwości zanotowano dla mieszanki M80p. Współczynnik kierunkowy liniowej zależności M_k od σ konsekwentnie zmniejsza się wraz ze zwiększeniem zawartości łu w mieszance gruntowej. Świadczy to o zwiększającej się możliwości przebudowy układu przestrzennego elementów strukturalnych próbki pod działaniem obciążenia konsolidującego i o zmniejszającej się sztywności układu elementów mineralnych gruntu wraz ze wzrostem zawartości cząstek frakcji łuwej.

Charakterystyki zależności odkształcenia ε od naprężenia σ próbek gruntów i mieszanek gruntowych (fig. 67) są następujące:

- Dla próbek łów – próbka łu czarnego (fig. 67A) wykazuje największe odkształcenia w zestawieniu z wynikami badań próbek pozostałych typów łów w porównywalnych zakresach naprężeń.
- Dla próbek mieszanek gruntowych (fig. 67B) zależność $\varepsilon(\sigma)$ przybiera charakter funkcji wykładniczej (przy współczynniku korelacji $R^2 = <0,81; 0,93>$). W zakresie zastosowanych naprężeń obserwuje się wzrost wartości odkształceń przy wzroście zawartości łu w mieszance

gruntowej. Mimo to wartości odkształcenia próbki łu są najniższe, a przebieg zależności ma odmienny charakter z uwagi na powolny odpływ wody i wzrastającą wartość ciśnienia porowego w próbce w przedziale zastosowanych obciążeń.

8.3.4. ANALIZA WARTOŚCI PARAMETRÓW KONSOLIDACJI

W badaniach w konsolidometrze pomiar ciśnienia wody w porach gruntu u podstawy próbki umożliwia wyznaczenie parametrów charakteryzujących konsolidację filtracyjną – zależności ciśnienia porowego (u_H) od naprężenia (σ). Z analizy wykresów (fig. 68) wynika, że:

- Dla badanych typów łów obserwuje się ciągły wzrost wartości ciśnienia porowego w próbce gruntu wraz ze wzrostem naprężenia (fig. 68A). Najwyższe wartości ciśnienia porowego zanotowano dla łu czarnego, a najniższe dla łu brązowego. Zależność $u_H(\sigma)$ aproksymowano funkcją kwadratową, przy współczynniku korelacji z przedziału $R^2 <0,974; 0,996>$;
- dla mieszanek gruntowych zależność $u_H(\sigma)$ przybiera zupełnie odmienny charakter (fig. 68B). Ciśnienie porowe wzrasta do pewnej wartości maksymalnej, a potem spada nieregularnie. Najwyższą wartość ciśnienia porowego (0,37 kPa) uzyskano dla mieszanki M40p (przy wartości naprężenia 257 kPa). Stwierdzono wyraźną różnicę w charakterze zależności $u_H(\sigma)$ dla łów (łu brązowego) i mieszanek gruntowych.

Odmienny charakter zależności $u_H(\sigma)$ dla trzech typów łów i mieszanek gruntowych wskazuje na odmienny mechanizm przejmowania obciążeń przez te grupy gruntów.

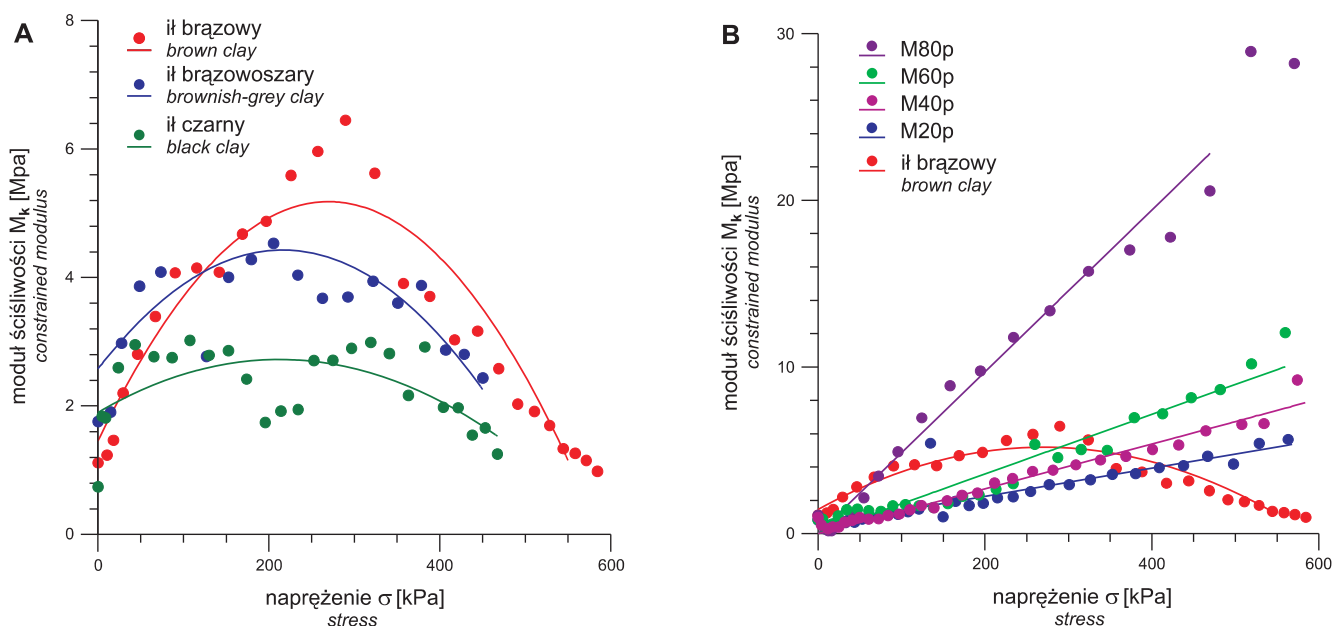


Fig. 66. Zależność modułu ściśliwości od naprężenia dla łów (A) i mieszanek gruntowych i łu (B)

Constrained modulus versus stress in clays (A) and soil mixtures and clay (B)

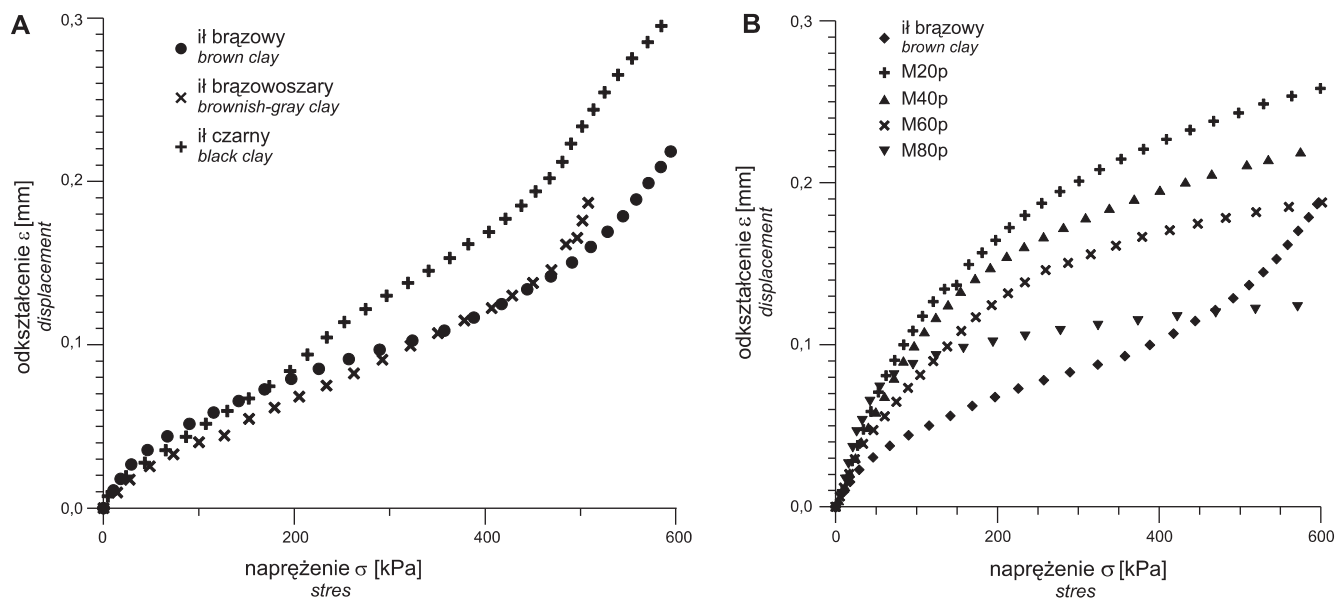


Fig. 67. Zależność modułu ściśliwości od naprężenia dla ilów (A) i mieszanek gruntowych i ilu (B)

Constrained modulus versus stress in clays (A) and soil mixtures and clay (B)

Zarówno w jednym, jak i w drugim przypadku bezpośrednio po przyłożeniu obciążenia do próbki gruntu nacisk przejmuje woda znajdująca się w porach gruntu. Następnie, w miarę upływu czasu i wzrostu obciążenia, nadciśnienie w wodzie zmienia się w zależności od charakteru ośrodka gruntowego. W ilach wartości ciśnienia porowego wzrastają wraz z przyrostem obciążenia, mimo że udział ciśnienia porowego w przenoszeniu naprężeń przekazywanych na grunt stopniowo maleje. Natomiast mieszanki gruntowe po osiągnięciu

pewnej maksymalnej wartości ciśnienia porowego wykazują w dalszym przebiegu procesu spadek wartości ciśnienia porowego w wyniku odpływu wody w kierunku granic drenażu. Świadczy to o wytwarzaniu uprzywilejowanych dróg filtracji. Tę fazę przekazywania obciążeń obserwuje się w mieszankach gruntowych, brak jej w ilach w zastosowanym zakresie obciążeń – jednocześnie następuje przyrost naprężeń efektywnych w szkieletie gruntowym.

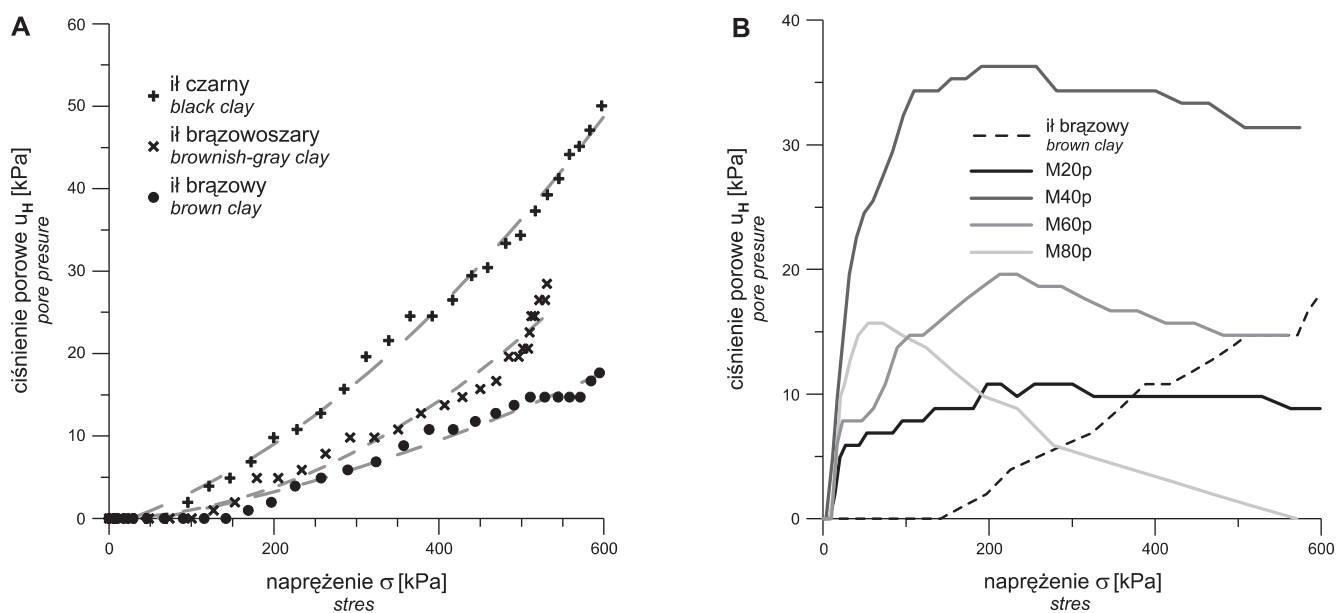


Fig. 68. Zależność ciśnienia porowego od naprężenia dla ilów (A) i mieszanek gruntowych i ilu (B)

Pore pressure versus stress in clays (A) and soil mixtures and clay (B)

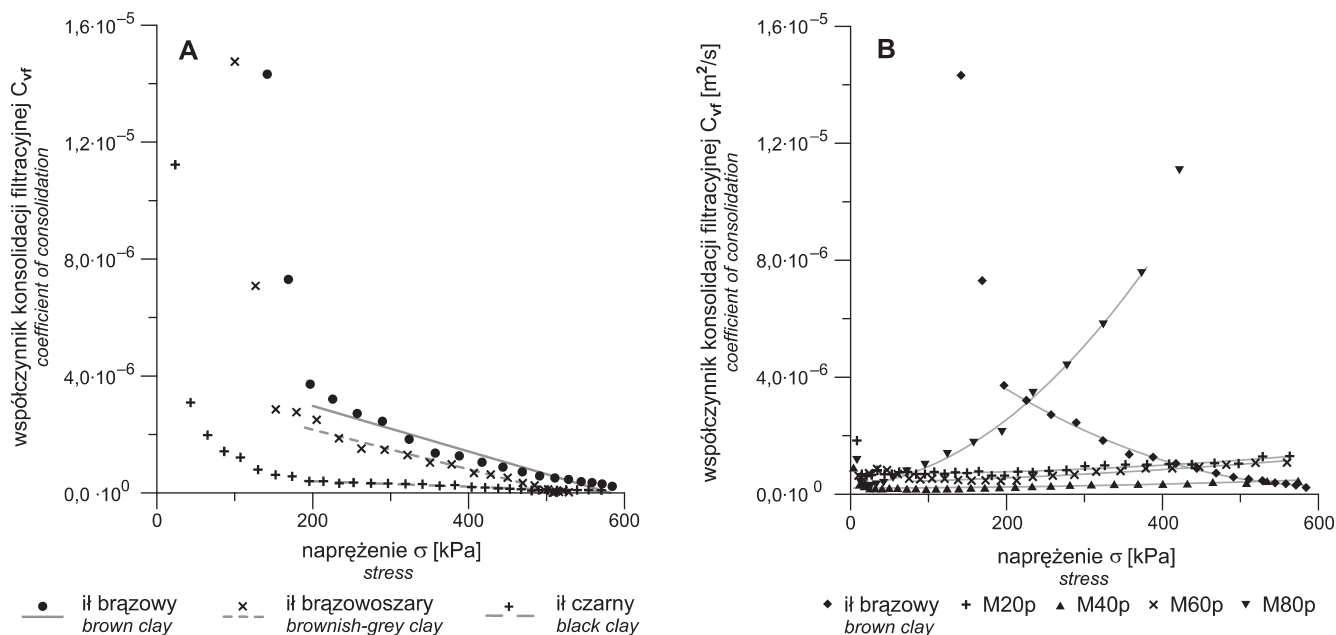


Fig. 69. Zależność współczynnika konsolidacji filtracyjnej od naprężenia dla ilów (A) i mieszanek gruntowych i ilu (B)

Coefficient of consolidation versus stress in clays (A) and soil mixtures and clay (B)

Można również stwierdzić (mając na uwadze charakter zależności $\epsilon(\sigma)$), że ły są gruntami bardziej ściśliwymi niż mieszanki gruntowe (fig. 67) i procesy konsolidacji zachodzą w łąch bardzo powoli. W zastosowanym przedziale naprężeń obserwuje się wzrost wartości odkształceń próbki i wzrost wartości ciśnienia porowego. Jest to uwarunkowane ich bardzo małą wodoprzepuszczalnością. Z powyższych zależności wynika również, że mieszanki gruntowe w badanym zakresie naprężeń osiągnęły pewien stopień konsolidacji. Przy naprężeniu 200 kPa próbki mieszanek gruntowych zmniejszają tempo przyrostu odkształceń i zmniejsza się wartość ciśnienia porowego.

Współczynnik konsolidacji charakteryzuje proces filtracji wody w warstwie gruntu o niewielkiej przepuszczalności i umożliwia wyznaczenie prędkości odpływu wody z warstwy o dowolnej miąższości (Glazer, Vu Cao Minh, 1976).

Współczynnik konsolidacji obliczano ze wzoru:

$$C_{vf} = \frac{\Delta\sigma \cdot H_i^2}{2\Delta t \cdot u_H} \quad [m^2/s]$$

gdzie:

C_{vf} – współczynnik konsolidacji uwarunkowanej filtracją w konsolidowanej próbce, $[m^2/s]$;

$\Delta\sigma$ – różnica naprężeń całkowitych w analizowanym przedziale naprężeń, $[kPa]$;

H_i – długość drogi drenażu, $[m]$;

Δt – czas przyrostu naprężeń o $\Delta\sigma$, $[s]$;

u_H – wartość ciśnienia wody w porach gruntu mierzona u podstawy próbki $[kPa]$.

Miarodajne wartości współczynnika C_{vf} uzyskuje się dla próbek o wysokiej wilgotności (przy stopniu wilgotności

$S_r = 1$ lub bliskim jedności), tak żeby przyłożone do próbek obciążenie konsolidujące mogło wywołać mierzalne w tym badaniu ciśnienie wody w porach gruntu. Wszystkie grunty poddawane obciążeniu konsolidującemu były w stanie miękkoplastycznym i w przypadku M80p w stanie płynnym (tab. 29).

Analiza wartości współczynnika konsolidacji C_{vf} wykazała:

- Dla próbek łąów (fig. 69A) zmniejszają się wartości współczynnika C_{vf} wraz ze wzrostem wartości naprężenia konsolidującego. W początkowej fazie badania obserwuje się duże spadki wartości C_{vf} , a przy wyższych naprężeniach (powyżej 100–200 kPa) następuje wolniejszy spadek wartości współczynnika. Szybki i nieregularny spadek wartości C_{vf} ze wzrostem obciążenia jest wynikiem niestabilnej fazy badań i wartości te nie są miarodajne. W fazie ustalonej, niską wartość C_{vf} należy wiązać z pogarszaniem się warunków filtracji w gruncie przy rosnącym naprężeniu (Dobak, 1986; Pinińska, Dobak, 1987). Dla wszystkich typów łąów, w ustalonej fazie konsolidacji, otrzymano zbliżone wartości C_{vf} .
- Dla próbek mieszanek gruntowych zależność $C_{vf}(\sigma)$ jest odmienna (fig. 69B). W początkowej fazie, tak jak dla łąów, obserwuje się niestabilny przebieg badania, objawiający się szybkim i niejednorodnym spadkiem wartości C_{vf} – następuje tu przebudowa struktury próbki poprzez wytworzenie dróg odpływu wody, na co ma wpływ zawartość piasku w mieszance gruntowej – a następnie łagodny niewielki wzrost wartości współczynnika konsolidacji filtracyjnej. Wzrost C_{vf} świadczy o spadku ciśnienia porowego w próbce, odpływie wody do granic drenażu (fig. 68B). Mieszanka o zawartości 80% piasku wykazuje najszybszy wzrost wartości współczynnika C_{vf} .

Tabela 29

Wilgotności próbek gruntów w badaniach konsolidometrycznych

Moisture contents of samples in consolidometer tests

Grunt	Granica plastyczności w_p [%]	Granica płynności w_L [%]	Wilgotność przed badaniem konsolidometrycznym w_0 [%]	Wilgotność po badaniu konsolidometrycznym w_k [%]	Stopień wilgotności S_r [-]
Ił	28,8	48,8	44,4	39,6	0,96
M20p	20,3	36,3	33,9	20,6	1,0
M40p	17,8	29,6	26,0	16,3	1,0
M60p	16,9	25,6	24,2	18,1	1,0
M80p	18,6*	20,6	21,4	16,1	1,0

8.3.5. WŁAŚCIWOŚCI FILTRACYJNE – WSPÓŁCZYNNIK FILTRACJI

W fazie ustalonej badania w konsolidometrze uzyskuje się miarodajne wartości C_{vf} , charakteryzujące właściwości filtracyjne w warunkach przyrostu obciążenia. Na tej podstawie może być oszacowana wartość współczynnika filtracji k według zależności:

$$k = \frac{C_{vf} \cdot \gamma_w}{M_k} \text{ [m/s]}$$

gdzie:

C_{vf} – współczynnik konsolidacji uwarunkowany filtracją w konsolidowanej próbce, [m²/s];

M_k – moduł ściśliwości wyznaczony w konsolidometrze dla założonego przedziału naprężeń σ_1 – σ_2 , [kPa];

γ_w – ciężar właściwy wody w porach gruntu, [kN/m³].

Obliczono wskaźnik porowatości (e) (przy zmniejszającej się wysokości próbki podczas badania w konsolidometrze, a tym samym zwiększającej się wartości gęstości objętościowej szkieletu gruntowego) ze wzoru:

$$e = \frac{\rho_s - \rho_d}{\rho_d} \text{ [-]}$$

gdzie:

ρ_s – gęstość właściwa szkieletu gruntowego, [Mg/m³];

ρ_d – gęstość objętościowa szkieletu gruntowego, [Mg/m³].

Analizę zależności współczynnika filtracji od wskaźnika porowatości przedstawiono wykorzystując metodę Al-Tabbaa i Wooda (1987). Sporządzono wykresy (fig. 71) zależności współczynnika filtracji od wskaźnika porowatości ($k(e)$). Analiza zależności $k(e)$ wykazuje (tak jak i współczynnik konsolidacji) w pierwszej fazie nieustalone zmiany, których nie uwzględniano w interpretacji, natomiast zależności wartości współczynnika filtracji od wartości wskaźnika porowatości $k(e)$ w fazie ustalonej przedstawiają się następująco:

- Iły (fig. 70) mają wysoki wskaźnik porowatości w przedziale $e = (0,6; 1,3)$ w zastosowanym przedziale naprężeń konsolidujących; najwyższe wartości e osiągają łą brązowoszary i czarny, a najniższe – łą brązowy. Zmienność wskaźnika porowatości jest powiązana z obserwowanym zróżnicowaniem wartości k (fig. 71). Zależności $k(e)$ aproksymowano prostymi przy współczynnikach korelacji z przedziału $R^2 = \langle 0,74; 0,95 \rangle$. Prosta regresji dla łą czarnego ma najniższy współczynnik kierunkowy. Wskazuje to, że istotnej zmianie wskaźnika porowatości odpowiada niewielka zmiana współczynnika filtracji. Jest to wynikiem znaczącego udziału porów niedrożnych dla wody wolnej w gruncie (także wysokiej zawartości części organicznych w gruncie). Wyższy współczynnik kierunkowy prostej regresji zależności $k(e)$ wykazuje łą brązowy przy jednocześnie największym rozrzucie wartości. Największą wartość współczynnika kierunkowego tej zależności uzyskano dla łą brązowoszarego, co wskazuje na najszybsze tempo zmian cech filtracyjnych od porowatości w tym typie łą. Uzyskane zakresy wartości współczynnika filtracji są zawyżone w stosunku do tych, jakie można by uzyskać dla próbek o nienaruszonej strukturze (jak wcześniej zaznaczono grunt do badań był homogenizowany, a badanie przeprowadzano przy wilgotności stanu miękkoplastycznego gruntu).
- Mieszanki gruntowe pod działaniem obciążenia konsolidującego w fazie ustalonej osiągają wartości wskaźnika porowatości nieprzekraczające 0,7 (fig. 70), wykazując przy tym zróżnicowane wartości współczynnika filtracji (fig. 71). W ośrodku gruntowym obserwuje się charakterystyczną zmienność – wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej, przy zmniejszającym się wskaźniku porowatości (wzrost naprężenia konsolidującego), coraz gwałtowniej maleje wartość współczynnika filtracji. Proste aproksymujące tę zależność mają konsekwentnie większy współczynnik kierunkowy (współczynnik korelacji z przedziału $R^2 = \langle 0,76; 0,94 \rangle$). Badane w konsolidometrze mieszanki gruntowe w zasto-

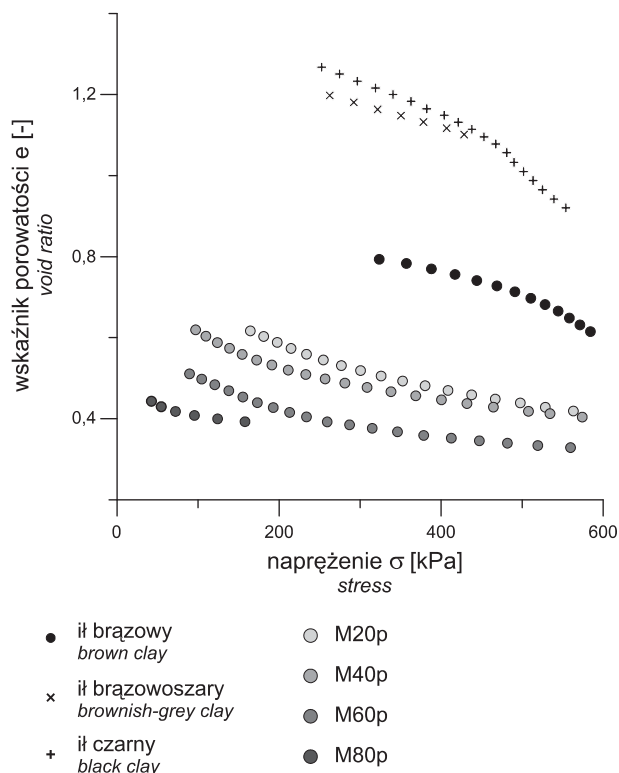


Fig. 70. Zależność wskaźnik porowatości–naprężenie

Void ratio versus stress

sowanym przedziale obciążeń konsolidujących nie uzyskały maksymalnego zagęszczenia (maksymalna wartość gęstości objętościowej szkieletu gruntowego wg metody Proctora odpowiadająca minimalnej wartości wskaźnika porowatości e). W związku z tym nie uzyskano wartości współczynnika filtracji odpowiadających maksymalnemu zagęszczeniu próbki. Aby oszacować wartość k dla mieszanek gruntowych przy maksymalnym zagęszczeniu, uzyskaną z badań zależność prostoliniową $k(e)$ ekstrapolowano do wartości wskaźnika porowatości odpowiadającej maksymalnemu zagęszczeniu próbki przy wilgotności optymalnej. Na figurze 71 przedstawiono wartości współczynników filtracji poszczególnych mieszanek gruntowych. Otrzymane w badaniu wartości współczynnika filtracji dla fazy ustalonej procesu konsolidacji i minimalnego e przy optymalnym (maksymalnym) zagęszczeniu są zróżnicowane i nie wykazują zależności od składu mieszanki gruntowej. Żeby obliczyć wartości współczynnika filtracji w badaniach konsolidometrycznych, konieczne jest określenie wartości ciśnienia porowego w gruncie. To z kolei jest uwarunkowane stopniem nasycenia porów wodą, co nie jest jednoznacznie związane ze stanem gruntu i jego stopniem zagęszczenia. Pamiętając o powyższych zastrzeżeniach, w każdym przypadku do określenia charakterystyk współczynnika filtracji wykorzystano liniową gałąź zależności $k(e)$ wartości eksperymentalnych. Jak przedstawiono na figurze 71, próbki trzech typów ilów osiągają minimalne

wartości k w zakresie od $2,33 \cdot 10^{-9}$ do $7,61 \cdot 10^{-10}$ m/s; natomiast dla mieszanek gruntowych współczynnik ten przybiera wartości z przedziału od $2 \cdot 10^{-11}$ do $1,83 \cdot 10^{-9}$ m/s przy minimalnych wartościach e . Wyniki te, otrzymane metodą konsolidometryczną pośrednią, są bliskie wynikom otrzymanym przez Kaczyńskiego i in. (1997) metodami bezpośrednimi dla ilów i glin o różnej genezie i wieku. Minimalne wartości współczynnika filtracji uzyskane metodą konsolidometryczną wskazują, że wszystkie badane typy ilów, w świetle klasyfikacji skał według właściwości filtracyjnych Pazdro (1983), są gruntami nieprzepuszczalnymi. Taką samą nazwą można określić wszystkie mieszanki gruntowe maksymalnie zagęszczone (tab. 30).

Wykonane mieszanki gruntowe przy optymalnym zagęszczeniu spełniają warunek wartości współczynnika filtracji ($k < 10^{-9}$ m/s) przydatności gruntów jako izolacji mineralnych dla składowisk odpadów. Trudno natomiast stwierdzić, czy warunek ten będzie spełniony dla ilów w przypadku naruszenia ich struktury na skutek odpajania ze złoża, transportu i układania przy trudnościach z zagęszczeniem tych gruntów. Rybicki i Woźniak (1988) zwracają uwagę, że przy przemieszczaniu i układaniu kubaturowo znacznych ilości gruntów zwięzłych spoistych (np. składowisko zewnętrzne KWB Bełchatów, 1994), tworzy się struktura gruntu o specyficznych właściwościach *geofiltrycyjnych*. Trudno jest zagęścić taki grunt spoisty w stanie zwartym lub półzwartym. Między bryłami gruntu pozostają makropory – kanały, którymi woda może przemieszczać się grawitacyjnie. W badaniach konsolidometrycznych próbek ilów otrzymano nieco wyższe wartości współczynnika filtracji ze względu na naruszenie struktury gruntu. Iły wykorzystane jako warstwy uszczelniające *in situ* lub przy długookresowym samozagęszczaniu warunek ten mogą spełniać, co wymaga jednak laboratoryjnego sprawdzenia w dostosowaniu do konkretnych warunków stanu gruntu.

Oprócz grawitacyjnego przenoszenia zanieczyszczeń przez warstwy mineralnego uszczelnienia istnieje możliwość dyfuzyjnego transportu w gruntach mikroporowatych. Jak piszą Burkhard i in. (1997) przy znacznej miąższości warstw mineralnego uszczelnienia o niskim współczynniku

Tabela 30

Ekstrapolowane wartości współczynnika filtracji k przy minimalnych wartościach wskaźnika porowatości

Extrapolated values of coefficient of permeability k by minimum values of void ratio

Grunt	Wskaźnik porowatości e [-]	Współczynnik filtracji k [m/s]
M20p	0,37	$1,83 \cdot 10^{-9}$
M40p	0,35	$3,80 \cdot 10^{-10}$
M60p	0,34	$1,03 \cdot 10^{-9}$
M80p	0,29	$2,00 \cdot 10^{-11}$

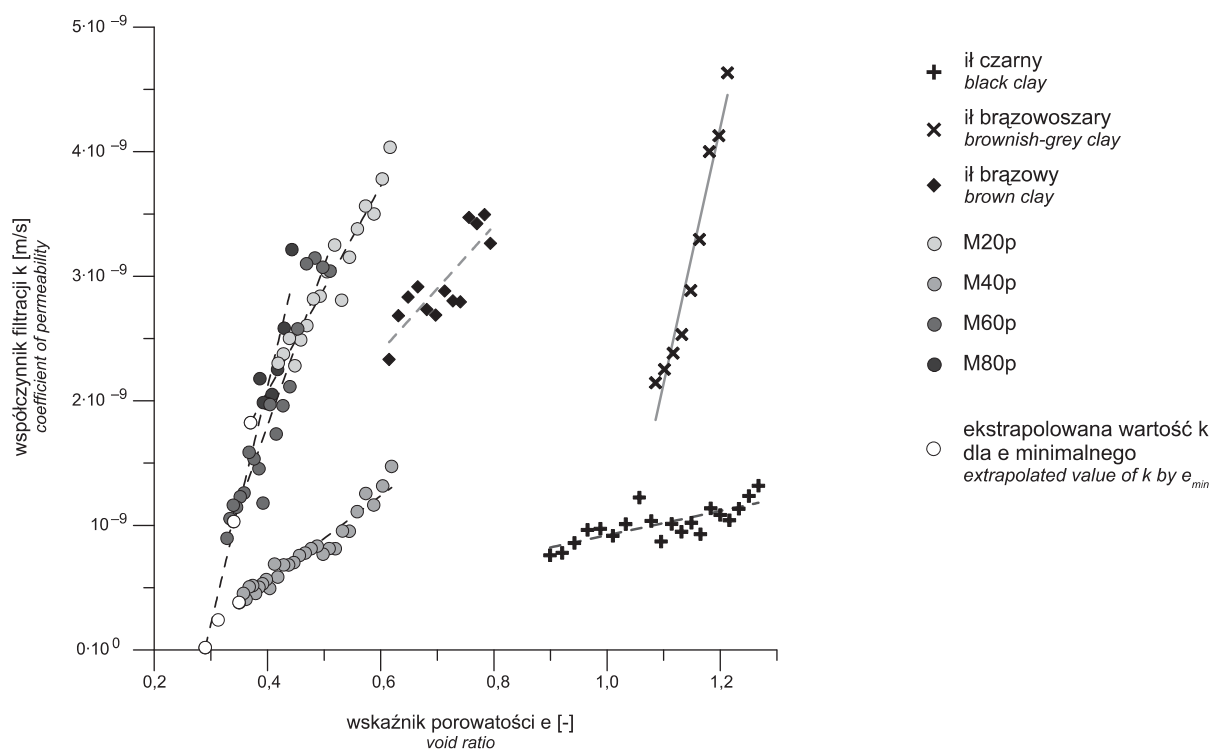


Fig. 71. Zależność współczynnik filtracji–wskaźnik porowatości

Coefficient of permeability versus void ratio

filtracji ($k < 10^{-10}$ m/s) przenoszenie zanieczyszczeń w drodze dyfuzyjnego transportu nie ma znaczenia przy eliminacji różnic koncentracji zanieczyszczeń przez możliwość sorpcji przez izolację mineralną. Znaczenie tej drogi przenoszenia nie zależy tylko od właściwości materiału izolacyjnego, ale także od rodzaju zanieczyszczeń. Jak piszą Appelo i Postma (1993), jednometrowej miąższości mineralne warstwy uszczelniające stosowane samodzielnie nie chronią środowiska przed przenikaniem do niego ruchliwych związków organicznych (benzenu).

8.4. OCENA MIESZANEK GRUNTOWYCH

Po przeprowadzeniu wielu badań mieszanek gruntowych i analizie wyników charakteryzujących ich przydatność jako materiału izolacyjnego i konstrukcyjnego mineralnych warstw uszczelniających składowisk odpadów, podjęto próbę wyłonienia mieszanki optymalnej. Z przeprowadzonych analiz wynika, że zmienność wartości niektórych parametrów serii mieszanek gruntowych jest podobna, mimo że charakteryzują one różne cechy gruntów z tej samej grupy parametrów: izolacyjno-sorpcyjnych (np. wartości granic konsystencji, powierzchni właściwej, CEC wg Piaskowskiego) lub wytrzymałościowych (np. wartość konsolidometrycznego modułu ścisłości i wytrzymałości na ścinanie).

Wybrano zatem niewielką liczbę reprezentatywnych parametrów, które pozwolą wstępnie i w miarę jednoznacznie ocenić mieszankę gruntową, w stosunku do walorów innych

mieszanek z wykonanej serii. Waloryzację rozpoczęto od wyboru parametrów względnie niezależnych od siebie w poszczególnych grupach cech: izolacyjno-sorpcyjnych i wytrzymałościowych. Na podstawie analizy wyników badań wybrano cztery parametry: wskaźnik plastyczności, pojemność wymiany kationów (CEC) obliczoną wg Breeuwisma i in. (1986), wskaźnik porowatości i wartość kąta tarcia wewnętrznego.

Pierwszy z wybranych do waloryzacji parametrów, wskaźnik plastyczności, charakteryzuje pośrednio podstawowe właściwości związane ze składem granulometrycznym, mineralnym oraz oddziaływanie wody na grunt. Pojemność wymiany kationów charakteryzuje pośrednio możliwość eliminowania jonów z roztworu przez grunt i przez części organiczne zawarte w gruncie. Parametrem charakteryzującym właściwości filtracyjne, wymienianym jako podstawowy i najważniejszy do wyboru materiału izolacyjnego składowisk odpadów, jest współczynnik filtracji. Uzyskane wartości współczynnika filtracji nieznacznie różnią się między sobą i wszystkie spełniają warunek przydatności $k < 10^{-9}$ m/s. Zrezygnowano więc z tego parametru jako wiodącego w ocenie mieszanek gruntowych na korzyść wskaźnika porowatości. Wskaźnik porowatości charakteryzuje zagęszczalność gruntu i pośrednio właściwości filtracyjne. Wartość kąta tarcia wewnętrznego charakteryzuje właściwości wytrzymałościowe, a pośrednio także zagęszczalność gruntu.

Waloryzację przeprowadzono metodą graficzną. W celu przedstawienia poszczególnych wartości każdego parametru na wspólnym wykresie znormalizowano je. W celu normali-

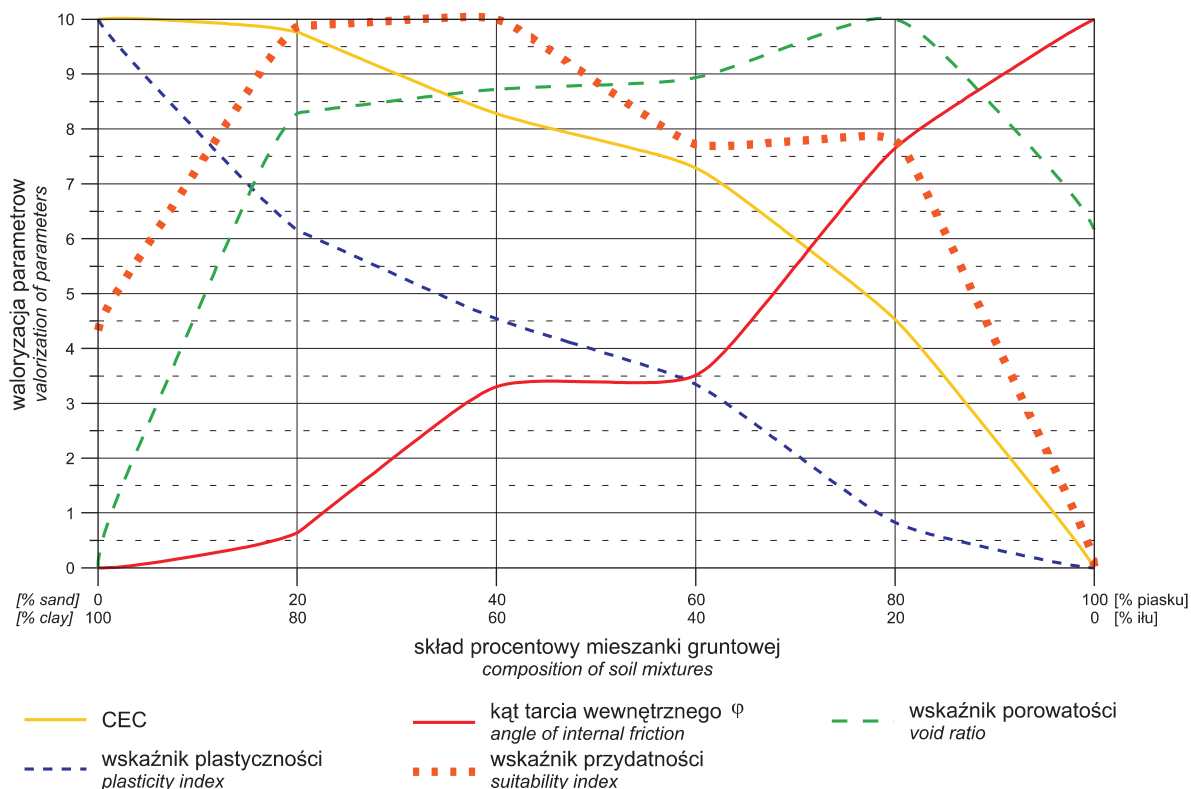


Fig. 72. Waloryzacja parametrów do określenia przydatności mieszanki gruntowej w celu wykorzystania jej jako materiału mineralnej warstwy uszczelniającej

Valorization of parameters for determination of suitability of a soil mixture for using it as a mineral sealing bed

zacji konieczne było rozważenie związku wartości każdego parametru i wyrażonej przez ten parametr właściwości gruntu. Przyjęto, że wyższe wartości liczbowe każdego parametru powinny wyrażać większą przydatność danego gruntu do zastosowania go jako materiału mineralnych warstw uszczelniających składowisk odpadów. Aby spełnić ten warunek, konieczne okazało się odwrócenie kierunku zmienności jednego parametru – wskaźnika porowatości e . W przypadku pozostałych parametrów warunek ten jest spełniony. Zakresy zmienności wartości parametrów znormalizowano do przedziału od 0 do 10 (w wartościach niemianowanych). Następnie sumowano na wykresie (fig. 72) wartości rzędnych waloryzowanych poszczególnych parametrów dla kolejnych mieszank. Otrzymałą zależność wynikową w ten sposób określonej „przydatności” od składu mieszanki znormalizowano do skali wykresu (0–10). Można uznać, że grunty i mieszanki gruntowe, które sumarycznie uzyskały nie mniej niż 6, są przydatne, a te które osiągnęły poziom 8 – są bardzo przydatne do izolowania składowisk odpadów.

W wyniku przeprowadzonej waloryzacji wybranych parametrów opisujących badane mieszanki gruntowe można stwierdzić, że w zależności od udziału składników zmienia się „przydatność” mieszanki gruntowej. Optymalną pod względem parametrów cechujących zarówno izolacyjność, jak i wytrzymałość materiału gruntowego jest mieszanka o składzie 60% ilu i 40% piasku. Niewiele gorsza jest mieszanka o składzie 80% ilu i 20% piasku (fig. 72). Bardzo

mała różnica „przydatności” tych dwóch mieszank skłania do uznania za bardzo dobre grunty o zawartości od 60 do 80% ilu w mieszaninie z piaskiem. Wysokie wartości parametrów wytrzymałościowych mieszanki o składzie 20% ilu i 80% piasku, w połączeniu z jej bardzo dobrą zagęszczalnością oraz względnie korzystnymi cechami izolacyjnymi, stwarzają przesłanki do stosowania niewielkich domieszek ilu do uszczelniania podłoża piaszczystego. „Przydatność” wszystkich mieszank jest lepsza od „przydatności” każdego z osobna składników mieszank gruntowych. Potwierdza to celowość brania pod uwagę mieszank gruntowych podczas konstruowania mineralnych warstw uszczelniających składowisk odpadów.

Należy zaznaczyć, że tak jak w przypadku każdego uogólnienia, w niniejszej metodzie uwzględnia się tylko ograniczoną liczbę parametrów do scharakteryzowania złożonych zależności. Stąd wynika, że metoda ta powinna służyć wstępnemu wytypowaniu mieszanki o określonym składzie do dalszych, szczegółowych badań pod kątem sporządzania z określonych materiałów receptury do zastosowania.

8.5. ANALIZA UZYSKANYCH WYNIKÓW BADAŃ

Na podstawie przeprowadzonych badań przeanalizowano właściwości izolacyjne i wytrzymałościowe oraz możliwości wykorzystania ilów neogęskich z Mszczonowa jako

materiału izolacyjnego i konstrukcyjnego składowisk odpadów. Odzwierciedleniem składu mineralnego, zawartości substancji organicznej oraz tlenków Fe, Al i Mn w gruntach jest pojemność wymiany kationów (Adriano, 1986). Wartości powierzchni właściwej i pojemności wymiany kationów w badanych iłach zmieniają się odpowiednio od ok. $250 \cdot 10^3$ do $350 \cdot 10^3$ m²/kg i 320 do 440 mval/kg, przy czym najniższymi wartościami odznacza się ił brązowy. Wymienione powyżej cechy iłów pozwalają stwierdzić, że grunty te są średniej klasy sorbentem. Potwierdzają to wyniki badań sorpcji i desorpcji jonów ołowiu i kadmu z roztworów probierczych o różnych stężeniach przy pH = 7. Kumulacja jonów Cd i Pb nie była niższa niż 79% w przypadku roztworów monometalicznych, a przy obecności jonów obu metali w jednym roztworze – nie niższa niż 62%.

Badania właściwości fizycznych tych iłów wykazały, że charakteryzują się one wskaźnikiem plastyczności w granicach od 27% dla ładu brązowego do 34% dla ładu brązowoszarogowego oraz że występują głównie w stanie półzwardym, rzadko w twaroplastycznym. Grunt związłał spoisty w takim stanie sprawiałby trudności przy formowaniu i zagęszczaniu go w celu otrzymania ciągłych warstw. Również procesy pęcznienia w tak zbudowanej warstwie będą utrudnione i ograniczone jedynie do zewnętrznych stref brył gruntu ildatego, co uniemożliwi samouszczelnianie warstw w wyniku pęcznienia. Z drugiej strony grunty te charakteryzują się wysokimi wartościami skurczu liniowego, od 15 do 20%, co może powodować powstawanie szczelin przy przesuszeniu warstw w trakcie eksploatacji składowiska.

Do formowania z opisywanego ładu jednolitych warstw mineralnego uszczelnienia konieczne byłoby podwyższenie jego wilgotności, aż do osiągnięcia przez ten grunt stanu plastycznego, co wiąże się ze znacznym pogorszeniem właściwości konstrukcyjnych. Taki grunt można by warunkowo stosować jedynie do uszczelniania poziomych powierzchni składowiska, przy czym sprawiałby on kłopoty podczas zagęszczania warstwy oraz w czasie eksploatacji składowiska (Łuczak-Wilamowska, 2002b; Łuczak-Wilamowska, Drągowski, 2005).

W celu poprawy właściwości konstrukcyjnych i wykorzystania właściwości izolacyjnych ładów neogeńskich przeprowadzono badania modelowych właściwości ładu przez zastosowanie dodatku piasku wydmowego. Dodatek ziarn frakcji piaskowej powinien stanowić szkielet nośny, a ił – lepiszcze i wypełnienie powstałego gruntu.

Sporządzone homogeniczne mieszanki gruntowe z ładu i piasku wydmowego pod względem składu granulometrycznego odpowiadały: ładowi – M20p, glinie związłej – M40p, glinie piaszczystej związłej – M60p oraz glinie piaszczystej – M80p. Stwierdzono wyraźny wpływ zawartości ziarn frakcji piaskowej w mieszance gruntowej na jej właściwości fizyczne, wytrzymałościowe i sorpcyjne.

W zakresie potencjalnej ekspansywności, aktywności, stopni ekspansji oraz potencjału pęcznienia wszystkie mieszanki gruntowe wykazują zmniejszenie wartości wymienionych parametrów wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Wszystkie mieszanki gruntowe są

nieaktywne – dla ładów zanotowano aktywność w szerokim zakresie od 1,25 do poniżej 0,5. Zasadniczo wykazują niską potencjalną ekspansywność i niski stopień ekspansji – łady w zakresie od bardzo wysokich do średnich wartości potencjalnej ekspansywności i w zakresie od wysokich do średnich stopni ekspansji. Mieszanki gruntowe wykazują potencjał pęcznienia poniżej 1,5%, natomiast łady – w zakresie od 25% do 1,5%.

Wraz ze wzrostem zawartości ziarn frakcji piaskowej w mieszance gruntowej liniowo maleje wartość gęstości właściwej szkieletu gruntowego od 2,70 Mg/m³ dla ładu brązowego do 2,66 Mg/m³ dla mieszanki M80p. Również liniowo spadają wartości wilgotności optymalnej (w_{opt}) z 17% dla M20p do 11,1% dla M80p i 9,8% dla piasku. W przypadku innych parametrów zmienność ma charakter krzywoliniowy. Przebieg zmienności zbliżony do funkcji potęgowej o wykładniku ujemnym wykazują: powierzchnia właściwa (S_l), której wartości maleją od $253 \cdot 10^3$ m²/kg dla ładu brązowego do $52 \cdot 10^3$ m²/kg dla mieszanki M80p; pojemność wymiany kationów (CEC) zmieniająca się od 320 mval/kg dla ładu brązowego do 67 mval/kg dla M80p; pęcznienie swobodne (FS_{HG}) o zmienności od 70% do 20%; skurcz liniowy (L_s), którego wartości maleją od 14,7% do 7,4% a także parametry plastyczności: granica plastyczności (w_p) od 21,3% do 18,6%, granica płynności (w_L) od 48,6% do 20,6% i wskaźnik plastyczności (I_s) od 27,3% do 2,0%. Dla serii mieszanek gruntowych notuje się również zmienność wartości parametru z osiągnięciem ekstremum. Uzyskano maksymalną gęstość objętościową szkieletu gruntowego (2,057 Mg/m³), minimalną porowatość (22%) oraz minimalny wskaźnik porowatości (0,29) dla mieszanki zawierającej 80% piasku, co wskazuje na bardzo dobrą zagęszczalność tej mieszanki.

Badania wytrzymałości na ścinanie przeprowadzono na próbkach mieszanek gruntowych o maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego oraz o wilgotności nieznacznie przekraczającej wilgotność optymalną. Wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej wrażliwość kąta tarcia wewnętrznego ϕ od 6,2 dla ładu brązowego do 39,2 dla piasku. Zmienność spójności przebiega w odwrotnym kierunku. Zmienność konsolidometrycznego modułu ścisłości (M_k) w funkcji naprężenia (σ) dla mieszanek ma charakter liniowy (w odróżnieniu od ładu), przy czym tempo zmian $M_k(\sigma)$ rośnie wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Przy zastosowanym przedziale naprężeń konsolidujących do 600 kPa najniższą wartość konsolidometrycznego modułu ścisłości zanotowano dla mieszanki M20p – 5,7 MPa, a najwyższą dla M80p – 42,2 MPa.

Przeprowadzone badania konsolidometryczne z pomiarem ciśnienia porowego w próbkach mieszanek gruntowych posłużyły do wyznaczenia metodą ekstrapolacji wartości współczynnika filtracji dla maksymalnie zagęszczonych mieszanek gruntowych. Wartości współczynnika filtracji nie wykazują zależności od składu mieszanki gruntowej, ale spełniają podstawowy warunek przydatności mineralnego

Tabela 31

Parametry plastyczności jako kryteria przydatności gruntów do ich wbudowywania (Wiłun, 1987)

Parameters of plasticity as criteria of suitability of soils for incorporating (Wiłun, 1987)

Wilgotność granicy płynności w_L [%]	Wilgotność granicy plastyczności w_p [%]	Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ [Mg/m ³]	Przydatność
>65	>22	<1,60	nie nadają się
65–50	22–19	1,60–1,73	złe
50–32	19–16	1,73–1,92	możliwe
32–24	16–14	1,92–2,06	dobrze
<24	<14	>2,06	bardzo dobre

materiału izolacyjnego składowisk odpadów, gdyż są niższe od 10^{-9} m/s.

Funkcjonowaniu warstw mineralnego uszczelnienia jako bariery dla odcieków ze składowisk odpadów sprzyja niska wartość współczynnika filtracji wraz z dobrymi właściwościami sorpcyjnymi. Badania dotyczące eliminowania jonów kadmu i ołowiu z ich roztworów wodnych w obecności zawiesiny gruntowej przy pH = 7 wykazały spadek kumulacji jonów tych metali wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Wartości kumulacji nie były niższe niż 78% początkowego stężenia jonów niezależnie od ich stężenia i jednoczesnego występowania dwóch rodzajów jonów w roztworze. Łatwiej eliminowanym jonem z roztworu jest ołów. Oprócz wysokiej sorpcji jonów metali ciężkich przez minerały ilaste zawarte w mieszkankach gruntowych zachodzą też procesy wytrącania jonów tych metali w obecności ziarn frakcji piaskowej mających właściwości buforujące. Wyniki wykonanych badań dowodzą, że zawartość ziarn frakcji piaskowej nie ma większego wpływu na wielkość kumulacji kadmu i ołowiu przez mieszanki gruntowe. Procesy kumulacji metali ciężkich są bardzo złożone. W związku z tym wskazane jest przeprowadzanie każdorazowo tych badań dla gruntów spoistych o przeznaczeniu na mineralne warstwy uszczelniające składowisk odpadów przewidywanych dla konkretnego obiektu lub dla porównań przy neutralnym pH.

Z przeprowadzonych badań i analiz wynika, że nie jest możliwe jednoznaczne wskazanie parametrów charakteryzujących tylko i wyłącznie właściwości izolacyjne i właściwości wytrzymałościowe gruntów. Można jedynie wskazać parametry podstawowe dla określenia tych właściwości.

Za podstawowe parametry określające właściwości izolacyjne gruntów należy uznać: skład granulometryczny, a szczególnie zawartość frakcji iłowej, skład mineralny – głównie frakcji iłowej, współczynnik filtracji. Ponadto istotne są: pojemność wymiany kationów, pęcznienie i skurcz oraz właściwości sorpcyjne.

Rozważając przydatność gruntu jako materiału konstrukcyjnego oraz dla technologii kształtowania i formowania warstw mineralnego uszczelnienia należy wskazać: parametry

plastyczności – wskaźnik plastyczności, zagęszczalność – wskaźnik zagęszczenia, wskaźnik porowatości, wilgotność optymalną, gęstość – gęstość objętościową gruntu, gęstość objętościową szkieletu gruntowego, gęstość właściwą szkieletu gruntowego, maksymalną gęstość objętościową szkieletu gruntowego, parametry wytrzymałościowe – kąt tarcia wewnętrznego i spójność, parametry konsolidacji – konsolidometryczny moduł ściśliwości, współczynnik konsolidacji.

Ponadto ważne są takie cechy gruntu, jak: urabialność, łatwość homogenizacji (także mieszanek gruntowych), wielkość współczynnika tarcia uszczelnienia syntetycznego po warstwie uszczelnienia mineralnego – szczególnie na zboczach niecki składowiska, wielkość i dostępność złoża oraz rodzaj transportu i odległość, na jaką materiał mineralny będzie przemieszczany ze złoża na miejsce budowy.

Dla wyłonienia spośród sporządzonej serii mieszanek gruntowych jednej optymalnej, przeprowadzono waloryzację. Wybrano do tego celu wartości czterech parametrów – pojemności wymiany kationów, wskaźnika plastyczności, wskaźnika porowatości i kąta tarcia wewnętrznego – najlepiej charakteryzujących właściwości izolacyjne i wytrzymałościowe. Analiza wykazała, że optymalną mieszanką gruntową do formowania warstw mineralnego uszczelnienia składowisk odpadów jest mieszanka o składzie 40% piasku i 60% iłu. Nieznacznie gorszymi właściwościami charakteryzuje się mieszanka o zawartości 20% piasku. Na szczególną uwagę zasługuje mieszanka M80p, która charakteryzuje się minimalną wartością wskaźnika porowatości i współczynnika filtracji oraz maksymalną wartością kąta tarcia wewnętrznego spośród serii mieszanek. Może to skłaniać do rozważenia możliwości niewielkiego dodatku iłu do uszczelniania podłoża piaszczystego składowisk odpadów. Uwarunkowane jest to oczywiście rodzajem składowanych odpadów – ich oddziaływaniem na środowisko i potrzebą ich izolacji.

Według przyjętych kryteriów przydatności gruntów do wbudowywania, wyrażonych wartościami parametrów plastyczności (tab. 31; Wiłun, 1987), iły mszczonowskie są złe jako materiał do wbudowywania, natomiast wszystkie mieszanki gruntowe – możliwe i dobre do wbudowywania w konstrukcję obiektu.

9. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań i analiz można sformułować następujące wnioski:

1. Na terenie Polski działa ponad 690 składowisk odpadów komunalnych będących na różnych etapach funkcjonowania – od 1–2 lat istnienia do wieloletniej (ponad 40 letniej) eksploatacji, oraz nieznaną liczbą składowisk nieczynnych i małych nie podlegających ewidencji. Są one usytuowane w krajobrazie o różnych uwarunkowaniach geologicznych. Obiekty zakładane przed kilkudziesięciu laty mają podobną genezę: przypadkowa lokalizacja – bardzo często najgorsza z możliwych dla obiektu o tak wysokich wymaganiach i oddziaływaniu na środowisko, bez izolacji dna składowiska, przy eksploatacji bez określonych zasad, nieuregulowanej gospodarce wodnej i ściekowej obiektu.

2. Elementem środowiska najbardziej zagrożonym ze strony składowisk odpadów komunalnych są wody podziemne. Jednocześnie wymagają one szczególnej ochrony. Składowiska odpadów funkcjonujące zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju są tworzone z zabezpieczeniami, izolacjami – przede wszystkim dna, a także wierzchowiny, z odpowiednim przykryciem po zakończeniu eksploatacji. Wymagane jest również zapewnienie bezpieczeństwa całej budowli, a także instalacji oraz obsługi technicznej, administracyjnej i służb zajmujących się gospodarką odpadami.

3. Miejsce na składowisko odpadów powinno być odpowiednio wybrane, tak żeby skutki negatywnego oddziaływania odpadów na stan środowiska przyrodniczego były jak najmniejsze. Z geologicznego punktu widzenia preferowane powinny być rejony występowania geologicznych (naturalnych) barier izolacyjnych – występujące w profilu geologicznym, na powierzchni terenu lub tuż pod nią. Grunty takie mają znaczny udział w pokryciu terenu Polski – są to grunty spoiste. W wielu przypadkach grunty spoiste nie spełniają wymogów środowiskowych i budowlanych.

4. Przepisy prawne wymagają zastosowania w konstrukcji obiektu sztucznej bariery izolacyjnej z gruntów spoistych o wymaganym współczynniku filtracji, nie wskazują przy tym innych właściwości gruntów pożądaných w strefach, gdzie zachodzą lub powinny zachodzić procesy samooczyszczania migrujących roztworów, takich jak: struktura uziarnienia, skład mineralny, właściwości sorpcyjne, urabialność, zagęszczalność i in. Uzupełniono i opisano 10 kryteriów przydatności gruntów spoistych jako barier izolacyjnych składowisk odpadów. Według tych kryteriów scharakteryzowano 34 reprezentatywne obiekty geologiczne występowania utworów spoistych na terenie Polski – potencjalnych miejsc pozyskiwania surowca mineralnego do izolacji składowisk odpadów, zróżnicowanych pod względem genezy i czasu powstania.

5. Właściwości sorpcyjne gruntów – uwarunkowane składem mineralnym zwłaszcza frakcji ilowej – których miarą jest powierzchnia właściwa, zapewniają samooczyszczanie infiltrujących roztworów odciekowych. Struktura uziarnienia gruntów rzutuje na parametry filtracyjne, jak

również parametry zagęszczenia. Te z kolei mają znaczenie dla parametrów wytrzymałościowych, co wpływa na bezpieczeństwo budowli. Pęcznienie i skurcz to cechy gruntu mające znaczenie dla zapewnienia ciągłości sztucznych izolacji. Wartości tych parametrów, jak wykazano, są zróżnicowane w zależności od genezy gruntów spoistych.

6. Grunty zwięzłe spoiste, bardzo ekspansywne, o bardzo wysokiej aktywności – ility serii poznańskiej (reprezentujące rejon wschodni występowania tej serii) oraz grunty mało spoiste pochodzenia lessowego nie spełniają przydatności *P* określonej metodą rangowania kryteriów przydatności gruntów jako surowców do formowania izolacji mineralnych składowisk odpadów.

7. W spełnieniu wymagań przesłonowości barier geologicznych może pomóc polepszanie właściwości gruntów, w przypadku braku odpowiedniej izolacji gruntowej w zasięgu uzasadnionym ekonomicznie, poprzez przygotowanie optymalnych mieszanek gruntowych do izolowania składowisk odpadów. Wykonane badania mieszanek gruntowych sporządzonych z dwóch gruntów: ility z Mszczonowa i piasku wydumowego w stałych proporcjach suchych składników – wykazują zmienność w analizie sekwencji mieszanek gruntowych – obniżenie wartości parametrów związanych z cechami izolacyjnymi, a wzrost parametrów wytrzymałościowych wraz ze wzrostem zawartości piasku w mieszance gruntowej. Niewielki dodatek piasku w mieszance powoduje zauważalną poprawę właściwości mechanicznych ility bez utraty właściwości izolacyjnych.

8. Według przedstawionej reguły względnej oceny mieszanek gruntowych można przyjąć, że wszystkie przygotowane mieszanki wykazują odpowiednie właściwości izolacyjne i konstrukcyjne. Natomiast wybrane składniki mieszanek: ił oraz piasek – nie mają zastosowania jako materiał mineralny przydatny do izolowania składowisk odpadów.

9. Wysokie wartości parametrów wytrzymałościowych (kąta tarcia wewnętrznego, wskaźnik porowatości i maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego) oraz bardzo niska wartość współczynnika filtracji ($2 \cdot 10^{-11}$ m/s) i duża zdolność eliminowania jonów metali z roztworów wodnych mieszanki M80p stwarzają przesłanki do rozważenia możliwości stosowania odpowiednio dobranych i przygotowanych niewielkich domieszek ility do uszczelniania podłoża przepuszczalnego dla roztworów wodnych.

10. Z przeprowadzonych badań i uzyskanych doświadczeń wynika, że oceny przydatności gruntu do formowania mineralnych warstw uszczelniających należy dokonywać kierując się opisanymi w pracy kryteriami przydatności. W zależności od uzyskanej przydatności gruntu naturalnego może wystąpić potrzeba modyfikacji jego właściwości.

Podziękowania. W tym miejscu mojej aktywności zawodowej serdecznie dziękuję Panu Profesorowi Andrzejowi Drągowskiemu za zainteresowanie mnie problematyką gruntów antropogenicznych i składowania odpadów, a także

Panu Profesorowi Lechowi Wysokińskiemu, którzy jako recenzenci Redakcji Biuletynu PIG byli pierwszymi czytelnikami niniejszej pracy. Dzięki ich pomocy zaangażowaniu i poświęceniu zyskała ona obecny kształt.

Także Pani redaktor mgr Annie Majewskiej i zespołowi Redakcji Biuletynu PIG oraz mężowi Andrzejowi dziękuję za szczególne zaangażowanie i pomoc w przygotowaniu materiału do druku.

Ponadto składam podziękowania wielu Osobom, w tym Zespołowi Katedry Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych Wydziału Geologii Uniwersytetu Warszawskiego za wszelką pomoc i wsparcie w czasie, kiedy powstawała ta praca.

Osobiste podziękowania składam moim Przyjaciołom K., Najbliższym i Rodzinie za wsparcie w trudnych chwilach mojego życia, zaangażowanie, wyrozumiałość i nadzieję.

10. LITERATURA

- ADRIANO D.C., 1986 — Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- AKAI K., HONGO T., AKAI T., 1993 — Anomaly of compressive behaviour of stiff clays in sea bed. Proc. conf. Geotechnical engineering of HS-SR. Athens. Vol. 1: 343–350. Balkema.
- AL-TABBAA A., WOOD D. M., 1987 — Some measurements of the permeability of kaolin. *Geotechnique*, **37**, 4: 499–503.
- APPELO C.A.J., POSTMA D., 1993 — Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam.
- BARAŃSKI T., SKUTNIK Z., SORBJAN P., WOLSKI W., 1994 — Behaviour of the core of Czorsztyn dam during construction. *W: XIII ICSMFE New Delhi, India: 983–986.*
- BARCZYK G., 2008 — Tatrzańskie wywierzyska. Krasowe systemy wywierzyskowe Tatr Polskich. Tatrzański Park Narodowy, Zakopane.
- BEAR J., 1972 — Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier Publishing Company, New York.
- BEPOS, 2006 — Biuletyn Europejskiego Prawa Ochrony Środowiska (BEPOS), 2006, 13: 6–8. Centrum Prawa Ekologicznego. http://cpe.eko.org.pl/zalaczniki/newsletter_pol-13-NFOS.doc (22.09.2012 r.).
- BESCHLUß des Bundestaates zur Dritten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall). Druksache 594/1992 vom 12.2.1993.
- BILANS zasobów złóż kopalin w Polsce wg stanu na 31.12.2011 r., 2012. Państw. Inst. Geol. – PIB, Warszawa.
- BIEDROWSKI Z., 1986 — Poradnik wzmocnienia podłoża gruntowego dróg kolejowych. Politech. Poznań., Inst. Inżynierii Ładowej, Poznań.
- BISHOP A.W., GREEN G.B., SKINNER A.E., 1973 — Strength and deformation measurements on soil. Proc. 8th ICSMEF, 1: 57–65.
- BLUHM-KWIATKOWSKI J., PEJDA K., 1992 — Projekt techniczny rekultywacji wysypiska w Otwocku. Ukształtowanie bryły wysypiska – odwodnienie powierzchniowe. Dokumentacja. Warszawa.
- BŁASZYK T., BYCZYŃSKI H., 1986 — Wody podziemne, zagrożenie i ochrona. IGPIK, Warszawa.
- BŁAŻEJEWSKI M., MICHALSKA G., 1991 — Przemieszczanie się metali ciężkich w gruncie podczas sztucznej infiltracji. *Zesz. Nauk. AGH, Sozolog. i Sozotech.*, **31**.
- BOHN H.L., McNEAL B.L., O'CONNOR G.A., 1979 — Soil chemistry. John Wiley & Sons, New York.
- BORKOWSKI A., RYDELEK P., SZALA M., 2013 — Adsorption studies of azotetrazolatu and 3,6-dihydrazinotetrazinu on peat. *Journal of environmental science and health part a-toxic/hazardous substances and environmental engineering*, **48**, 8: 905–911.
- BORKOWSKI A., RYDELEK P., SZALA M., 2012 — Charakterystyka procesu adsorpcji azotetrazolanu w gruntach organicznych na przykładzie torfu. *Inżynieria Ekologiczna*, **29**: 17–25.
- BRANDL H., 1992 — Mineral liners for hazardous waste containment. *Geotechnique*, **42**, 1: 57–65.
- BRAŃSKI P., 1994 — Możliwość wykorzystania ilów serii poznańskiej w ochronie środowiska. *Prz. Geol.*, **42**, 6: 446–449.
- BREEUWSMA A., WOSTEN J.H.M., VLEESHOUWER J.J., VAN SLOBBE A.M., BOUMA J., 1986 — Derivation of land qualities to assess environmental problems from soil surveys. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **50**: 186–190.
- BRODECKI A., HANCYK A., JĘDRASIEK A., 2009 — Raport o oddziaływaniu na środowisko planowanego przedsięwzięcia polegającego na docelowym ukształtowaniu bryły składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, zlokalizowanego w Klaudynie, gmina Stare Babice. Arcadis Ekokonrem, Warszawa.
- BUKOWSKI Z., 2007 — Prawo ochrony środowiska Unii Europejskiej. Wyd. C.H. Beck, Warszawa.
- BUKOWSKI Z., 2012 — Problemy z transpozycją dyrektywy o odpadach. *Recykling*, **6**, 138: 16–17.
- BURKHARD G., EGLOFFSTEIN Th., MAUBEUGE VON K.P., 1997 — Porównanie systemów uszczelnień składowisk odpadów – Próba interpretacji pojęcia porównywalności równoważności. *W: Materiały Konferencji Naukowo-Technicznej „Geotechnika w Budowie Składowisk Odpadów”.* Wykłady specjalne. Pułtusk 22–24 października: 5–50.
- CALMANO W., AHLF W., FÖRSTNER U., 1988 — Study of metal sorption/desorption processes on competing sediment components with a multichamber device. *Environ. Geol. Water Sci.*, **11**, 1.
- CFR, 2005 — 40 CFR 258: CRITERIA FOR MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS. <http://cfr.regstoday.com/40cfr258.aspx> (26.08.2013 r.).
- CHOMA-MORYL K., 2002 — Możliwości wykorzystania ilastych zwięzlin bazaltowych do uszczelniania składowisk odpadów. Materiały z Konferencji „Zagospodarowanie gruntów zdegradowanych. Badania, kryteria oceny, rekultywacja”, Mragowo.
- CHOMA-MORYL K., 2004 — Badania wybranych gruntów spoiwych z terenu Dolnego Śląska jako uszczelnień składowisk odpadów komunalnych. Acta Uniw. Wratisl., Hydrogeologia. Wyd., Uniw. Wroc., Wrocław.
- CHRISTENSEN T.H., COSSU R., STEGMAN R. (red.), 1992 — Landfilling of Waste: Leachate. E & FN Spon, London.
- CICHY W., 1993a — Zastosowanie geosyntetyków na składowiskach odpadów. *W: Materiały konferencji szkoleniowej: „Budowa bezpiecznych składowisk odpadów”.* Gdańsk: 89–99.

- CICHY W., 1993b — Metody łączenia geomembran na budowie. *W: Materiały konferencji szkoleniowej: „Budowa bezpiecznych składowisk odpadów”*. Gdańsk: 101–110.
- CICHY W., 1994 — Nowe spojrzenie na uszczelnienia dna wysypisk komunalnych. *Ekoproblemy*, **3**.
- CICHY W., 1997 — Kontrola jakości uszczelnień z tworzyw sztucznych. *Geotechnika w budowie składowisk odpadów. Konferencja Naukowo-Techniczna*. ITB. Pułtusk: 47–60.
- CIUK E., 1970 — Schematy litostratygraficzne trzeciorzędu Niziu Polskiego. *Kwart. Geol.*, **14**, 4.
- DANIEL D.E., 1993 — *Geotechnical practice for waste disposal*. Chapman & Hall, London.
- DANIEL D.E., KOERNER R.M. 1995 — *Waste Containment Facilities. Guidance for Construction, Quality Assurance and Quality Control of Liner and Cover Systems*. ASCE Press, New York.
- DMITRUK S., SUCHNICKA H., 1976 — Geotechniczne zabezpieczenie wydobywania. *Skrypty Politech. Wroc.*, Wrocław.
- DOBĄK P., 1984 — Problemy oceny jednorodności ośrodka gruntowego na podstawie zmienności wybranych parametrów geotechnicznych. *Pr. Nauk. Inst. Geotechniki Politech. Wroc.*, **44**: 23–30.
- DOBĄK P., 1986 — Zmiany odkształcalności gruntów wywołane procesami inżyniersko-geologicznymi w rejonie kopalni węgla brunatnego „Bełchatów” [pr. doktor.]. Arch. Wydz. Geol. UW, Warszawa.
- DOBĄK P., 1999 — Rola czynnika filtracyjnego w badaniach jednoosiowej konsolidacji gruntów. *PAN Inst. Gospod. Sur. Miner. Energ. Studia, Rozprawy, Monografie*, **65**.
- DRĄGOWSKI A., 1979 — Wybrane problemy badawcze zwierzeł i gruntów antropogenicznych dla posadawiania budowli. *Mat. Konf. „Budownictwo na gruntach słabych, nasypowych i antropogenicznych rejonu Warszawy”*, Warszawa.
- DRĄGOWSKI A., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2005 — Uwarunkowania stosowności ilów jako izolacyjnych barier geologicznych na przykładzie ilów ze złoża w Budach Mszczonowskich. *Prz. Geol.*, **53**, 8: 687–690.
- DRĄGOWSKI A., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2007b — Grunty spoiste surowcem do formowania mineralnych barier izolacyjnych – zasady wstępnej oceny ich przydatności. *Górnictwo Odkrywkowe*, **7**: 9–12.
- DRĄGOWSKI A., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2007a — Zasady wstępnej oceny przydatności gruntów spoistych Polski do formowania mineralnych barier izolacyjnych. *W: „Współczesne problemy Geologii inżynierskiej w Polsce” III Ogólnopolskie Sympozjum*. Puszczkowsko. *Geologos*, **11**: 447–454.
- DYJÓR S., 1968 — Poziomy morskie w obrębie serii ilów poznańskich. *Kwart. Geol.*, **12**, 4.
- DYJÓR S., 1969 — Budowa geologiczna zaburzonej glacytektonicznie strefy Mirostowic koło Żar (Ziemia Lubuska). *Acta Univ. Vratisl.*, **86**: 3–58.
- DYJÓR S., 1970 — Seria poznańska w zachodniej Polsce. *Kwart. Geol.*, **14**, 4.
- DYJÓR S., 1992 — Rozwój sedymentacji i przebieg przeobrażeń osadów w basenie serii poznańskiej w Polsce. *W: Geologiczno-inżynierskie problemy serii poznańskiej*. *Pr. Geol.-Miner.*, **26**.
- EPA530-R-93-017, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1993 — *Solid Waste Disposal Facility Criteria*. Technical Manual. <http://www.epa.gov>.
- ETC 8 (Europejski Komitet Techniczny) 1994 — *Geotechnika składowisk odpadów. Projektowanie i roboty zabezpieczające. Zalecenia techniczne przyg. przez Europejski Komitet Techniczny nr 8 (ETC 8) działający przy Międzynarodowym Stowarzyszeniu Mechaników Gruntów i Fundamentowania*. Opracowane przez Niemieckie Stowarzyszenie Geotechniczne. Geoteko, Warszawa.
- FÖRSTNER U., 1979a — Metal pollution assessment from sediment analysis. *W: Metal pollution in the aquatic environment* (red. U. Förstner, G.T.W. Wittman): 110–196. Springer-Verlag, Berlin.
- FÖRSTNER U., 1979b — Metal transfer between solid and aqueous phases. *W: Metal pollution in the aquatic environment* (red. U. Förstner, G.T.W. Wittman): 197–270. Springer-Verlag, Berlin.
- FALKOWSKA E., 2002 — Geomorfologiczne uwarunkowania występowania naturalnych barier izolacyjnych w wybranych dolinach rzecznych Niziu Polskiego. *Prz. Geol.*, **50**, 10/2: 929–936.
- FALKOWSKA E., 2009 — Geomorfologiczne uwarunkowania występowania naturalnych geologicznych barier izolacyjnych na obszarach Polski Środkowej. Wyd. UW, Warszawa.
- FARNEZI M.K., LEITE A.L., 2007 — Lateritic soil and bentonite mixtures assessment for linear usage purpose. *Soils and Rocks*, **30**: 103–112.
- FERRELL R.E., AAGAARD P., FORSMAN J., GREENWOOD L., ZHENG Z., 2002 — Application of a geochemical transport model to predict heavy metal retention (Pb) by clay liners. *Applied Clay Science*, **21**: 59–66.
- FORST S., 2006b — Projekt techniczny rekultywacji składowiska odpadów komunalnych w m. Bosewo Nowe Gmina Długosiodło. Zleceniodawca: Urząd Gminy Długosiodło ul Kościuszki 2. Wykonawca: EKO-BIT Ochrona Środowiska i Informatyka, Warszawa.
- FORST S., 2006a — Dokumentacja hydrogeologiczna określająca warunki hydrogeologiczne w związku z planowanym zamknięciem i rekultywacją składowiska odpadów w Bosewie Nowym, gmina Długosiodło, powiat wyszkowski, województwo mazowieckie. Wyszków.
- GARBULEWSKI K., 2000 — Dobór i badania gruntowych uszczelnień składowisk odpadów komunalnych. Wyd. SGGW, Warszawa.
- GIOŚ, 2010 — Raport z przeprowadzenia przez Inspektorat Ochrony Środowiska ogólnopolskiego cyklu kontrolnego składowisk odpadów komunalnych w oparciu o Krajowy Plan Gospodarowania Odpadami 2010. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- GIROUD J.P., BONAPARTE R., 1989a — Leakage through liners constructed with geomembranes – Part I, Geomembrane liners; Part II, Composite liners. *Geotextiles and Geomembranes*, **8**, 1: 27–67.
- GIROUD J.P., BONAPARTE R., 1989b — Leakage through liners constructed with geomembranes - Part II, Composite liners. *Geotextiles and Geomembranes*, **8**, 2: 71–112.
- GLAZER Z., 1984 — Prawo Coulomba do wyznaczania parametrów wytrzymałości gruntów. *Materiały Sesji nt. „Mechanika gruntów w zastosowaniach inżynierskich”*: 192–203. NOT, Warszawa.
- GLAZER Z., 1985 — *Mechanika gruntów*. Wyd. Geol., Warszawa.
- GLAZER Z., VU CAO MINH, 1976 — Współczynnik konsolidacji – podstawowy parametr do prognozowania przebiegu konsolidacji gruntów. *Techn. Poszuk. Geol.*, **4**.
- GLĄŻEWSKI M., KŁOSIŃSKI B., 1995 — Obudowa biologiczna budowli ziemnych. *Inżynieria i Budownictwo*, **10**.
- GÓRSKI M., 2009 — Zasady postępowania z odpadami. *Prz. Komunalny*, **1**: 54–55.
- GÓRSKI M., 2012 — Prawne zasady postępowania z odpadami komunalnymi. *W: Zarządzanie gospodarką odpadami. Budowa gminnych systemów: aspekty organizacyjno-techniczne* (red. B. Kozłowska). Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Wielkopolski, Poznań.

- GRABOWSKA-OLSZEWSKA B., 1990 — Metody badań gruntów spoistych. Wyd. Geol., Warszawa.
- GRABOWSKA-OLSZEWSKA B., 1998 — Geologia stosowana. Właściwości gruntów nienasyconych. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- GRABOWSKA-OLSZEWSKA B., KACZYŃSKI R., 1994a — Metody badania pęcznienia gruntów spoistych. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, **10**, 1: 125–160.
- GRABOWSKA-OLSZEWSKA B., KACZYŃSKI R., 1994b — Ocena ekspansywności ilów trzeciorzędowych Polski. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, **10**, 1: 161–190.
- GRĄDZKI L., HANCYK A., JĘDRASIEK A., 2007 — Raport o oddziaływaniu na środowisko planowanego przedsięwzięcia polegającego na budowie instalacji odgazowania na terenie istniejącego składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, zlokalizowanego w Klaudynie, gmina Stare Babice. Arcadis Ekokonrem, Warszawa
- GRUSZCZYŃSKI T., MAŁECKI J., 2002 — Zastosowanie modelu numerycznego do wyznaczania stałych równania Langmuira na podstawie doświadczenia dynamicznego. *Prz. Geol.*, **50**, 10/2: 999–1003.
- GUS, 2008 — Rocznik Statystyczny Ochrony Środowiska. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS, 2012 — Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2012. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa. http://www.stat.gov.pl/gus/5840_2844_PLK_HTML.htm (26.08.2013 r.).
- HALL P.L., 1987 — Clays: their significance, properties, origins and uses. *W: A handbook of determinative methods in clay mineralogy* (red. M.J. Willson): 1–25. Blackie, Glasgow.
- HELIOS-RYBICKA E., 1983 — Zn, Cd and Mn sorption on some clay minerals. *Miner. Pol.*, **14**, 1/2.
- HELIOS-RYBICKA E., 1986 — Rola minerałów ilastych w wiązaniu metali ciężkich przez osady rzeczne górnej Wisły. *Zesz. Nauk. AGH*, **32**.
- HELIOS-RYBICKA E., 1992 — Heavy metal partitioning in polluted river and sea sediments: clay minerals effects. *Miner. Petrogr. Acta*, **35-A**.
- HELIOS-RYBICKA E., 1993 — Phase specific bonding of heavy metals in sediments of the Vistula River, Poland. *Applied Geochemistry Suppl. Issue*, **2**.
- HELIOS-RYBICKA E., KYZIOŁ J., 1991a — Rola minerałów i skał ilastych w wiązaniu metali ciężkich w środowisku wodnym. *Zesz. Nauk, AGH, Sozol. i Sozotech.*, **31**: 45–67.
- HELIOS-RYBICKA E., KYZIOŁ J., 1991b — Clays and clays minerals as the natural barriers for metals in pollution mechanisms – illustrated by Polish rivers and soils. *Mitt. österr. geol. Ges.* Wien, Februar.
- HELIOS-RYBICKA E., SCHOER J., 1982 — The influence of Fe-oxide coatings on the adsorption of Zn onto clay minerals. *Miner. Pol.*, **13**, 1.
- HERBICH P. (red.), 1996 — Instrukcja sporządzania Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000. Wyd. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- HERBICH P. (red.), 1998 — Instrukcja opracowania i komputerowej edycji Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000. Wyd. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- HERBICH P. (red.), 2004 — Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000. Udostępnianie, weryfikacja, aktualizacja i rozwój. Wyd. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- HERBICH P. (red.), 2008 — Wskazania metodyczne do opracowania warstw informacyjnych bazy danych gis mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000 „pierwszy poziom wodonośny – wrażliwość na zanieczyszczenie i jakość wód”. *Narod. Arch. Geol. PIG-PIB*, Warszawa.
- HOHMANN-POREBSKA M., 2002 — Microfabric effects in frozen clay in relation to geotechnical parameters. *Applied Clay Science*, **21**: 77–87.
- IAEG Comission on Engineering Geological Mapping (report: Rock and soil description and classification for engineering geological mapping, chairm. M. Matula). *Bull. IAEG*, **24**.
- IPCC, 2006 — 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (red. H.S. Eggleston i in.). Vol. 5: Waste. IGES, Japan.
- JACOBS J., SCHARFF H., 2001 — Comparison of Methane Emission Models And Methane Emission Measurements. NV Afvalzorg, Haarlem, Netherlands.
- JAROSIŃSKA B., TWARDOWSKA I., 1991 — Właściwości barierowe odpadów skał karbońskich w stosunku do metali ciężkich migrujących w roztworach wodnych. *Zesz. Nauk. AGH, Sozol. i Sozotech.*, **31**: 87–99.
- KABACIŃSKI Z., LEBIEDOWSKI M., SZCZEPANIAK E., NOWAKOWSKI S., OSEKA M., 2000 — Ocena oddziaływania na środowisko zrekultywowanego wysypiska odpadów w mieście Otwock. Dokumentacja, Łódź.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1999 — Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
- KACA E., KACA G., 2012 — Wskaźniki masy odpadów w Polsce w świetle danych statystycznych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, **20**, 3: 123–134.
- KACPRZAK G., BOUTIN C., DOANH T., 2009 — Wybrane aspekty właściwości mechanicznych kompozytów piaszczysto-gliniastych. *W: Problemy geotechniczne i środowiskowe z uwzględnieniem podłoża ekspansywnych* (red. E. Dembicki i in.): 523–530. Wyd. Uczel. UTP, Bydgoszcz.
- KACZYŃSKI R., 1981 — Wytrzymałość i odkształcalność górnioecięskich ilów zapadliska przedkarpackiego. *Biul. Wyd. Geol.*, **29**: 105–193.
- KACZYŃSKI R., 1984 — Badania wytrzymałości na ścinanie wybranych gruntów spoistych. *Mat. Sesji "Mechanika gruntów w zastosowaniach inżynierskich*: 203–232. NOT, Warszawa.
- KACZYŃSKI R., 1993 — Table of engineering-geological properties of Miocene clays of the Carpathian Foredeep. *Proc. Symp. „Geotechnical Engineering of Hard Soils – Soft Rocks”*. T. 1. Athens, Balkema.
- KACZYŃSKI R., DRĄGOWSKI A., KROGULEC E., LASKOWSKI K., BARAŃSKI M., LEMIESZEK P., TRZCIŃSKI J., GRANACKI W., PORZEŻYŃSKI S., WOŹNICKI M., 1997 — Wykonanie analizy porównawczej wyników badań współczynnika przepuszczalności gruntów spoistych wyznaczonego różnymi metodami. *Opracowanie wykonane na zamówienie Ministerstwa Ochrony Środowiska, zasobów Naturalnych i Leśnictwa w Warszawie* (nie publ.).
- KACZYŃSKI R., DRĄGOWSKI A., PINIŃSKA J., DOBAK P., ŁUCZAK B., ŁUKASZEWSKI P., WASILJEW J., WRÓBLEWSKI J., 1989 — Właściwości gruntów podłoża mieszanek gruntowych i gruntów poflotacyjnych z Zakładów Przeróbki Barytu w Boguszowie, składowanych w terenie o złożonych warunkach inżyniersko-geologicznych. [G-319] ZPG IGIiH (nie publ.).
- KALBE U., MÜLLER W.W., BERGER W., ECKARDT J., 2002 — Transport of organic contaminants within composite liner systems. *Applied Clay Science*, **21**: 67–76.
- KAZIMIERSKI B., SADURSKI A., 1999 — Monitoring osłonowy ujęć wód podziemnych. *Metody badań. Państw. Inst. Geol.*, Warszawa.

- KENIG-WITKOWSKA M.M., 2011 — Prawo środowiska Unii Europejskiej. Zagadnienia systemowe, 3. wydanie, Wolters Kluwer Polska. LEX, Warszawa.
- KLECZKOWSKI A. (red.), 1990 — Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony 1:500 000. Kraków.
- KLECZKOWSKI A.S., 1984 — Ochrona wód podziemnych. Wyd. Geol., Warszawa.
- KLIMEK A., 2006 — Modelowanie procesów migracji zanieczyszczeń w gruncie ze składowisk odpadów komunalnych [pr. doktor.]. Politech. Krak., Wydz. Inżynierii Środowiska, Inst. Geotechniki, Kraków.
- KLIMEK A., WYSOKIŃSKI L., ZAWADZKA-KOS M., OSĘKA M., CHRZĄSZCZ J., 2010 — Poradnik metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych. Opracowanie wykonane na zamówienie Ministra Środowiska, finansowane ze środków NFOŚiGW. Warszawa.
- KŁAPYTA Z., 1975 — Bentonity i ropy montmorillonitowe Polski. *Pr. Miner.*, **43**: 5–108.
- KŁAPYTA Z., ŻABIŃSKI W., 1988 — Wstępna ocena przydatności ropy poznańskich jako sorbentów mineralnych. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, **4**, 2: 351–358.
- KŁAPYTA Z., ŻABIŃSKI W., 1991 — ropy poznańskie. *W: Sorbenty mineralne Polski* (red. W. Żabiński): 57–64. Wyd. AGH, Kraków.
- KŁOPOTEK B., 2003 — Negocjacyjne zobowiązania Polski w zakresie gospodarki odpadami. *Prawo i Środowisko*, **4**: 58–69.
- KODA E., 2011 — Stateczność rekultywowanych składowisk odpadów i migracja zanieczyszczeń przy wykorzystaniu metody obserwacyjnej. *SGGW Rozpr. Nauk. i Monogr.*, **384**.
- KODA E., SKUTNIK Z., DI MICHELE C., 2004 — Durability of vertical bentonite barrier for old sanitary landfill containment. EU GeoEnvNet Seminar on Geoenvironmental Engineering - Transfer of Knowledge and EU's Directives to Newly Associated States: 61–70. Wyd. SGGW, Warszawa.
- KODA E., STĘPIEŃ M., 2001 — Zastosowanie pionowych przesłon przeciwfiltracyjnych wokół składowisk odpadów. Materiały konferencyjne IV Międzynarodowe Forum Gospodarki Odpadami „Systemy Gospodarki Odpadami”, Poznań-Piła, 27–30 maja.
- KODA E. i in., 1997 — Projekt podstawy ujęcia i rozdeszczowywania wód drenażowych z wysypiska oraz nadmiaru wód z oczyszczalni na terenie kompostowni „Radiowo”. Cz. I i II. GEOTEKO, Warszawa.
- KODA E. i in., 1998 — Ocena oddziaływania na środowisko rozwiązań projektu budowlanego i rekultywacji wysypiska odsiewów balastowych oraz systemu zagospodarowania wód technologicznych z kompostowni „Radiowo”. GEOTEKO, Warszawa.
- KODA E. i in., 2000 — Sprawozdanie końcowe z nadzoru geologicznego nad budową pionowej przesłony przeciwfiltracyjnej wokół wysypiska „Radiowo”. GEOTEKO, Warszawa.
- KODA E., PAPROCKI P., MAMEŁKA D., 2002 — Dokumentacja hydrogeologiczna z programem monitoringu lokalnego wód w rejonie wysypiska i kompostowni „Radiowo”. Aktualizacja po wybudowaniu pionowej przesłony przeciwfiltracyjnej wokół wysypiska. SGGW, Warszawa.
- KODA E., WIENCLAW E., KOŁANKA T., 2005 — Modelowanie przepływu wód podziemnych i infiltracji zanieczyszczeń w korpusie odpadów składowiska. *Prz. Nauk. Inż. i Kształt. Środ.*, **14**, 2 (32): 17–27.
- KOLAGO C. (red.), 1959 — Przeglądowa mapa hydrogeologiczna Polski 1:300 000. Wyd. Geol., Warszawa.
- KOLAGO C. (red.), 1976–1990 — Mapa hydrogeologiczna Polski 1:200 000. Wyd. Geol., Warszawa.
- KONDRACKI J.A., 2011 — Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- KOWALSKI W.C., 1988 — Geologia inżynierska. Wyd. Geol., Warszawa.
- KRAJEWSKI R., MEISSNER K., 1967 — Niejednorodność ropy poznańskich pod względem właściwości mechanicznych. *Węgiel Brunatny*, **3**: 165–168.
- KROGULEC E., 2004 — Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia w dolinie rzecznej na podstawie przesłanek hydrodynamicznych. Wyd. 1, Wyd. UW, Warszawa.
- KUGLER H., OTTNER F., FROESCHL H.H., ADAMCOWA R., SCHWAIHOFFER B., 2002 — Retention of inorganic pollutants in clayey base sealing of municipal landfills. *Applied Clay Science*, **21**: 45–58.
- KULIG A., OSSOWSKA-CYPRYK K., PAWŁOWSKI J., RZEMEK W., STERNICKA-KANTOR M., 1999 — Wyniki jednej serii pomiarów emisji gazu wysypiskowego oraz zanieczyszczenia powietrza w rejonie nieczynnego wysypiska odpadów stałych w Otwocku. Dokumentacja. Warszawa.
- KUMOR M., 1992 — Charakterystyczne parametry geotechniczne serii poznańskiej rejonu Bydgoszczy. *W: Geologiczno-inżynierskie problemy serii poznańskiej. Pr. Geol.-Miner.*, **26**.
- KWB Bełchatów, 1994 — Dodatek do Kompleksowej Dokumentacji Geologicznej Bełchatów - Uzupełnienie części geologiczno-inżynierskiej. Zakład Geologii Stosowanej UWroc., Wrocław.
- KYZIOŁ J., 1994 — Minerale ilaste jako sorbenty metali ciężkich. Prace i Studia PAN. Instytut Inżynierii Środowiska, Komitet Inżynierii Środowiska. Zakład Narodowy Imienia Ossolińskich. Wyd. Pol. Akad. Nauk., Wrocław-Warszawa-Kraków.
- LEWICKI R., 2010 — Wytyczne w Zakresie Kontroli i Monitoringu Gazu Składowiskowego. Minist. Środ., Warszawa.
- LIPIŃSKI A., 2010 — Prawne podstawy ochrony środowiska. Wyd. 5. Wyd.: Wolters Kluwer Polska – OFICYNA, Warszawa.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2004 — Basic Soil properties of a number of artificial clay-sand mixtures determined as a function of sand content. *W: Lecture Notes in Earth Sciences Lines 104 Engineering Geology for Infrastructure Planning in Europe* (editors Robert Hack, Rafiq Azzan, Robert Charlie): 308–315. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 1991 — Mieszanki gruntowe – polepszenie właściwości gruntów jako materiału konstrukcyjnego. Projekt badawczy finansowany przez KBN, nr rej. 9 0576 91 01 (nie publ).
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 1995 — Inżyniersko-geologiczna ocena ropy plioceńskich jako materiału izolacyjnego składowisk odpadów. *Ekoinżynieria*, **4**, 4(5).
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 1997a — Modelowanie właściwości ropy neogeńskich z Mszczonowa jako izolacji mineralnych składowisk odpadów [pr. doktor.] Arch. Wyd. Geol., Warszawa.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 1997b — Pliocene clays of the Polish Lowland: The perspective insulating material of waste deposits. [w:] Proceedings International Symposium on Engineering Geology and the Environment, organized by the Greek National Group of IAEG, Athens, Greece: 23–27 June. Balkema, Rotterdam, 1983–1988.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2002a — Neogene clays from Poland as mineral sealing barriers for landfills: experimental study. *Applied Clay Science*, **21**: 33–43.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2002b — ropy serii poznańskiej jako podłoże składowisk odpadów na przykładzie odstonięcia w Budach Mszczonowskich. *Prz. Geol.*, **50**, 10/2: 1004–1008.

- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2003 — Fixation of Pb-cations by two different types of clays from the Polish Lowland in Warsaw's surroundings. *W: VIth International Symposium & Exhibition on Environmental Contamination in Central & Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States – Proceedings*. Prague 1–4 September 2003.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2008 — Mineralne bariery izolacyjne składowisk odpadów – zasady wstępnej oceny przydatności gruntów spoistych na przykładzie Polski. *Geologia, Kwart. AGH*, **34**, 4: 691–699.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2010 — Mieszanki gruntowe w konstrukcjach składowisk odpadów. *Prz. Geol.*, **58**, 9/2: 898–902.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2011 — Możliwość zastosowania popiołów – odpadów przemysłu energetycznego – do uszczelniania i rekultywacji składowisk odpadów. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **446**: 477–482.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., GAŚKA M., 2007 — Ocena możliwości zagospodarowania wyrobisk po eksploatacji ilów serii poznańskiej na przykładzie złoża „Tadeuszów-Rudzienko” k. Mińska Mazowieckiego. *Zesz. Nauk. Uniw. Zielonogórski, Wydz. Inż. Łądowej*: 149–155. Oficyna Wyd. Uniw. Zielonogórskiego, Zielona Góra.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., WYRWICKI R., 2000a — Oznaczanie zawartości substancji organicznej metodą utleniania nadlenkiem wodoru i z pomocą derywatografii. VII Seminarium „Metodyka rozpoznawania i dokumentowania złóż kopalni oraz geologicznej obsługi kopalni” *Górnictwo Odkrywkowe*, **2/3**.
- ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., WYRWICKI R., 2000b — Substancja organiczna w ilach poznańskich – metodyka ustalania ilości. VII Seminarium „Metodyka rozpoznawania i dokumentowania złóż kopalni oraz geologicznej obsługi kopalni”. *Górnictwo Odkrywkowe*, **2/3**.
- MACIAK F., 2003 — Ochrona i rekultywacja środowiska. Wyd. SGGW, Warszawa.
- MACIOSZCZYK T., 1999 — Czas przesączania pionowego wody jako wskaźnik stopnia ekranowania warstw wodonośnych. *Prz. Geol.*, **47**, 8: 731–736.
- MACIOSZCZYK A., DOBRZYŃSKI D., 2002 — Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- MAJER E., 2005 — Ocena właściwości przesłonowych ilów do budowy składowisk odpadów [pr. doktor.]. Biblioteka Inst. Techniki Budowlanej, Warszawa.
- MAJER E., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., 2009 — Zasady oceny przydatności gruntów spoistych do budowy mineralnych przesłon izolacyjnych. *W: Problemy geotechniczne i środowiskowe z uwzględnieniem podłoża ekspansywnych*: 277–287. Wyd. Uczelniane UTP, Bydgoszcz.
- MAJER E., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B., WYSOKIŃSKI L. (red.), DRĄGOWSKI A., 2007 — Zasady oceny przydatności gruntów spoistych Polski do budowy mineralnych barier izolacyjnych. Inst. Techniki Budowlanej, Warszawa.
- MAJER E., WYSOKIŃSKI L., 2005 — Badania gruntów i kontrola jakości wykonanych z nich przesłon izolacyjnych na składowiskach odpadów. Instrukcja ITB nr 411, Warszawa.
- MAŁECKI J. (red.), NAWALANY M., WITCZAK S., GRUSZCZYŃSKI T., 2006 — Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska. Uniw. Warsz., Wydz. Geol., Warszawa.
- MAPA surowców ilastych Polski w skali 1:500 000 z objaśnieniami, 2001. Narod. Arch. Geol. PIG-PIB, Warszawa.
- MAPA rozmieszczenia złóż surowców ilastych w Polsce wg stanu na 31 XII 2009 r. Skala 1:1 000 000. Opracowano na podstawie danych z bazy systemu MIDAS. Warszawa, sierpień 2010. Państw. Inst. Geol. – PIB. http://geoportal.pgi.gov.pl/css/surowce/images/2009/mapy/large/large_12.jpg
- MERTA T., 1978 — Extraglacial varved deposits of the Warsaw Ice - Dammed Lake (Younger Pleistocene), Mazovia Lowland, Central Poland. *Acta Geol. Pol.*, **28**, 2: 242–274.
- MERTA T., 1986 — Varved sedimentation in the extraglacial Ice Dammed Lakes. *Acta Geol. Pol.*, **36**, 4: 325–336.
- MORAWSKI W., 1980 — Objasnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski w skali 1:50 000, ark. Warszawa Zachód (523). Wyd. Geol., Warszawa.
- MORCET M., ARAN C., BOGNER J., CHANTON J., SPOKAS K., HEBEL., 2003 — Methane mass balance: a review of field results from three French Landfill case studies – Ninth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia 2003, S. Margherita di Pula (Cagliari, Italia), October 6–10, 2003.
- MOSHER B.W., CZEPIEL P.M., HARRISS R.C., SHORTER J.H., KOLB C.E., MCMANUS J.B., ALLWINE E., LAMB B.K., 1999 — Methane Emissions at Nine Landfill Sites in the Northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.*, **33**: 2088–2094.
- MYŚLIŃSKA E., 1964 — Skład mineralny ilów warwowych zlodowacenia środkowopolskiego okolic Warszawy. *Biul. Geol. UW*, **4**.
- MYŚLIŃSKA E., 1967 — Właściwości fizyczno-mechaniczne ilów warwowych zlodowacenia środkowopolskiego okolic Warszawy na tle ich litologii i stratygrafii oraz warunków występowania. *Biul. Inst. Geol.*, **198**, 4.
- MYŚLIŃSKA E., 1974 — Wody porowe gruntów spoistych. *Biul. Geol. UW*, **17**.
- MYŚLIŃSKA E., 2006 — Laboratoryjne badania gruntów. WUW, Warszawa.
- NIEĆ M., MATL K., WYRWICKI R., WIŚNIEWSKI J., 2004 — Iły turowskie – mit kopalni towarzyszących. PAN Instytut Gospodarki Surowcami mineralnymi i Energią. *Stud. Rozpr. Monogr.*, **128**.
- NRA za JONES R.M. MURRAY E.J., RIX D.W., HUMPHREY R.D., 1995 — Selection of clay for use as landfill liners. *Proceedings of the Symposium on Geotechnics Related to the European Environment. Waste Disposal by Landfill – Green'93*: 433–438, A.A. Balkema. Rotterdam. .
- OLCHAWA A., 2004 — Przewodność hydrauliczna materiałów kompozytowych złożonych z ilów elbląskich i gruntów organicznych z obszaru Żuław. *Inżynieria Morska i Geotechnika*, **3**: 150–158.
- OLSZEWSKA D., 2010 — Czy Warszawa utonie w śmieciach? Internetowe wydanie Gazety Wyborczej z 26.03.2010 r. http://warszawa.gazeta.pl/warszawa/1,67305,7702973,Czy_Warszawa_utonie_w_smieciach.html (22.09.2012 r.)
- OSMĘDA-ERNST E., 1991 — Wybrane metody badań migracji substancji zanieczyszczających (badania laboratoryjne). Ochrona wód podziemnych w Polsce, stan i kierunki badań CPBP 04. 10. 09. *W: Publikacje CPBP 04.10*, **56**: 217–237. Wyd. SGGW-AR, Warszawa.
- OSMĘDA-ERNST E., WITCZAK S., 1991 — Parametry migracji wybranych zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Ochrona wód podziemnych w Polsce, stan i kierunki badań CPBP 04. 10. 09. *W: Publikacje CPBP 04.10*, **56**: 202–215. Wyd. SGGW-AR, Warszawa.
- PACZYŃSKI B. (red.), 1993, 1995 — Atlas hydrogeologiczny Polski w skali 1:500 000. Wyd. Geol., Warszawa.
- PAJĄK T., 2008 — Po wiedeńsku, czyli kompleksowo traktowane odpady. Opracowanie dostępne na Portalu Funduszy Europejskich: <https://www.funduszeuropejskie.gov.pl/ndr/Docu>

- ments/po_wiedensku_czyli_kompleksowo_traktowane_odpady.pdf (22.09.2012 r.)
- PAWLACZYK-SZPIŁOWA M., 1980 — Mikrobiologia wody i ścieków. Państw. Wyd. Nauk., Warszawa.
- PAWŁAT H., KODA E., PAPROCKI P., 2002 — Przegląd ekologiczny Instalacji – Zakład Utylizacji Odpadów Komunalnych E-13 (Rekultywowane składowisko odpadów balastowych i kompostownia „Radiowo”) przy ulicy Kampinoskiej 1 w Warszawie, Biuro Konsultacyjne „Inżynieria Środowiska”, Warszawa.
- PIASKOWSKI A., 1984 — Właściwości sorpcyjne i powierzchnia właściwa polskich gruntów. Badania nad sorpcją błękitu metylenowego. *Arch. Hydrotechniki*, **31**, 3: 297–314. Warszawa.
- PIONTEK W., POSKROBKÓ B., SIDORCZUK-PIETRASZKO E., 2008 — Perspektywy rozwoju systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w Polsce do 2014 roku w aspekcie realizacji narodowej strategii spójności, celów dyrektyw odpadowych i wykorzystania środków funduszy strukturalnych. Bielsko-Biała–Białystok. Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Białystok http://www.ewaluacja.gov.pl/Wyniki/Documents/rimi_018.pdf (22.09.2012)
- PIOŚ, 1995 — Wskazówki metodyczne do oceny stopnia zanieczyszczenia gruntów i wód podziemnych produktami ropochoodnymi i innymi substancjami chemicznymi w procesach rekultywacji. Państw. Insp. Ochr. Środow., Warszawa.
- PLECZYŃSKI J., WESOŁEK J., MAGDZIAREK M., 1997 — Gospodarka odciekami na składowiskach odpadów komunalnych. *Pr. Nauk. Politech. Warsz. Inż. Środowiska*, **22**.
- PRÜHS H., KOWALOV M., 1992 — Kierunki rozwoju w budownictwie składowisk odpadów. *Inżynieria Morska i Geotechnika*, **2**: 74–76.
- PRZENIOSŁO S., 2004 — Bilans zasobów kopalini i wód podziemnych w Polsce wg stanu na 31 grudnia 2003 r. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- PTASZKIEWICZ M., 2007 — Wpływ zróżnicowania litologicznego iłów warwowych na możliwość ich zastosowania jako barier geologicznych, izolacyjnych [pr. doktor.]. Arch. Wydz. Geol. UW, Warszawa.
- RAPORT NIK, 2010. Informacja o wynikach kontroli gospodarowania w gminach wybranych województw stałymi odpadami komunalnymi, w tym zwłaszcza ulegającymi biodegradacji. Raport Najwyższej Izby Kontroli. Katowice, 2010 http://www.eko-pak.com.pl/files/0/20772/Raport%20NIK_odpady_2010.pdf (22.09.2012).
- REJMER P., 1997 — Podstawy toksykologii. Lublin.
- ROSIK-DULEWSKA C., 2008 — Podstawy gospodarki odpadami. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- ROSZAK W., 1989 — Migracja kadmu w czwartorzędowym poziomie wodonośnym w pradolinie Odry we Wrocławiu. *Pr. Nauk. Inst. Geotech. Politech. Wroc.*, **58**, Konferencje, 29: 473–483.
- ROWE R.K., 1998 — Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier systems beneath solid waste. Keynote Lecture, Proceedings of the Sixth International Conference on Geosynthetics, Atlanta, March, Vol. 1: 27–103. Industrial Fabrics Association International, St. Paul, MN.
- ROWE R.K., QUIGLEY R.M., BOOKER J.R., 1995 — Clayey barrier systems for waste disposal facilities. E & FN Spon, London.
- RYBICKI S., 1970 — Wpływ spekań na właściwości inżyniersko-geologiczne iłów poznańskich kopalni Adamów. *Pr. Geol. PAN*, **63**: 1–60.
- RYBICKI S., 1993 — Factors affecting some geotechnical properties of minig wastes (coarse-grained soils). *W*: 4th International Symposium on the Reclamation Treatment and Utilization of Coal Mining Wastes, 1: 117–125. Kraków.
- RYBICKI S., BAUER S., 1997 — Wpływ różnych roztworów chemicznych na cechy geotechniczne mineralnych uszczelnień składowisk odpadów. *W*: Materiały Konferencji Naukowo-Technicznej „Geotechnika w Budowie Składowisk Odpadów”. Pułtusk 22–24 października: 255–264.
- RYBICKI S., SAJDA L., 1987 — Wytrzymałość na ścinanie gruntu grubookruchowego (mieszanki gruntów). *Prz. Geol.*, **11**.
- RYBICKI S., WOŹNIAK H., 1988 — Budowa i cechy geofiltracyjne zwałowiska KWB Bełchatów. *Górnictwo Odkrywkowe*, Wrocław.
- RYDELEK P., 2006 — Wpływ zróżnicowania właściwości fizykochemicznych torfów niskich na zdolności izolacyjne torfowisk Wysoczyzny Lubartowskiej [pr. doktor.]. Arch. Wydz. Geol. UW, Warszawa.
- RYDELEK P., 2013 — Origin and composition of mineral constituents of fen peats from eastern Poland. *Journal of Plant Nutrition*, **36**, 6: 911–928
- RYDELEK P., BORKOWSKI A., SZALA M., 2012 — Adsorpcja 3,6-dihydrazynotetrazyny (DHTZ) w utworach torfowych. *Inżynieria Ekologiczna*, **29**: 153–161.
- SANDERSON J., HETTIARATCHI P., HUNTE C., HURTADO O., KELLER A., 2008 — Methane balance of a bioreactor landfill in Latin America. *J Air Waste Manag Assoc.*, **58**, 5: 620–628.
- SEED H., WOODWARD R., LUNDGREN R., 1962 — Prediction of swelling potential for compacted clays. *J. Soil Mech. Found. Div. SM.*, **3**, 53–87.
- SHARMA H.D., LEWIS S.P., 1994 — Waste containment systems, waste stabilization, and landfills: design and evaluation. John Wiley & Sons, New York.
- SIKORA W.S., 1996 — Sorpcja metali ciężkich przez minerały i skały ilaste. *W*: Metodyka badań kopalini ilastych (red. H. Kościółko, R. Wyrwicki): 189–198. Państw. Inst. Geol., Warszawa–Wrocław.
- SIUTA J., WASIAK G., 1991 — Zasady gospodarki odpadami bytowymi w środowisku przyrodniczym. Inst. Ochrony Środowiska, Warszawa.
- SKARŻYŃSKA K., 1997 — Odpady powęglowe i ich zastosowanie w inżynierii lądowej i wodnej. Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja w Krakowie, Kraków.
- SZPADT R. 2002 — Błędne rozwiązania technologiczne i konstrukcyjne – sposoby naprawiania błędów. XII Międzynarodowa Konferencja „Budowa i eksploatacja bezpiecznych składowisk odpadów”. Wisła, 26–28 lutego 2002.
- SZYMAŃSKA U., ZĘBEK E., 2010 — Prawo i ochrona środowiska – prawne, ekonomiczne, ekologiczne i techniczne aspekty ochrony środowiska naturalnego. Przewodnik do ćwiczeń dla studentów kierunków prawa i administracji. Wyd. UWM, Olsztyn.
- TA Siedlungsabfall, 1993 — Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und Sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen sowie Ergänzende Empfehlungen zur TA Siedlungsabfall des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- TA Abfall 1991 — Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12.03.1991.
- UZASADNIENIE do projektu rozporządzenia z dnia 7 maja 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych <http://www.mos.gov.pl/g2/>

- big/2012_05/2a1917ca8540d11b008bc96d92381d7c.pdf (22.09.2012 r.)
- VALLEJO L. E., 1993 — Behaviour under compression of stiff clays with multiple cracks. Proc. Intern. symp. Geotechnical Engineering of HS-RS: 825–831. Athens. Balkema.
- VAN DER MERWE D. H., 1964 — The prediction of heave from the plasticity index and percentage of clay fraction of soils. *Trans. S. Afr. Instn. Civ. Engrs.*, **6**.
- VRBA J., ZAPOROŽEC A., 1994 — Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH. *International Contributions to Hydrogeology*, **16**.
- WAWGEO, 2009 — Pomiar objętości i powierzchni składowiska odpadów komunalnych w m. Bosewo Nowe gm. Długosiodło. Dokumentacja geodezyjna wykonana 22.07.2009 r. przez WAWGEO Usługi Geodezyjne w Warszawie.
- WICHROWSKI Z., 1981 — Studium mineralogiczne serii poznańskiej. *Arch. Miner.*, **37**, 2: 931–96.
- WIEWIÓRA A., WYRWICKI R., 1974 — Minerale ilaste poziomu iłów płomienistych serii poznańskiej. *Kwart. Geol.*, **18**, 615–635.
- WIEWIÓRA A., WYRWICKI R., 1976 — Beidelit osadów serii poznańskiej. *Kwart. Geol.*, **20**, 2: 331–341.
- WIENCLAW E., KODA E. 2005: Model przepływu wód podziemnych i transportu zanieczyszczeń dla składowiska z bentonitową przesłoną pionową. *Prz. Geol.*, **53**, 9: 770–775.
- WIŁUN Z., 1987 — Zarys geotechniki. Wyd. Komunikacji i Łączności, Warszawa.
- WITCZAK S. (red.), 2005 — Mapa wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie 1:500 000 (Plansza 1 – Wody podziemne związane z wodami powierzchniowymi oraz ekosystemami lądowymi zależnymi od wód podziemnych; Plansza 2 – Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP). Arcadis Ekokonrem Sp. z o.o., Warszawa.
- WITCZAK S., 1997 — Wody podziemne w rejonie składowiska odpadów. Ocena zagrożenia i monitoring jakości. W: Wody podziemne w rejonie składowisk odpadów. Ocena zagrożenia i monitoring jakości. (red. M. Suchy). Wyd. PIOŚ. Warszawa.
- WITCZAK S. (red.), KANIA J., KMIĘCIK E., 2013 — Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska i sfinansowano ze środków NFOŚiGW.
- WITKOWSKI A., RUBIN K., KOWALCZYK K., RÓŻKOWSKI A., WRÓBEL J., 2003 — Groundwater vulnerability map of the Chrzanów karst - fissured Triassic aquifer (Poland). *Environmental Geology*, **44**: 59–67.
- WLADARZ M., 2003 — Gospodarka odpadami. Poradnik przedsiębiorcy. Polska Agencja Rozwoju Przedsiębiorczości, Warszawa
- WOJCIECHOWSKI Z.A., 1990 — Powierzchnia właściwa. [w:] Grabowska-Olszewska B. (red.): Metody badań gruntów spójnych: 70–101. Wyd. Geol., Warszawa.
- WOLLNY T., 2009 — Gospodarka odpadami w Niemczech. Wizyta Studyjna 4-6 maja 2009 r. STE-Silesia.org, <http://ste-silesia.org/20090504saksonia.pdf> (22.09.2012 r.).
- WOLSKI W., 1985 — Modele charakterystyki gruntów. Materiały Konferencji PAN nt.: „Badania i dobór parametrów geotechnicznych”. Jabłonna.
- WOLSKI W., 1987 — Zarys gruntoznawstwa inżynierskiego i mechaniki gruntów. *Fundamentowanie*, **1**: 25–87.
- WOLSKI W., KODA E., PACHUTA K., PAPROCKI P., 1999 — Ocena oddziaływania na środowisko nieczynnego wysypiska odpadów stałych w Otwocku, woj. Mazowieckie [dokumentacja]. Warszawa.
- WOLSKI W., PAPROCKI P., GAWAŁKO S., KODA E., 2004a — Dokumentacja geologiczna z wykonania piezometrów sieci monitoringu lokalnego wód podziemnych w rejonie nieczynnego wysypiska odpadów w Otwocku [dokumentacja]. Warszawa.
- WOLSKI W., PAPROCKI P., GAWAŁKO S., KODA E., 2004b — Monitoring nieczynnego składowiska odpadów komunalnych przy ul. Warsztatowej w Otwocku (faza poeksploatacyjna) – raport roczny 2004 [dokumentacja]. Warszawa.
- WOLSKI W., PAPROCKI P., GAWAŁKO S., KODA E., 2005 — Monitoring nieczynnego składowiska odpadów komunalnych przy ul. Warsztatowej w Otwocku (faza poeksploatacyjna) – raport roczny 2005 [dokumentacja]. Warszawa.
- WOOD D. M., 1979 — The behaviour of partly saturated soil – a review. Raport CUED /D-soils/ TR. 69. University of Cambridge.
- WROTH C.P., HOULSBY G.T., 1985 — Soil mechanics - property characterisation and analysis procedure. Proc. XI ICSFE, 1.
- WRÓBLEWSKI J., 1992 — Zmienność wytrzymałości na ścinanie w gruntach pylastych [pr. doktor.]. Arch. Wydz. Geol. UW, Warszawa.
- WYRWICKI R., 1974 — Osady ilaste serii poznańskiej jako surowce ceramiczne. *Biul. Inst. Geol.*, **280**, Z badań złóż surowców skalnych, 7: 107–215.
- WYRWICKI R., 1988 — Analiza derywatograficzna skał ilastych. Wyd. UW, Warszawa.
- WYRWICKI R., KOŚCÍÓWKO H., 1996 — Metodyka badań kopalni ilastych. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- WYRWICKI R., WIEWIÓRA A., 1972 — Minerale ilaste osadów serii poznańskiej w profilu Mastki. *Kwart. Geol.*, **16**, 3: 695–710.
- WYRWICKI R., WIEWIÓRA A., 1976 — Minerale ilaste osadów serii poznańskiej z profilu Rogaczewo. *Kwart. Geol.*, **20**, 4: 823–837.
- WYSOKIŃSKI L., 1998 — Budowa, modernizacja i rekultywacja składowisk odpadów komunalnych. *Prz. Komunalny*, **4**.
- WYSOKIŃSKI L., 1967 — Wpływ spękań w glinach zwałowych na stateczność skarpy wiślanej w Płocku na tle analizy aktualnych powierzchniowych ruchów masowych. *Biul. Geol. UW*, **9**: 129–210.
- WYSOKIŃSKI L., 1995 — Instrukcja ITB 337: Projektowanie przesłon izolacyjnych na składowiskach odpadów komunalnych: 1-33. Instr. Inst. Techniki Budowlanej. Warszawa.
- WYSOKIŃSKI L., 2009 — Zasady budowy składowisk odpadów. Instrukcja 444. Instytut Techniki Budowlanej. Warszawa.
- WYSOKIŃSKI L., 2005 — Projektowanie geotechniczne (Teoria i praktyka). Seminarium: 60 lat Zakładu Geotechniki i Fundamentowania ITB: 31–52. Warszawa.
- WYSOKIŃSKI L., ŁUKASIK S., 1994 — Badania izolacyjności przegród mineralnych na składowiskach odpadów. Materiały seminarium: „Geotechniczne aspekty składowiska odpadów”. Gdańsk.
- WYTYCZNE dotyczące wdrażania Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń, Komisja Europejska — Dyrekcja Generalna ds. Środowiska - 31 maja 2006 r. http://prtr.ec.europa.eu/docs/PL_E-PRTR_fin.pdf (22.09.2012 r.).
- ZADROGA B., OLAŃCZUK-NEYMAN K., 2001 — Ochrona i rekultywacja podłoża gruntowego. Aspekty geotechniczno-budowlane. Wyd. Politech. Gdańskiej, Gdańsk.
- ZALESKA A., ZIELIŃSKA-JUREK A., 2012 — Technologie remediacji środowiska - wykład http://www.technologia.gda.pl/dydaktyka/index/w/trs_tos/pdf_z/wyklad_12.pdf (22.09.2012 r.)
- ZAWADZKI S. (red.), 1999 — Gleboznawstwo. PWRiL, Warszawa.

- ZAWRZYKRAJ P., 2005 — Stan skonsolidowania ilów warwowych okolic Sochaczewa i Plecewicz [pr. doktor.]. Arch. Wydz. Geol. UW, Warszawa.
- ZIELIŃSKA E., 1993 — Zagrożenia sanitarne składowisk. [w:] Budowa bezpiecznych składowisk odpadów. III Konferencja Szkoleniowa. Wisła, 25–27 października: 39–42.
- ZŁOTOSZEWSKA-NIEDZIAŁEK H., 2001 — Wpływ warunków gruntowo-wodnych na migrację zanieczyszczeń w rejonie składowisk odpadów komunalnych [pr. doktor.]. SGGW Wydz. Inż. i Kształt. Środow., Katedra Geoinżynierii, Warszawa.
- ŻYGADŁO M., 1999 — Gospodarka odpadami komunalnymi. Wyd. Politech. Świętokrz., Kielce.

WYKAZ AKTÓW PRAWNYCH

- DYREKTYWA 91/157/EWG z dnia 18 marca 1991 r. w sprawie baterii i akumulatorów zawierających niektóre substancje niebezpieczne (Dz. Urz. WE L 78 z 26.03.1991).
- DYREKTYWA 2000/53/WE z dnia 18 września w sprawie pojazdów wycofanych z eksploatacji (Dz. Urz. WE L 269, z 21.10.2000, str. 34).
- DYREKTYWA 2002/96/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 27 stycznia 2003 r. w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (WEEE) (Dz. Urz. WE L 37 z 13. lutego 2003, s. 24).
- DYREKTYWA 2006/66/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 6 września 2006 r. w sprawie baterii i akumulatorów oraz zużytych baterii i akumulatorów oraz uchylająca dyrektywę 91/157/EWG (Dz. Urz. L 266 z 26.9.2006, str. 1–14).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 94/62/WE z dnia 20 grudnia 1994 r. w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych (DzU L 365, 31.12.1994).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/76/WE, z dnia 4 grudnia 2000 r. w sprawie spalania odpadów (Dz. Urz. WE L 332 z 28.12.2000, str. 91).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/12/WE z 11 lutego 2004 r. zmieniająca dyrektywę 94/62/WE w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych (DzU UE 47 z 18 lutego 2004 r.).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2006/12/WE z dnia 5 kwietnia 2006 r. w sprawie odpadów (DzU L 114 z 27.4.2006, str. 9).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2006/21/WE z dnia 15 marca 2006 r. w sprawie gospodarowania odpadami pochodzącymi z przemysłu wydobywczego oraz zmieniająca dyrektywę 2004/35/WE (Dz. Urz. WE L 102 z 11 kwietnia 2006 r.).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy (Dz. Urz. UE L 312 z 22.11.2008, str. 3) Dyrektywa Ramowa.
- DYREKTYWA Rady 75/439/EWG z dnia 16 czerwca 1975 r. w sprawie unieszkodliwiania olejów odpadowych (Dz. Urz. WE L 194 z 25.07.1975).
- DYREKTYWA Rady 75/442/EWG, z dnia 15 lipca 1975 r. w sprawie odpadów. (DzU L 194 z 25.7.1975, str. 39).
- DYREKTYWA Rady 87/101/EWG z dnia 22 grudnia 1986 r. zmieniająca dyrektywę 75/439/EWG w sprawie unieszkodliwiania olejów odpadowych (Dz. Urz. WE L 42 z 12.02.1987).
- DYREKTYWA Rady 91/689/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie odpadów niebezpiecznych (Dz. Urz. L 377 z 31.12.1991, str. 20).
- DYREKTYWA Rady 91/692/EWG z dnia 23 grudnia 1991 r. normalizująca i racjonalizująca sprawozdania w sprawie wykonywania niektórych dyrektyw odnoszących się do środowiska. (Dz. Urz. WE L 377 z 31.12.1991, str. 48).
- DYREKTYWA Rady 94/31/WE z dnia 27 czerwca 1994 r. zmieniająca dyrektywę 91/689/EWG w sprawie odpadów niebezpiecznych. (DzU L 168 z 2.7.1994).
- DYREKTYWA Rady 96/59/WE, z dnia 16. września 1996 r. w sprawie unieszkodliwiania polichlorowanych bifenyli i polichlorowanych trifenyli (PCB/PCT). (DzU L 243 z 24.9.1996, str. 31).
- DYREKTYWA Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów. (Dz. Urz. L 182 z 16.7.1999).
- DYREKTYWA Wodna Ramowa 2000/60/WE <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:05:32000L0060:PL:PDF> (22.09.2012).
- KONSTYTUCJA Rzeczypospolitej Polski, (DzU z 1997 r. Nr 78, poz. 483).
- KPGO 2014, Krajowy Plan Gospodarki Odpadami, Uchwała Nr 217 Rady Ministrów z dnia 24.12.2010 r.
- PROJEKT ustawy z dnia 2.03.2012 r. o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi.
- REZOLUCJA Rady z 24 lutego 1997 r. w sprawie strategii Wspólnoty w gospodarowaniu odpadami, OJC 076 z 11 marca 1997 r. s. 1.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 7 września 2005 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (DzU nr 186, poz. 1553 z późn. zm.) – wydane na podstawie art. 55 ust. 3 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki z dnia 19 grudnia 2005 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej oraz zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii (DzU Nr 261, poz. 2187, z późn. zm.).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki z dnia 30 października 2002 r. w sprawie rodzajów odpadów, które mogą być składowane w sposób nieselektywny (DzU nr 191, poz. 1595) – wydane na podstawie art. 55 ust. 5 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej z dnia 23 grudnia 2003 r. w sprawie rodzajów odpadów, których zbieranie lub transport nie wymagają zezwolenia na prowadzenie działalności (DzU 2004.16.154).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 23 sierpnia 1994 w sprawie szczegółowych wymagań jakim powinna odpowiadać dokumentacja hydrogeologiczna i geologiczno-inżynierska (DzU Nr 93, poz. 444).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 24 września 1998 w sprawie ustalania geotechnicznych warunków posadawiania obiektów budowlanych. (DzU z dnia 8.10.1998 r.).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (DzU Nr 220, poz. 1858) — wydane na podstawie art. 60 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU Nr 32, poz. 284).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z 21 kwietnia 2006 r. w sprawie listy rodzajów odpadów, które posiadacz odpadów może przekazywać osobom fizycznym lub jednostkom organi-

- zacyjnym niebędącym przedsiębiorcami oraz dopuszczalnych metod ich odzysku (DzU 2006 Nr 75, poz. 527).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dn. 27.09.2001 w sprawie katalogu odpadów (DzU 2001 nr 112 poz. 1206)
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 28 grudnia 2011 r. w sprawie podziemnych składowisk odpadów (DzU z dnia 31 grudnia 2011 r.).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (DzU Nr 134, poz. 1140) wydane na podstawie art. 43 ust. 7 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 11 grudnia 2001 r. w sprawie rodzajów odpadów lub ich ilości, dla których nie ma obowiązku prowadzenia ewidencji odpadów, oraz kategorii małych i średnich przedsiębiorstw, które mogą prowadzić uproszczoną ewidencję odpadów (DzU 2001 Nr 152, poz. 1735)
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie rocznych poziomów odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych i użytkowych. (DzU 2007 Nr 88, poz. 588).
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 14 lutego 2006 r. w sprawie wzorów dokumentów stosowanych na potrzeby ewidencji odpadów (DzU Nr 30, poz. 216) wydane na podstawie art. 36 ust. 14 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 21 w marca 2006 r. w sprawie odzysku lub unieszkodliwiania odpadów poza instalacjami i urządzeniami (DzU nr 49 poz. 356) wydane na podstawie art. 13 ust. 2a ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów (DzU Nr 61, poz. 549, z późn. zm.) - wydane na podstawie art. 50 ust. 2 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 25 maja 2007 r. w sprawie zakresu informacji oraz wzorów formularzy służących do sporządzania i przekazywania zbiorczych zestawień danych (DzU nr 101, poz. 686) wydane na podstawie art. 37 ust. 11 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów (DzU Nr 220, poz. 1858) – wydane na podstawie art. 60 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (DzU 2001 Nr 112, poz. 1206).
- ROZPORZĄDZENIE Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (DzU 2010 Nr 213, poz. 1397) Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie przedsięwzięć podlegających OOS.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki z dnia 30 października 2002 r. w sprawie rodzajów odpadów, które mogą być składowane w sposób nieselektywny (DzU Nr 191, poz. 1595) – wydane na podstawie art. 55 ust. 5 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 7 września 2005 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (DzU Nr 186, poz. 1553 z późn. zm.) - wydane na podstawie art. 55 ust. 3 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (DzU Nr 134, poz. 1140) wydane na podstawie art. 43 ust. 7 ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 21 w marca 2006 r. w sprawie odzysku lub unieszkodliwiania odpadów poza instalacjami i urządzeniami (DzU Nr 49, poz. 356) wydane na podstawie art. 13 ust. 2a ustawy o odpadach.
- ROZPORZĄDZENIE WE/1013/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 14.06.2006 w sprawie przemieszczania odpadów.
- ROZPORZĄDZENIE Rady 1420/99/WE z dn. 29.04.1999 ustanawiające wspólne zasady i procedury stosowane do przesyłania niektórych rodzajów odpadów do niektórych krajów niebędących członkami OECD.
- UCHWAŁA Nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. w sprawie "Krajowego planu gospodarki odpadami 2014" (M. P. Nr 101, poz. 1183).
- USTAWA z dnia 1 lipca 2011 r. (ze zm.) o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw (DzU 2011 Nr 152, poz. 897).
- USTAWA z dnia 28 lipca 2005 r. lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (DzU 2005 Nr 167, poz. 1399 z późn. zmianami).
- USTAWA z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych (DzU z 2008 Nr 138, poz. 865).
- USTAWA z dnia 11 maja 2001 r. o opakowaniach i odpadach opakowaniowych (DzU 2001 Nr 63, poz. 638 ze zm.).
- USTAWA z dnia 11 maja 2001 roku o obowiązkach przedsiębiorców w zakresie gospodarowania niektórymi odpadami oraz opłacie produktowej (DzU z 2007 Nr 90, poz. 607 ze zm.)
- USTAWA z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (DzU z 2005. Nr 236, poz. 208 z późn. zm.).
- USTAWA z dnia 17 marca 1921 r. – Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej (DzU 1921 Nr 44, poz. 267).
- USTAWA z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (DzU 2001 Nr 115, poz. 1229).
- USTAWA z dnia 2 lipca 2004 r. o swobodzie działalności gospodarczej (DzU z 2007 r. Nr 155, poz. 1095, z późn. zm.).
- USTAWA z dnia 20 lipca 1991 r. o inspekcji ochrony środowiska (DzU z 2007 Nr 44, poz. 287, z późn. zm.).
- USTAWA z dnia 20 stycznia 2005 r. o recyklingu pojazdów wycofanych z eksploatacji (DzU z 2005 Nr 25, poz. 202, z późn. zm.).
- USTAWA z dnia 24 kwietnia 2009 roku o bateriach i akumulatorach (DzU z 2009 r. nr 79, poz. 666 ze zm.).
- USTAWA z dnia 27 czerwca 1997 r. o odpadach (DzU 1997 Nr 96, poz. 592).
- USTAWA z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (DzU 2001 Nr 62, poz. 628).
- USTAWA z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (DzU 2013 poz. 21).
- USTAWA z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (DzU 2001 Nr 62, poz. 627, z późn. zm.).
- USTAWA z dnia 27 lipca 2001 r. o wprowadzeniu ustawy prawo ochrony środowiska, ustawy o odpadach oraz o zmianie niektórych ustaw (DzU Nr 100, poz. 1085 z późn. zm.) – nazywana w opracowaniu ustawą wprowadzającą.
- USTAWA z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (DzU 2003 Nr 80 poz. 717).
- USTAWA z dnia 29 czerwca 2007 r. o międzynarodowym przemieszczaniu odpadów (DzU z 2007 Nr 124 poz. 859).
- USTAWA z dnia 29 lipca 2005r. o zużytych sprzęcie elektrycznym i elektronicznym (DzU z 2005 r. nr 180, poz. 1495 oraz z 2008 r. Nr 223, poz. 1464).
- USTAWA z dnia 3 października 2008 – o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (DzU z 2009 Nr 157, poz. 1241).
- USTAWA z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie i kształtowaniu środowiska (DzU 1980 Nr 3 poz. 6).
- USTAWA z dnia 4 marca 2010 r. o narodowym spisie powszechnym ludności i mieszkań w 2011 r. (DzU z 2010 Nr 47, poz. 277).

USTAWA z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym (DzU z 2001 Nr 142, poz. 1591 ze zm.).
 USTAWA z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze (DzU 2011 nr 163 poz. 981).
 USTAWA z dnia 29 listopada 2000 r. Prawo atomowe (DzU 2001 Nr 3, poz. 18) z późn. zm.
 USTAWA z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (DzU 2004 Nr 92, poz. 880).
 USTAWA z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (DzU 1995 Nr 16, poz. 78) z późn. zm.

NORMY I INSTRUKCJE

ASTM D4829-88 – American Society for Testing and Materials. Standard test methods for expansion index of soils.
 BS1377:Part 2:1990:6.5 – British Standard: Classification tests. Methods of test for classifying soils and for determining their basic physical properties.

ITB 225, 1979 – Wytyczne oznaczenia spójności i kąta tarcia wewnętrznych gruntów budowlanych. Instytut Techniki Budowlanej. Warszawa.
 ITB 337, 1995 – Projektowanie przesłon izolacyjnych na składowiskach odpadów komunalnych. Instrukcja Instytutu Techniki Budowlanej. Warszawa.
 ITB 339, 1996 – Badania szczelności izolacji mineralnych składowisk odpadów. Instrukcja Instytutu Techniki Budowlanej. Warszawa.
 ITB 340, 1996 – Projektowanie i wykonywanie badań do lokalizacji składowisk odpadów komunalnych. Instrukcja Instytutu Techniki Budowlanej. Warszawa.
 PN-86/B-02480 – Grunty budowlane. Określenia, symbole, podział i opis gruntów.
 PN-88/B-04481 – Grunty budowlane – badania próbek gruntu.
 ITB nr 411, 2005 – Badania gruntów i kontrola jakości wykonanych z nich przesłon izolacyjnych na składowiskach odpadów. Instrukcja Instytutu Techniki Budowlanej, Warszawa.

SUMMARY

Wastes are deposited both on and under the ground surface, including the subsurface excavations. The natural environment is exposed to the negative effects of processes and transformations occurring within the deposited wastes. Ground waters are most susceptible for negative interaction with wastes. For many reasons, ground waters require special care. According to the principle of sustainable development, a landfill needs to be properly sealed, mainly including sealing of the bottom and the capping. Further, a landfill must assure safety as a construction, and must be equipped with technical facilities ensuring proper working over a long time.

The present work shows threats for the natural environment associated with landfilling, mainly of municipal wastes. The processes and transformations of wastes should be confined within the landfill body and its casing (chapters 2 and 3). Proper waste management is necessary for reduction of spread of contaminants from the deposited wastes. The final step of waste management is preparing and running of a safe landfill (chapters 3 and 4). The evaluation of waste management and waste treatment in Poland is presented (chapters 2 and 5). Landfilling, mainly applied to municipal wastes, is still the commonly used method of waste treatment, and is analysed compared to the geological framework of their localization and to the system of construction. From the geological point of view, there should be preferred the areas of occurring of natural geological screens in a geological profile, on the ground surface or slightly underneath. Such cohesive soils are relatively widespread in Poland (chapter 6). Based on analyses of selected landfills, operating in various phases, ranging from 1-2 years to over 40 years of operation, are presented the measures towards minimization of the negative impact of these objects on their surroundings. The discussed landfills are located in various geological

conditions, and constructed both with using of the systems of sealing (horizontal or vertical screens post factum) and without using any protection, in the latter case being seriously dangerous for the natural environment (chapter 5).

Regulations by law require in a landfill construction the usage of an artificial sealing barrier made of cohesive soils characterized by a given permeability. However, they do not list other favorable properties of soils used in those parts of sealing, where occur (or should occur) processes of self-cleaning of solutions, migrating outwards from the mass of wastes. Moreover, the soils in question should show appropriate properties for application as a construction material. Among these parameters, there should be analysed: granulation structure, mineral composition, sorption properties, workability, compactibility, susceptibility for deformations under load and by changes in water content. Ten criteria of suitability of cohesive soils as sealing barriers of landfills were completed and described. Sorption properties, determined by the mineral composition of the soils, mainly of the clay fraction, expressed as the specific surface, ensure self-cleaning of infiltrating leachates. The granulation structure of the soils influences the filtration properties as well as the compaction parameters. The latter affects the strength parameters, which reflect the safety of the construction. Swelling and shrinkage are those parameters of a soil, which are important for ensuring the continuity of the of mineral sealing beds (chapter 3).

Accordingly, there are presented features of soils occurring near the ground surface in the territory of Poland from the perspective of their suitability and possibility of application as mineral sealing of landfills (chapters 6 and 7). Analyses of these parameters are confronted with legal requirements (chapter 3). In many cases, cohesive soils do not fit the environmental and construction demands.

Geological formations occurring in Poland near the ground surface are analyzed with the aim of acting as natural barriers protecting ground waters, and of suitability for forming the sealing beds of landfills. Characteristics of the sites as the prospective localities for new landfills are considered in the areas of favorable geological conditions.

In order to identify the soils suitable for construction of landfills, the soils showing screening properties were chosen in the urbanised areas, where demand for constructing of safe landfills is most pronounced. Assumption was made, that in each voivodship there should be proposed at least two places of extraction of mineral raw materials for construction of mineral sealing of landfills, or for deposition of municipal wastes. Accordingly, 34 representative geological objects were described at places where occur cohesive soils prospective for extraction of raw material for sealing of landfills. These geological objects are of different origin and age (chapters 6 and 7).

The origin of raw materials from the chosen places was glacial, weathering and sedimentary, and they were of Triassic, Jurassic–Cretaceous, Neogene and Pleistocene ages. Their sealing properties, analysed according to the proposed methodology (10 parameters), are different. Discussion is presented on the possible relation between the age and origin of these cohesive soils, and their quality in the context of using for sealing of landfills (chapter 7).

Soils of high plasticity and high expansiveness, showing very high activity, represented here by the Poznań Series clays from the eastern region, as well as low cohesive soils of the loess origin, do not fit the usefulness P, which is determined based on ranking of criteria of usefulness of soils as raw materials for forming of mineral sealings of landfills.

These analyses allow to systematise the knowledge on geological conditions in choosing of places which are convenient for landfilling and/or extracting of a proper raw material for construction of landfills, and in case of lacking of natural soil having proper parameters, for soil conditioning. It can happen, that in case of lack of appropriate natural sealing, the economically reasonable may be production of soil mixtures having optimal parameters for application as mineral screens. Analysed were soil mixtures composed of two soils in constant weight proportions of dry components, the Poznań Series clay from Mszczonów and the dune sand.

Generally, the variability of properties in the sequence of soil mixtures shows decreasing in screening properties, and increasing of strength properties along with the increasing content of sand. Small addition of sand to clay causes remarkable increase in strength properties of the clay, without significant loss of screening properties.

Analyses of the sequence of soil mixtures of different proportions of their components (chapter 8) proved purposefulness of such activities. The aim of making soil mixtures is to use the low permeability and high sorption properties of clays, and mechanical properties of sand as a bearing framework in formed horizontal mineral screens of landfills. According to the proposed system of the relative evaluation of soil mixtures one may say, that the prepared soil mixtures show both sealing and strength properties. On the contrary, raw components, clay and sand, are not directly applicable as a mineral material for sealing of landfills.

High values of strength parameters (angle of internal friction, void ratio and maximum dry density of solid particles), very low value of permeability ($2 \cdot 10^{-11}$ m/s) and high ability of binding metal cations from water solutions showed by the mixture M80p suggest the possibility of application of properly selected and prepared slight additions of clay in order to seal the basement, which is permeable for water solutions.

Carried out studies, analyses and obtained experience allow to conclude, that the evaluation of suitability of a soil for forming of mineral sealing barriers should be done based on the described criteria of suitability. Depending on obtained value of suitability of a natural soil, the modification of its properties may be necessary.

Geological conditions limit localisation and construction of landfills of municipal wastes - burdensome objects for the natural environment. They are also present in legal regulations, social demands and civil engineering activities. In many cases they uncover inconsistencies between the accepted rules of localization and sealing of landfills, and the existing landfills, operational or not. There exists specific feedback between the natural conditions, mainly geological ones, and the construction of the object. In many points of these considerations one may notice contradiction of priorities, which sometimes are mutually exclusive.

SŁOWNIK TERMINÓW UŻYTYCH W TEKŚCIE

Aglomeracje – skupiska miejskie liczące powyżej 5 mln mieszkańców

Antroposfera – pogranicze atmosfery, litosfery, hydrosfery i biosfery, w którym funkcjonuje człowiek

Bakterie – ze względu na różnice w optimum, minimum i maksimum wzrostu, bakterie dzieli się zwykle na trzy grupy:

bakterie mezofile – bakterie, dla których optymalna temperatura wzrostu i rozwoju mieści się w granicach od 30 do 40°C;

bakterie psychrofilne – bakterie zimnolubne, liczna grupa bakterii autotroficznych żyjących i rozmnażających się w niskich temperaturach;

bakterie termofilne – ciepłolubne

BAT – (Best Available Technics) najlepsza dostępna technika (POŚ)

Bierne odgazowanie składowiska odpadów – instalowanie struktury, do których strumień gazu ze składowiska dopływa pod własnym ciśnieniem lub wskutek dyfuzji. W większości przypadków struktury te emitują do atmosfery nieobrobiony lub tylko częściowo przetworzony gaz (Lewicki, 2010: Wytyczne w Zakresie Kontroli i Monitoringu Gazu Składowiskowego)

BZT₅/ChZT_{Cr} – wskaźnik oceny postępu biologicznych procesów przemian substancji organicznej w złożu odpadów

Dyrektywa Ptasia – potoczna nazwa dyrektywy 2009/147/WE z dn. 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa

Dyspersja – jest procesem zachodzącym w gruntach spoiwych o strukturze porowej lub szczelinowatej. Transport dyspersyjny odbywa się na zasadzie niejednorodności przestrzennej dróg i prędkości filtracji w skali mikro. Spowodowany jest zróżnicowaniem prędkości przepływu w poszczególnych porach. W praktyce w obliczeniach transportu zanieczyszczeń przyjmuje się współczynnik dyspersji hydrodynamicznej D (Perkins, Johnston, 1963):

$$D = De + Dm$$

gdzie:

De – współczynnik efektywny dyfuzji [m^2/s]

Dm – współczynnik mechanicznej dyspersji [m^2/s]

$$D = De + 1,75 dv$$

gdzie:

d – średnica ziaren gruntu [m]

v – prędkość przepływu wody w gruncie [m/s]

Instalacja do unieszkodliwiania odpadów – zakład zagospodarowania odpadów o określonej mocy przerobowej, spełniający wymagania najlepszej dostępnej techniki lub technologii, o której mowa w art. 143 ustawy POŚ z dn. 27 kwietnia 2001 r.

Katalog odpadów (DzU 2001 nr 112 poz. 1206) dzieli odpady w zależności od miejsca ich powstawania na 20 grup:

1. Odpady powstające przy poszukiwaniu, wydobywaniu, fizycznej i chemicznej przeróbce rud oraz innych kopalin
2. Odpady z rolnictwa, sadownictwa, upraw hydroponicznych, rybołówstwa, leśnictwa, łowiectwa oraz przetwórstwa żywności
3. Odpady z przetwórstwa drewna oraz z produkcji płyt i mebli, masy celulozowej, papieru i tektury

4. Odpady z przemysłu skórzanego, futrzarskiego i tekstylnego

5. Odpady z przeróbki ropy naftowej, oczyszczania gazu ziemnego oraz pirolitycznej przeróbki węgla

6. Odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania produktów przemysłu chemii nieorganicznej

7. Odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania produktów przemysłu chemii organicznej

8. Odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania powłok ochronnych (farb, lakierów, emalii ceramicznych), kitu, klejów, szczeliw i farb drukarskich

9. Odpady z przemysłu fotograficznego i usług fotograficznych

10. Odpady z elektrowni i innych zakładów energetycznego spalania paliw (z wyłączeniem grupy 19)

11. Odpady z chemicznej obróbki i powlekania powierzchni metali oraz innych materiałów i z procesów hydrometalurgii metali nieżelaznych

12. Odpady z kształtowania oraz fizycznej i mechanicznej obróbki powierzchni metali i tworzyw sztucznych

13. Oleje odpadowe i odpady ciekłych paliw (z wyłączeniem olejów jadalnych oraz grup 05, 12 i 19)

14. Odpady z rozpuszczalników organicznych, chłodziw i propelentów (z wyłączeniem grup 07 i 08)

15. Odpady opakowaniowe; sorbenty, tkaniny do wycierania, materiały filtracyjne i ubrania ochronne nieujęte w innych grupach

16. Odpady nieujęte w innych grupach

17. Odpady z budowy, remontów i demontażu obiektów budowlanych oraz infrastruktury drogowej (włączając glebę i ziemię z terenów zanieczyszczonych)

18. Odpady medyczne i weterynaryjne

19. Odpady z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów, z oczyszczalni ścieków oraz z uzdatniania wody pitnej i wody do celów przemysłowych

20. Odpady komunalne łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie

Konwencja Bazylejska – umowa międzynarodowa dotycząca kontroli transgranicznego przemieszczania i usuwania odpadów niebezpiecznych. Sporządzona w Bazylei dn. 22 marca 1989 r., ratyfikowana do 2010 r. przez 170 państw (w tym Polskę – 10 stycznia 1992 r.)

Krajobraz – część powłoki ziemskiej (epigeosfery) stanowiącej złożony kompleks przyrodniczy o własnej strukturze i powiązaniach wewnętrznych (geokompleks), inaczej – zewnętrzne odbicie środowiska przyrodniczego; lub – zewnętrzny wygląd powierzchni Ziemi w określonym miejscu; wyróżnia się krajobraz naturalny (przyrodniczy) i kulturowy (antropogeniczny). Krajobraz tworzy całość przyrodniczo-kulturową i stanowi syntezę czterech rodzajów postrzegania przestrzeni: trwałej – obejmującej takie składowe jak: rzeźba powierzchni terenu, zabudowania, sposób użytkowania terenu, półtrwałej – zmieniającej się w ciągu roku, np. szata roślinna, nietrwałej – epizodycznej, przestrzeni kontaktów, dystansów międzyludzkich i międzyprodukcyjnych.

Ladunek zanieczyszczeń w odciekach – stężenie składników rozpuszczonych w wodzie odciekowej (Klimek, 2006)

Metody rangowe – zbiór metod statystycznych, w której każda wartość każdej cechy jest zastępowana jej pozycją (rangą) na uporządkowanej rosnąco liście wszystkich wartości tej cechy lub przynajmniej wartości niezmienniczych ze względu na operacje rangowania danych wejściowych

Obiekt uciążliwy – zawsze negatywnie oddziałujący na środowisko

Odziek – woda w odpadach pochodząca: z ich wilgotności (wilgotność początkowa), z wód opadowych i wody tworzącej się jako produkt przemian biochemicznych

Odpady balastowe – odpady, które nie zostały lub nie mogły być przekształcone, unieszkodliwione w inny sposób, tylko przez składowanie

Odpady biodegradowalne – odpady, które ulegają rozkładowi tlenowemu lub beztlenowemu (źródło: Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów)

Odpady komunalne – odpady powstające w gospodarstwach domowych, z wyłączeniem pojazdów wycofanych z eksploatacji, a także odpady niezawierające odpadów niebezpiecznych pochodzące od innych wytwórców odpadów, które ze względu na swój charakter lub skład są podobne do odpadów powstających w gospodarstwach domowych (Ustawa z dn. 14 grudnia 2012 r. o odpadach, DzU 2013 r. Nr 0, poz. 21)

Odpady opakowaniowe – to wszystkie opakowania, w tym opakowania wielokrotnego użytku wycofane z ponownego użycia, stanowiące odpady w rozumieniu przepisów o odpadach, z wyjątkiem odpadów powstających w procesie produkcji opakowań (źródło: Ustawa z dnia 11 maja 2001 r. o opakowaniach i odpadach opakowaniowych (DzU Nr 63, poz. 638 z późn. zm.)

Odpady paleniskowe – odpady powstające w energetyce paliw stałych

Odpady „świeże” – to takie, których wiek nie przekroczył 3 lat

Opakowania – są to wprowadzone do obrotu wyroby wykonane z jakichkolwiek materiałów, przeznaczone do przechowywania, ochrony, przewozu, dostarczania lub prezentacji wszelkich produktów, od surowców do towarów przetworzonych, a także części opakowań i elementy pomocnicze połączone z opakowaniami i przeznaczone do tego samego celu co dane opakowanie.

Opakowania obejmują następujące kategorie:

- opakowania jednostkowe,
- opakowania zbiorcze,
- opakowania transportowe.

Odzysk – działanie „polegające na wykorzystaniu odpadów w całości lub w części, lub prowadzące do odzyskania z odpadów substancji, materiałów lub energii i ich wykorzystania, określone w Załączniku Nr 5 do ustawy o odpadach”

Pellety – materiał opałowy ze sprasowanych pod wysokim ciśnieniem odpadów drzewnych: trocin, wiórów, zrębków (możliwe jest również wykorzystanie kory, upraw energetycznych i słomy)

pH_{PZC} – pH, przy którym ładunek minerału równa się punktowi zerowego ładunku (Point of Zero Charge). Stosowane jest również precyzyjniejsze określenie „punkt zerowego ładunku protonowego sieci” (PZNPC – Point of Zero Net Proton Charge), który wskazuje, że minerał może posiadać ładunek strukturalny, ale przy pH_{PZNPC} dysocjacja grup hydroksylowych na powierzchni nie dodaje ładunku. Może on być mierzony jako pH, przy którym zawiesina cząstek minerału ma najmniejszą ruchliwość w polu elektrycznym.

Preambuła Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w sprawie odpadów (fragment) – „Konieczna jest zmiana dyrektywy 2006/12/WE w celu wyjaśnienia kluczowych pojęć, takich jak: definicje odpadów, odzysku, unieszkodliwiania, aby wzmocnić środki konieczne do przeciwdziałania powstawaniu odpadów, wprowadzić podejście uwzględniające cały cykl życia produktów i materiałów, a nie tylko fazę odpadu oraz skupić się na zmniejszaniu oddziaływania na środowisko, jakie wywiera wytwarzanie odpadów i gospodarowanie nimi, co podniesie wartość ekonomiczną odpadów. Ponadto powinno zachęcać się do poddawania odpadów odzyskowi oraz wykorzystywania odzyskanych materiałów w celu ochrony zasobów naturalnych.” – to fragment preambuły Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w sprawie odpadów.

art. 5 Dyrektywy:

„1. Substancja lub przedmiot, powstające w wyniku procesu produkcyjnego, którego podstawowym celem nie jest ich produkowanie, mogą być uznane za produkt uboczny, a nie za odpady, o których mowa w art. 3 pkt 1, wyłącznie jeżeli spełnione są następujące warunki:

- a) dalsze wykorzystywanie danej substancji lub tego przedmiotu jest pewne;
- b) dana substancja lub przedmiot mogą być wykorzystywane bezpośrednio bez jakiegokolwiek dalszego przetwarzania innego niż normalna praktyka przemysłowa;
- c) dana substancja lub przedmiot są produkowane jako integralna część procesu produkcyjnego;
- d) dalsze wykorzystywanie jest zgodne z prawem, tzn. dana substancja lub przedmiot spełniają wszelkie istotne wymagania dla określonego zastosowania w zakresie produktu, ochrony środowiska i zdrowia ludzkiego, i nie doprowadzi do ogólnych niekorzystnych oddziaływań na środowisko lub zdrowie ludzkie.

Spełnienie przez dany przedmiot wszystkich wyżej wymienionych warunków pozwala na uznanie, że nie mamy do czynienia z odpadem, a z produktem ubocznym.”

Protokół z Kioto – wyznacza wiążące cele redukcji gazów cieplarnianych (metan, dwutlenek węgla, podtlenek azotu, fluorowęglowodory, sześćfluorek siarki, perfluorowęglowodory), wskazując na silne oddziaływanie metanu na środowisko naturalne. Wskaźnik efektu cieplarnianego metanu jest 21 razy większy niż w przypadku dwutlenku węgla, pochłanianie promieniowanie podczerwone 60 razy bardziej niż CO₂, przyczyniając się do zatrzymania energii cieplnej w otoczeniu Ziemi

Przemieszczanie dyfuzyjne zanieczyszczeń – polega na wyrównywaniu stężeń w wyniku bezładnego ruchu cząstek. Występuje w ośrodku porowatym. Jest to proces migracji zanieczyszczeń w gruncie (ośrodku porowatym) z punktu o większym stężeniu (składowisko odpadów) do punktu o mniejszym stężeniu składnika (system drenażowy, warstwa wodonośna). Proces powoduje migrację zanieczyszczeń w gruntach spoiстых przez uszczelnienia składowisk odpadów, w tym uszczelnienia syntetyczne

Recykling – odzysk, w którego ramach odpady są ponownie przetwarzane na produkty, materiały lub substancje wykorzystywane w pierwotnym celu lub innych celach; obejmuje to ponowne przetwarzanie materiału organicznego (recykling organiczny), ale nie obejmuje odzysku energii i ponownego przetwarzania na materiały, które mają być wykorzystane jako paliwa lub do celów wypełniania wyrobisk (ustawa z dn. 14 grudnia 2012 r. o odpadach)

Składowisko odpadów – teren na którym składowane są odpady, które bezpośrednio lub w przyszłości stanowią potencjalne zagrożenie skażeniem gruntów, wód gruntowych, powierzchniowych lub powietrza. Zgodnie z ustawą o odpadach z dn. 27 kwietnia 2001 (DzU nr 62 poz. 628). Składowiska dzielą się ze względu na:

Uwarunkowania geologiczne:

- z barierą geologiczną w podstawie;
- z barierą geologiczną poniżej podstawy składowiska;
- bez wymaganego uszczelnienia.

Położenie względem powierzchni terenu:

- powierzchniowe: nadpoziomowe, boczne (przyskarpowe), podpoziomowe w wyrobiskach odkrywkowych, oraz mieszane;
- podziemne;
- w głębokich strukturach masywu skalnego (Drağowski, Łuczak-Wilamowska, 2005).

Wysokość bezwzględna składowiska:

- wysokie – powyżej 12 m nad poziom otaczającego terenu;
- średnie – od 4 do 12 m nad poziom otaczającego terenu
- niskie – poniżej 4 m nad poziom otaczającego terenu

Sposób składowania:

- zwały – składowanie mechaniczne suche
- osady – składowanie mokre

Składowisko nadpoziomowe – jest formą pozytywną w morfologii terenu po zamknięciu wszystkich etapów funkcjonowania składowiska. Rzędna obiektu jest wyraźnie wyższa od terenów otaczających

Składowiska podpoziomowe – rzędna terenu po zamknięciu wszystkich etapów funkcjonowania składowiska odpadów nie odbiega (jest podobna, porównywalna do terenów otaczających

Skratki – odpady stałe w strumieniu ścieków komunalnych, zatrzymywane na kratkach – wstępny etap procesu oczyszczania mechanicznego ścieków komunalnych w oczyszczalni

Stabilat – dodatek do paliwa stałego stabilizujący przebieg procesu ich spalania w celach energetycznych

Sztuczna bariera geologiczna – termin stosowany w przepisach prawnych, ale niejednoznaczny – jest to bariera formowana z gruntów mineralnych (surowiec naturalny), przekształconych w procesach formowania

Unieszkodliwianie odpadów – to procesy przekształceń biologicznych, fizycznych lub chemicznych w celu doprowadzenia odpadów do stanu, który nie stwarza zagrożenia dla życia i zdrowia ludzi lub dla środowiska (ustawa z dn. 27.04.2001 Prawo Ochrony Środowiska)

Uszczelnienie pośrednie – izolacja zamykająca etap wypełnienia składowiska (kwatery) odpadami, ograniczająca dostęp wód opadowych do złoża odpadów

Wody odciekowe – (rzadziej odcieki) woda zanieczyszczona (roztwór) powstający na skutek ługowania zanieczyszczeń z masy odpadów a także powstający na skutek procesów chemicznych i biochemicznych zachodzących w masie złożonych odpadów

Właściwości oczyszczające gruntu – zdolność wiązania zanieczyszczeń przez lub w obecności cząstek gruntu

WWA – Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne

Zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny (ZSEiE) – urządzenia, których prawidłowe działanie jest uzależnione od dopływu prądu elektrycznego lub od obecności pól elektromagnetycznych, oraz mogące służyć do wytwarzania, przesyłu lub pomiaru prądu elektrycznego lub pól elektromagnetycznych i zaprojektowane do użytku przy napięciu elektrycznym nieprzekraczającym 1000 V dla prądu przemiennego oraz 1500 V dla prądu stałego (Ustawa o zużytych sprzęcie elektrycznym i elektronicznym z dnia 29 lipca 2005 r., DzU z 2005 r. Nr 180, poz. 1495 z póź. zm.)