

OCENA ODDZIAŁYWANIA SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH NA WODY PODZIEMNE W RÓŻNYCH ETAPACH FAZY POEKSPLOATACYJNEJ (SKŁADOWISKO W OTWOCKU)

ASSESSMENT OF THE MUNICIPAL LANDFILL IMPACT ON GROUNDWATER AT DIFFERENT PERIODS OF THE POST-CLOSURE STAGE (A LANDFILL IN OTWOCK)

DOROTA POROWSKA¹

Abstrakt. W sąsiedztwie zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w Otwocku (okolice Warszawy) wykonywano wieloletnie badania wód podziemnych. Ich celem była identyfikacja czasowej i obszarowej zmienności chemizmu wód, umożliwiającą ocenę oddziaływania tego obiektu na wody podziemne w różnych etapach fazy poeksploatacyjnej. Z badań wynika, że materiał zdeponowany w latach 1961–1991 aktywnie uczestniczy w procesach hydrochemicznych, obniżając jakość wód podziemnych na kierunku przepływu, poniżej składowiska. O oddziaływaniu tego obiektu na wody podziemne świadczyły: wyższe stężenia jonów w strefie jego oddziaływania, przekroczenie wartości górnych granic tła wielu jonów, szczególnie wysokie koncentracje wodorowęglanów (antropogenicznego pochodzenia), przewaga sodu nad wapniem. Stwierdzona aktywność składowiska uzasadnia potrzebę kontynuacji badań monitoringowych wód podziemnych w tym rejonie w kolejnych latach.

Słowa kluczowe: składowisko odpadów, faza poeksploatacyjna, skład chemiczny wody, zanieczyszczone wody.

Abstract. The long-term study of groundwater was conducted in the vicinity of a reclaimed municipal landfill in Otwock (near Warsaw). The aim of the study was to identify the temporal and spatial variability in groundwater chemistry, and to assess the landfill impact on groundwater at various periods of the post-closure stage. The research indicates that the material deposited in 1961–1991 participates actively in hydrochemical processes that lower the groundwater quality along the flow direction below the landfill. The impact of this site on groundwater was evidenced by higher concentrations of ions in the area below the landfill, exceedances of the upper background limits of many ions, extremely high concentrations of bicarbonates (anthropogenic origin), and prevalence of sodium over calcium. The landfill activity justifies the need to continue groundwater monitoring in this region in the future.

Key words: landfill, post-closure stage, groundwater chemistry, leachate-contaminated groundwater.

WSTĘP

W trosce o stan środowiska składowiska odpadów, które przestały funkcjonować są poddawane rekultywacji i podlegają monitoringowi (Manczarski, Lewicki, 2012; RMŚ, 2013). Nowe obiekty buduje się zgodnie z restrykcyjnymi zasadami, które obligują do zapewnienia bezpieczeństwa ludziom oraz gwarantują jak najmniejsze oddziaływanie na

środowisko (Klimek in., 2010; RMŚ, 2013). Istotny problem stanowią dawne składowiska, które powstawały w latach 60. ub. w., bez odpowiedniego przygotowania podłoża, często w wyrobiskach po surowcach mineralnych lub w naturalnych obniżeniach terenu. Zbiórka odpadów odbywała się w sposób niekontrolowany, bez dokumentacji. Pomimo przeprowadzonej rekultywacji i upływu wielu lat od zakończenia ich działalności, takie miejsca nadal negatywnie

¹ Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii, ul. Żwirki i Wigury 93, 02-089 Warszawa; email: dorotap@uw.edu.pl.

oddziałują na środowisko (Witkowski, Żurek, 2007). Przy zachowaniu odpowiednich warunków wilgotnościowych składowisko może oddziaływać na wody podziemne nawet dziesiątki lat (w zależności od wielu czynników klimatycznych i hydrogeologicznych, a także od charakterystyki składowiska) (Kjeldsen i in., 2002). W sytuacji, gdy znamy ilość i skład odpadów oraz czas ich składowania, możliwe jest podjęcie próby oceny aktywności, przekładającej się na oszacowanie czasu trwania monitoringu. W Polsce jest bardzo dużo tego typu obiektów, w przypadku których możliwość oszacowania okresu aktywności i prognozowanie zmian na przyszłość staje się niemożliwe z braku danych. Dotyczy to tych składowisk, które rozpoczęły swe funkcjonowanie w okresie, kiedy ewidencja odpadów nie była prowadzona. Przykładem jest składowisko odpadów komunalnych w Otwocku. Powstało ono w latach 60. ub. w., od 28 lat znajduje się w fazie poeksploatacyjnej. W tej sytuacji można jedynie prowadzić monitoring fazy gazowej i wód podziemnych, zdobywając w ten sposób aktualne informacje na temat oddziaływania tego obiektu oraz doświadczenie, które będzie cennym materiałem do interpretacji innych, podobnych wiekowo składowisk. Badania pod kątem analizy stężeń zanieczyszczeń oraz ich migracji wokół takich punktów są prowadzone w okolicy Warszawy: Łubna (np. Gworek i in., 2016), Radiowo (np. Koda i in., 2017) oraz w wielu innych miejscach w Polsce (np. Witkowski, Żurek, 2007; Sitek i in., 2010; Szymańska-Pulikowska, 2012; Melnyk i in., 2014; Dąbrowska i in., 2018). Badania te mają nie tylko walor naukowo-poznawczy, lecz także wykonana na ich podstawie ocena aktywności i oddziaływania na środowisko jest gwarancją bezpiecznego zagospodarowania tych terenów (np. do celów rekreacyjnych lub sportowych). Niedługo składowiska powstawały na obrzeżach miasta, natomiast obecny rozwój infrastruktury powoduje, że niezbędne staje się zagospodarowanie takich miejsc.

Składowisko w Otwocku jest doskonałym obiektem obserwacji, ponieważ od 24 lat są tam prowadzone badania wód podziemnych, a także gazów (Koda i in., 1999; Koda, Mamełka, 2001; Małecki, 2006; Porowska, Gruszczyński, 2013; Porowska, 2014, 2015, 2016, 2017). Szeroki zakres badań umożliwił dotychczasową ocenę aktywności i wpływu składowiska na środowisko. Głównym ich celem była identyfikacja czasowej i obszarowej zmienności chemizmu wód umożliwiająca ocenę oddziaływania składowiska na wody podziemne. Analizie podlegały badania wykonane w różnych etapach fazy poeksploatacyjnej, ze szczególnym uwzględnieniem tych wykonanych po 15 i 24 latach od zamknięcia składowiska.

LOKALIZACJA SKŁADOWISKA I CHARAKTERYSTYKA PRZYRODNICZA TERENU

Badania prowadzono w sąsiedztwie zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych, zlokalizowanego 25 km na południowy wschód od Warszawy, w okolicy miejscowości Otwock (fig. 1). Składowisko funkcjonowało

w latach 1961–1991, obecnie zajmuje ono powierzchnię ok. 2,8 ha. W ramach rekultywacji przeprowadzonej w latach 1996–1998 uformowano bryłę składowiska, pokryto ją warstwą kompostu i humusu oraz posiano trawę. Wizualnie obiekt wkomponował się w środowisko, jednak jego oddziaływanie na wody podziemne nadal trwa. W dużej mierze jest to spowodowane jego położeniem w starorzeczu rzek Jagodzianki i Świdra, które należą do strefy zagrożonej podtopieniami (<http://epsh.pgi.gov.pl/epsh> – dostęp: marzec 2019). Przy wysokich stanach wód zwierciadło wody sięga do podstawy składowiska. Zwierciadło wody jest swobodne, występuje na głębokości od 1,0 do 2,8 m, w zależności od pory roku i lokalizacji piezometru. Brak geotechnicznych zabezpieczeń podłoża (składowisko rozpoczęło funkcjonowanie jako nielegalne) oraz korzystne parametry filtracji (wysokie współczynniki filtracji od $2,08 \cdot 10^{-4}$ do $1,61 \cdot 10^{-3}$ m/s oraz niskie właściwości sorpcyjne) powodują, że w tych okresach do warstwy wodonośnej impulsowo są dostarczane znaczne ładunki zanieczyszczeń (Małecki, 2006). Odpływ wód podziemnych odbywa się w kierunku północno-zachodnim, zgodnie z drenującym charakterem Wisły i Świdra (fig. 1).

METODY BADAŃ

Analizie poddano badania wykonane w różnych etapach fazy poeksploatacyjnej, w okresie od 8 do 24 lat od zaprzestania gromadzenia odpadów. Badania wykonywano w latach: 1999–2001 (Koda i in., 1999; Koda, Mamełka, 2001; Małecki, 2006), 2006–2007 (badania własne), 2009–2010 (Kanicka, 2011) i 2015 (badania własne). Najszerszy zakres prac badawczych wykonano w latach 2006–2007 (Porowska, 2016). Obejmował on analizę fazy gazowej w składowisku (Porowska, Gruszczyński, 2013) oraz badania wód podziemnych, łącznie z analizą składu izotopowego węgla nieorganicznego (Porowska, 2015, 2016). Pod względem metodycznym oznaczenia analityczne, pomimo wykonania w różnych okresach, dają porównywalne wyniki. Oznaczenia poszczególnych parametrów fizykochemicznych wód były zgodne z zasadami zawartymi w „Katalogu wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania” (Witczak i in., 2013). Mimo że w 2015 r. badanie wykonano jednokrotnie (pomiar temperatury wody, pH, PEW, Eh, O₂, zawartości jonów: HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ i K⁺, NO₃⁻, NH₄⁺), to przedstawienie wyników na tle wieloletnich obserwacji daje wyraźny pogląd na aktywność składowiska i jego oddziaływanie na wody podziemne. Jako kryterium wyboru piezometrów do szczegółowej analizy przyjęto długość cyklu obserwacyjnego oraz lokalizację względem składowiska. Wybrano piezometry o najdłuższym ciągu obserwacji, położone w różnych rejonach względem składowiska, lecz w najbliższym jego sąsiedztwie. Piezometr nr 1, znajdujący się powyżej składowiska, odzwierciedla warunki zbliżone do naturalnych, natomiast piezometry nr 2 i 6, położone poniżej obiektu, charakteryzują strefę jego oddziaływania na wody podziemne. Strefę wód o naturalnym składzie i strefę, w której

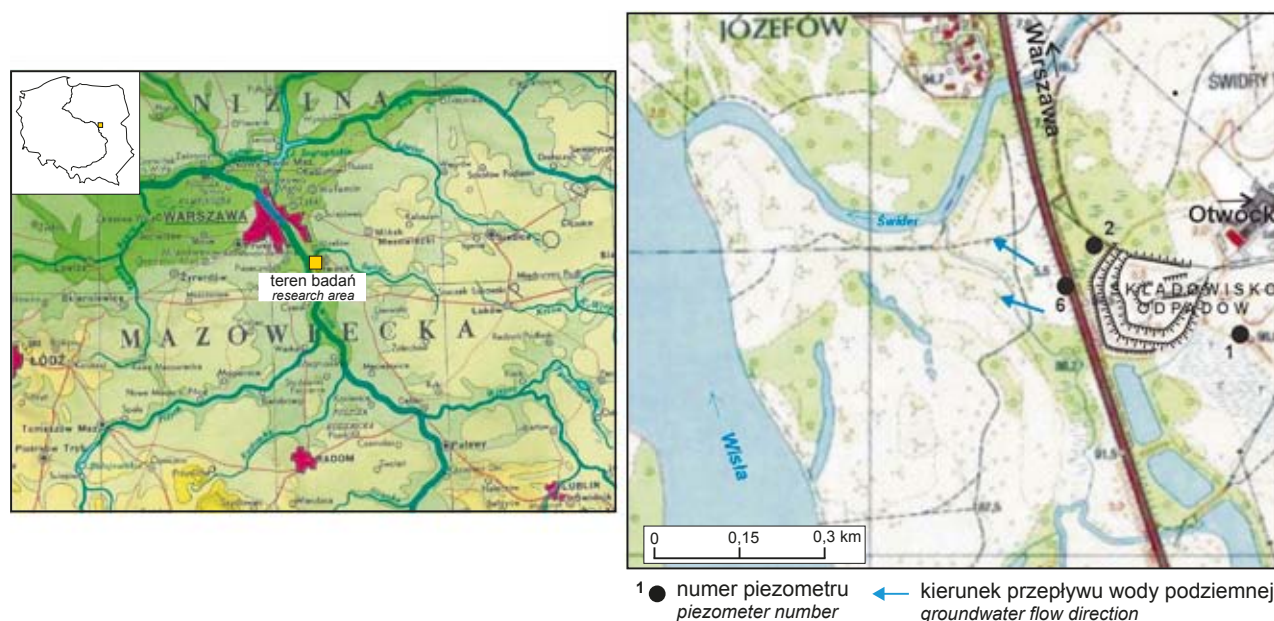


Fig. 1. Lokalizacja składowiska (podkłady map: <http://mapy.geoportal.gov.pl/imap/>)

Location of the landfill (underlay map: <http://mapy.geoportal.gov.pl/imap/>)

zaznacza się wpływ składowiska wyznaczono w czasie wcześniejszych badań na podstawie wielu parametrów, w tym oznaczeń izotopowych węgla nieorganicznego (Porowska, 2017).

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Na podstawie wyników badań parametrów fizykochemicznych, w tym jonów głównych, analizowanych w okresie od 1999 do 2015 r. wykazano interesujące tendencje czasowych zmian w wodach podziemnych wokół składowiska (fig. 2). W strefie znajdującej się poza zasięgiem oddziaływania składowiska (piezometr nr 1) zawartości poszczególnych jonów głównych kształtowały się na podobnie niskim poziomie w całym okresie obserwacji. Ilościowo dominowały wodorowęglany (w zakresie 31,4–216,3 mg/dm³) i wapń (o wartościach 21,0–66,5 mg/dm³). W strefie oddziaływania składowiska (piezometry nr 2 i 6) zawartości poszczególnych jonów głównych były znacznie wyższe niż w zasięgu strefy o naturalnym składzie, a ponadto wykazywały wyraźnie odmienną rytmikę zmian czasowych (fig. 2). Najwyższe stężenia były zawsze stwierdzane w piezometrze nr 6, położonym na kierunku przepływu wód podziemnych, poniżej składowiska. Wśród anionów dominowały wodorowęglany (o wartościach 486,3–1308,8 mg/dm³), natomiast wśród kationów – sód (o wartościach 10,1–605,6 mg/dm³). W okresie od 10–15 lat trwania fazy poeksploatacyjnej również chlorki stanowiły znaczny udział w składzie chemicznym wody. Po tym czasie nastąpił wyraźny spadek ich koncentracji, jednak wyniki kolejnych badań, wykonanych w 2015 r., wskazały na tendencję wzrostu zawartości tego jonu aż do ponad 280 mg/dm³ (przy górnej granicy tła rzędu 70 mg/dm³). Na

uwagę zasługują także wysokie koncentracje potasu, okresowo osiągające nawet 254,2 mg/dm³.

Wody z piezometru nr 2, ze względu na inną lokalizację względem składowiska (fig. 1) i położenie w innej strefie hydrodynamicznej, wykazują wartości pośrednie w stosunku do wód ujmowanych piezometrami nr 6 i 1. Charakteryzują się również odmienną rytmiką zmian chemizmu w analizowanym okresie, która wynika ze zmiennej aktywności składowiska (zależnej od wilgotności w składowisku) i impulsowego uwalniania zanieczyszczeń (w zależności od stanów wód podziemnych).

W celu aktualnej oceny oddziaływania składowiska na wody podziemne porównano stan fizykochemiczny wód pobranych w ostatnim czasie (2015 r.) z danymi archiwalnymi z lat 2006–2007 (ze względu na najszerszy zakres badań, dający większe możliwości interpretacyjne). Z porównania wynika, że w strefie znajdującej się poza zasięgiem oddziaływania składowiska w okresie 24 lat od zakończenia eksploatacji wody podziemne wykazywały pośrednie zawartości jonów głównych w porównaniu do wcześniejszych badań, poza tym mieściły się w granicach wyznaczonego tła (tab. 1).

Zawartości wielu jonów w strefie oddziaływania składowiska były wysokie w obu okresach. Po upływie 24 lat od zakończenia funkcjonowania składowiska nastąpił wzrost koncentracji wodorowęglanów i sodu w porównaniu z analizami archiwalnymi, co wyraźnie wskazuje na ciągłą (lecz o zmiennym natężeniu) aktywność obiektu. O antropogenicznym pochodzeniu tych jonów świadczą również wyższe ich zawartości w stosunku do strefy wód o naturalnym składzie oraz znaczne przekroczenie zakresu tła tych jonów. Jedynie zawartości siarczanów i wapnia były podobne w obu

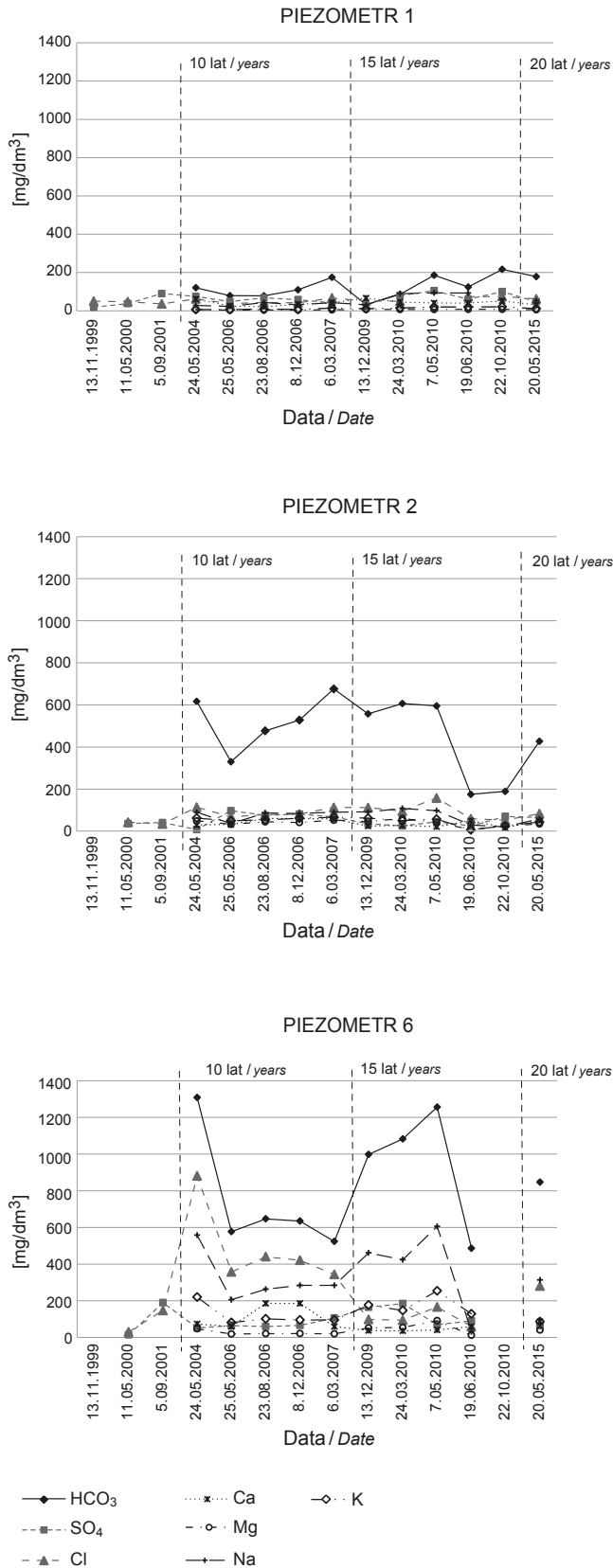


Fig. 2. Zawartość głównych jonów w wodach podziemnych w czasie fazy poeksploatacyjnej

The content of major ions in groundwater during the post-closure stage

strefach i mieściły się w granicach tła. Problematykę tę rozważano we wcześniejszej publikacji autorki (Porowska, 2014).

Zmienną aktywność składowiska i jego oddziaływanie na wody podziemne poniżej składowiska wyraźnie potwierdza analiza czasowa zawartości chlorków i wodorowęglanów (fig. 3). Chlorki, uznawane za czuły i konserwatywny wskaźnik zanieczyszczeń, są odpowiednim parametrem do analizy zmian czasowych. Ich zawartości w strefie oddziaływania składowiska były zawsze wyższe niż poza nią i jednocześnie przekraczały górny zakres tła. W 2009 r. odnotowano wyraźne obniżenie ich zawartości (zwłaszcza w piezometrze nr 6), mogące wskazywać na okresowe zmniejszenie aktywności składowiska. Bardzo wysokie zawartości chlorków w 2015 r. świadczą o reaktywacji aktywności tego obiektu (fig. 3) i potwierdzają, że zanieczyszczenia są uwalniane impulsowo do warstwy wodonośnej (np. podczas wysokich stanów wód podziemnych, kiedy płytko występujące tu wody sięgają podstawy składowiska).

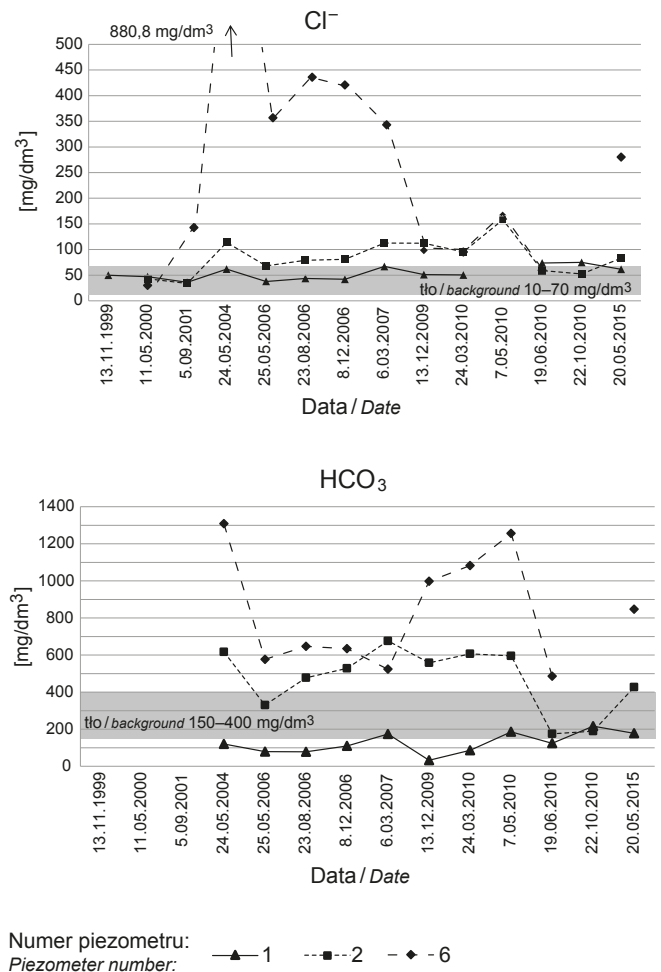


Fig. 3. Zawartość chlorków i wodorowęglanów w wodach podziemnych w czasie fazy poeksploatacyjnej

The content of chlorides and bicarbonates in groundwater during the post-closure stage

Tabela 1

Zawartość głównych jonów w wodach podziemnych pobranych 15 lat i 24 lata od zakończenia funkcjonowania składowiska

The content of main ions in groundwater 15 and 24 years after closure of the landfill

Jony [mg/dm ³]	Czas od zamknięcia składowiska [lata]	Strefa poza zasięgiem oddziaływania składowiska	Strefa oddziaływania składowiska	Zakres tła [mg/dm ³]*
Ca ²⁺	15	21,0–78,0	30,8–185,7	50–200
	24	31	50,4–85,7	
Mg ²⁺	15	3,4–18,4	12,7–52,0	2–16
	24	5,1	34,5–40,3	
Na ⁺	15	8,8–43,1	35,6–284,2	10–50
	24	23,1	59,0–313,1	
K ⁺	15	1,2–18,0	47,1–108,7	0,5–8,0
	24	11,2	43,0–86,2	
Cl ⁻	15	21,3–67,0	67,1–440,3	10–70
	24	61,6	83,1–280,3	
SO ₄ ²⁻	15	42–110	56–106	30–200
	24	47	64–66	
HCO ₃ ⁻	15	61,0–243,5	330,1–676,1	150–400
	24	178,1	427,1–846,8	

*według Małeckiego, 2006 / after Małecki, 2006

Wodorowęglany są również odpowiednim wskaźnikiem oceny oddziaływania składowiska na wody podziemne, ponieważ rozkład substancji organicznej zdeponowanej w składowisku prowadzi do powstawania związków węgla nieorganicznego, w tym m.in. wodorowęglanów. Z badań wód podziemnych przeprowadzonych w latach 2006–2007 wynika, że w strefie oddziaływania składowiska węgiel pochodzenia antropogenicznego stanowił od 47 do 80%, w zależności od pory roku i lokalizacji piezometru względem składowiska (Porowska, 2016). Przez analogię do tych badań, podwyższone zawartości jonów wodorowęglanowych w ostatnim okresie można utożsamiać z aktywnością składowiska.

Analiza archiwalna składu izotopowego węgla rozpuszczonego w wodach podziemnych pobranych z piezometru nr 6 wykazała, że w latach 2006–2007 wartości $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ kształtowały się na poziomie od +3,6‰ jesienią do –3,5‰ zimą (fig. 4). Z porównania tych danych z wykresem obrazującym zmiany $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ w funkcji czasu, podanym przez Wimmera i in. (2013), wynika, że składowisko znajduje się na pograniczu stabilnej fazy metanowej i fazy intruzji powietrza. Należy mieć na uwadze, że analizie poddano nie odcieki, a wody podziemne w znacznym stopniu nimi zanieczyszczone, co powoduje, że skład izotopowy tych wód jest zmieniony w stosunku do typowych odcieków. Zmiana ta przejawia się niższymi wartościami $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ w wodach podziemnych w porównaniu do odcieków. Z szacunkowych obliczeń wynika, że przy wartościach $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ wynoszących

+3,6‰ oddziaływanie składowiska na wody podziemne stanowi aż 80%, natomiast przy wartości –3,5‰ jest to 62% (Porowska, 2016).

Oszacowana wartość składu izotopowego węgla w odciekach wynosi +11,5‰, co jednoznacznie wskazuje (zgodnie z figurą 4) na fazę stabilnej metagenezy. Oznacza to, że pomimo upływu lat aktywność składowiska jest nadal znaczna i prowadzi do powstawania biogazu oraz formowania się odcieków. Biorąc pod uwagę fakt, że w czasie ostatnio wykonanych badań zawartości wodorowęglanów w wodach z piezometru nr 6 były bardzo wysokie, można zakładać, że ich geneza jest związana z aktywnością składowiska, w którym pomimo upływu lat trudno rozpuszczalne związki organiczne nadal ulegają biodegradacji.

PODSUMOWANIE

W przypadku analizowanego składowiska w Otwocku prowadzenie badań monitoringowych jest najlepszym sposobem oceny aktualnej aktywności składowiska i jego wpływu na środowisko. Prognozowanie jakichkolwiek zmian nie jest możliwe ze względu na brak informacji na temat składu i ilości odpadów oraz miejsca i czasu ich deponowania w składowisku (obiekt początkowo funkcjonował nielegalnie). Badania wykazały, że składowisko w każdym etapie fazy poeksploatacyjnej było aktywne w aspekcie przemian mikrobiologicznych, prowadzących do podwyższenia za-

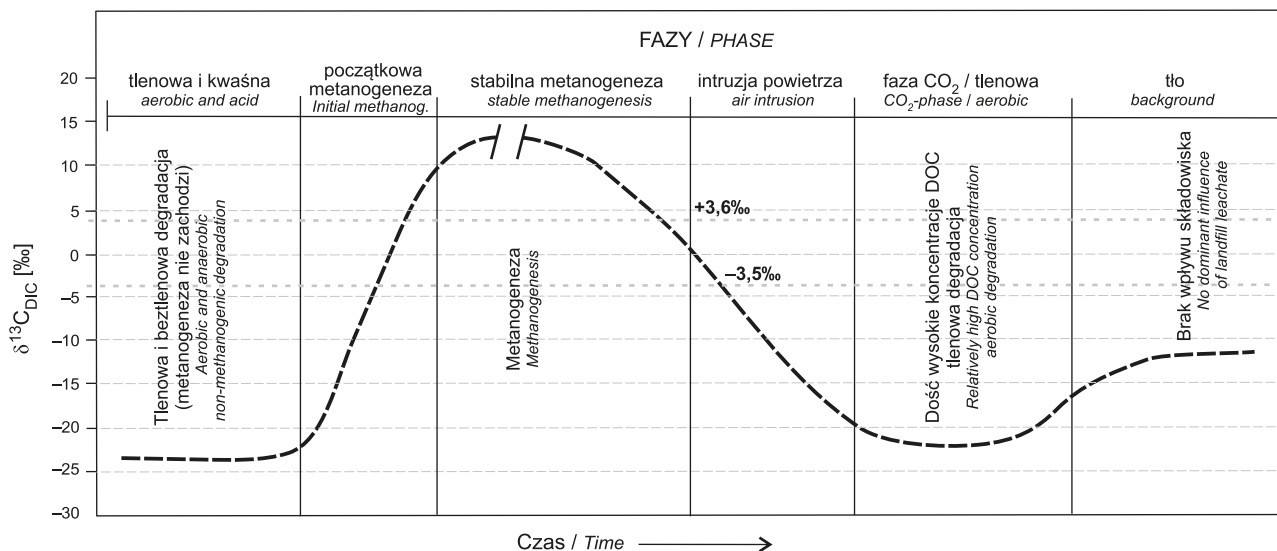


Fig. 4. Skład izotopowy węgla $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ w zanieczyszczonych wodach podziemnych w Otwocku (Porowska, 2016) na tle ogólnych zmian izotopowych węgla w odciekach w poszczególnych fazach składowiska (Wimmer i in., 2013)

Carbon isotopic composition of $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in leachate-contaminated groundwater in Otwock (Porowska, 2016) compared to general isotopic changes of carbon isotopic composition in the leachate in individual phases of the landfill (Wimmer *et al.*, 2013)

wartości jonów głównych (zwłaszcza wodorowęglanów i sodu) w zasięgu oddziaływania składowiska. Zależnie od lokalnych warunków (zwłaszcza wilgotności) procesy hydrochemiczne zachodziły z różną intensywnością, co powodowało stwierdzoną zmienną zawartość składników. Ważne znaczenie mają również stany wód podziemnych ze względu na zawadnienie podstawy składowiska przy płytkim położeniu zwierciadła i bezpośrednią migrację zanieczyszczeń do warstwy wodonośnej.

Wyniki badań z 2015 r. potwierdziły, że materiał zdeponowany w latach 1961–1991 nadal aktywnie uczestniczy w procesach hydrochemicznych, obniżających jakość wód w otoczeniu składowiska. Stwierdzona aktywność składowiska sugeruje potrzebę kontynuacji badań monitoringowych w kolejnych latach. Ze względu na specyfikę składowiska w Otwocku warto byłoby wykonywać je częściej niż co 6 miesięcy, do czego obligują ustalenia prawne (RMS, 2013). W przypadku innych obiektów, zarówno częstotliwość, jak i zakres badań powinny być dostosowane do lokalnych warunków klimatycznych i hydrogeologicznych oraz rodzaju i ilości zdeponowanego materiału (Witkowski, 2009).

LITERATURA

- DĄBROWSKA D., WITKOWSKI A., SOŁTYSIAK M., 2018 – Application of pollution indices for the spatiotemporal assessment of the negative impact of a municipal landfill on groundwater (Tychy, southern Poland). *Geol. Quart.*, **62**, 3: 496–508.
- GWOREK B., DMUCHOWSKI W., KODA E., MARECKA M., BACZEWSKA A. H., BRĄGOSZEWSKA, P., SIECZKA, A., OSIŃSKI P., 2016 – Impact of the municipal solid waste Łubna Landfill on environmental pollution by heavy metals. *Water*, **8**, 10: 470.
- KANICKA B., 2011 – Zawartość gazów (CO_2 , O_2 , H_2S) w wodach podziemnych w rejonie składowiska odpadów komunalnych miasta Otwock [pr. niepubl.]. Arch. WG UW, Warszawa.
- KJELDSEN P., BARLAZ M.A., ROOKER A.P., BAUN A., LEDIN A., CHRISTENSEN T.H., 2002 – Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, **32**, 4: 297–336.
- KLIMEK A., WYSOKIŃSKI L., ZAWADZKA-KOS M., OSĘKA M., CHRZAŚCZ J., 2010 – Poradnik metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych. NFOŚiGW, Warszawa.
- KODA E., MAMEŁKA D., 2001 – Monitoring lokalny wód podziemnych i powierzchniowych w rejonie nieczynnego wysypiska w Otwocku – raport roczny 2001 – wyk. GEOTEKO Sp. z o.o. Arch. MPO, Warszawa.
- KODA E., AUGUSTYNIAK E., PACHUTA K., PAPROCKI P., 1999 – Ocena oddziaływania na środowisko nieczynnego wysypiska odpadów stałych w Otwocku, woj. mazowieckie – wyk. GEOTEKO Sp. z o.o. Arch. MPO, Warszawa.
- KODA E., MISZKOWSKA A., SIECZKA A., 2017 – Levels of organic pollution indicators in groundwater at the old landfill and waste management site. *Appl. Sci.*, **7**: 638.
- MAŁECKI J.J. (red.), 2006 – Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska. Poradnik metodyczny. WG UW, MŚ, Warszawa.
- MANCZARSKI P., LEWICKI R., 2012 – Wytyczne dotyczące zamykania i rekultywacji składowisk odpadów komunalnych. NFOŚiGW, Warszawa.
- MELNYK A., KUKLIŃSKA K., WOLSKA L., NAMIEŚNIK J., 2014 – Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environ. Res.*, **135**: 253–261.
- POROWSKA D., 2014 – Związki siarki w biogazie oraz w wodach podziemnych wokół zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w Otwocku. *Prz. Geol.*, **62**, 11: 761–767.

- POROWSKA D., 2015 – Determination of the origin of dissolved inorganic carbon in groundwater around a reclaimed landfill in Otwock using stable carbon isotopes. *Waste Manage.*, **39**: 216–225.
- POROWSKA D., 2016 – Pochodzenie węgla nieorganicznego w wodach podziemnych strefy hipergenezy w warunkach naturalnych i przekształconych antropogenicznie na przykładzie poligonów Pożary i Otwock. Wydaw. UW, Warszawa.
- POROWSKA D., 2017 – A simple method for delineation of the leachate plume. *Period. Polytech. Chem. Eng.*, **61**, 3: 156–162.
- POROWSKA D., GRUSZCZYŃSKI T., 2013 – Czynniki warunkujące zmienność składu fazy gazowej składowiska odpadów komunalnych w Otwocku. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **456/2**: 457–464.
- RMŚ, 2013 – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (DzU z 2013 poz. 523).
- SITEK S., WITKOWSKI A.J., KOWALCZYK A., ŻUREK-PUCEKA A., 2010 – Ocena oddziaływania składowiska odpadów komunalnych w Tychach na środowisko wód podziemnych w świetle badań modelowych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **442**: 147–152.
- SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA A., 2012 – Changes in the content of selected heavy metals in groundwater exposed to the impact of a municipal landfill site. *J. Elementol.*, **17**, 4: 689–702.
- WIMMER B., HRAD M., HUBER-HUMER M., WATZINGER A., WYHLIDAL S., 2013 – Stable isotope signatures for characterising the biological stability of landfilled municipal solid waste. *Waste Manage.*, **33**, 10: 2083–2090.
- WITCZAK S., KANIA J., KMIĘCIK E., 2013 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. Wydaw. IOŚ, Warszawa.
- WITKOWSKI A.J., 2009 – Uwagi o monitoringu wód podziemnych dla składowisk odpadów komunalnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **436/2**: 535–546.
- WITKOWSKI A.J., ŻUREK A.M., 2007 – Wpływ starych, zreaktywowanych składowisk odpadów komunalnych na wody podziemne. W: XIII Sympozjum „Współczesne problemy hydrogeologii”. Kraków–Krynica, 21–23 czerwca 2007: 625–633.

SUMMARY

The groundwater study was conducted at various periods of the post-closure stage in the vicinity of a reclaimed municipal landfill in Otwock (near Warsaw) to assess the landfill impact on groundwater. The temporal and spatial variability of groundwater chemistry was necessary to identify in this area. Groundwater samples for chemical analyses were collected from 8 to 24 years after closure of the landfill from piezometers installed in different positions around this site. Based on chemical composition of groundwater and carbon isotope interpretation (from previous research) it was possible to delineate the contaminated area (piezometers 2 and 6) and the area of natural water (piezometer 1). Long-term studies indicate that the waste deposited in landfill participate actively in hydrochemical processes that lower the groundwater quality along the flow direction. High concen-

trations of ions in the area impacted by landfill, exceeding of the upper background limits of many ions, extremely high concentrations of bicarbonates (anthropogenic origin by analogy to previous studies), and predominance of sodium over calcium evidenced that the landfill is still active. The impact of the landfill on groundwater results from the increase in its activity due to both water availability (precipitation infiltration) and a direct release of contaminants at high levels of the groundwater table, when the saturation zone reaches the base of the landfill. Due to the lack of information on the composition and quantity of waste as well as the place and time of their deposit in the storage site, forecasting any changes is not possible. This suggests the need to continue monitoring groundwater in the region in the future in order to assess the actual activity of the deposited waste.

