

ANALIZA JAKOŚCI WÓD PODZIEMNYCH W REJONIE SKŁADOWISKA ODPADÓW W GNIEWINIE NA POTRZEBY PLANOWANEJ REKULTYWACJI

GROUNDWATER QUALITY ANALYSIS FOR THE PURPOSE OF PLANNED RECLAMATION NEAR A MUNICIPAL LANDFILL AT GNIEWINO

DAWID POTRYKUS¹, KAROLINA PISKOREK², DARIUSZ ROHDE³

Abstrakt. Składowiska odpadów stanowią jedno z potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wód podziemnych. W celu uniknięcia zanieczyszczenia wód podziemnych w dnie składowiska odpadów w Gniewinie został ułożony drenaż zbierający przesączające się przez odpady odcieki i odprowadzający je grawitacyjnie do zbiornika retencyjnego. Celem badań było określenie jakości wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów w Gniewinie oraz analiza stopnia ich zanieczyszczenia pod kątem zróżnicowania przestrzennego i czasowego. Autorzy przeanalizowali wyniki badań wód podziemnych pochodzące z monitoringu składowiska odpadów w Gniewinie, a także porównali stężenia wybranych wskaźników między okresem powstawania sieci monitoringu z aktualnymi wynikami. Analiza wykazała zmienność składu chemicznego wód podziemnych zarówno między poszczególnymi otworami obserwacyjnymi, jak również w czasie.

Słowa kluczowe: jakość wód podziemnych, składowisko odpadów, odcieki, rzeźba młodoglacjalna.

Abstract. Landfills of solid waste are among the potential sources of groundwater pollution. To avoid polluting by strongly contaminated leachate, the Gniewino landfill has been designed. It has a leachate collection system to collect leachate by a drainage system into retention tanks. The purpose of the research was to assess the groundwater quality near the Gniewino landfill and to analyze the temporal and spatial diversity of contamination. The authors analyzed the results of groundwater monitoring of the Gniewino landfill and compared the concentrations of selected indicators between the period of the monitoring system construction and the recent times. The study showed that the groundwater quality in the Gniewino landfill area was variable in each sampling well and was changing in time.

Key words: groundwater quality, landfill, leachate, young glacial area.

WSTĘP

Na każdym etapie funkcjonowania składowiska odpadów istnieje poważne zagrożenie dla jakości wód podziemnych. Zgodnie z obowiązującymi przepisami uzyskanie decyzji o zamknięciu składowiska odpadów wiąże się z koniecznością przeprowadzenia prac rekultywacyjnych. Mają one za zadanie zminimalizować potencjalny, negatywny wpływ tego obiektu na środowisko oraz przywrócić wartości przyrodnicze i użytkowe zdegradowanego terenu. Od kilkudziesięciu lat na całym świecie prowadzone są badania mające na celu określe-

nie oddziaływania składowisk odpadów na wody podziemne (Chistensen i in., 1994; van Breukelen, 2003; Kłojzy-Karczmarczyk, Mazurek, 2009; Sitek i in., 2010; Furmankowska, 2011; Porowska, 2014). W wielu przypadkach wyniki przeprowadzonych badań pozwoliły na ukierunkowanie charakteru prac rekultywacyjnych terenu składowiska.

Badaniami objęto rejon nieczynnego składowiska odpadów komunalnych w miejscowości Gniewino (powiat wejherowski, województwo pomorskie), którego eksploatacja rozpoczęła się w 1994 r. i w perspektywie lat powinna być kontynuowana do 2032 r. Zgodnie jednak z obowiązującymi

¹ Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk; e-mail: dawpotry@pg.edu.pl.

² Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Rakowiecka 4, 00-975 Warszawa; e-mail: karolina.piskorek@pgi.gov.pl.

³ Gniewińskie Przedsiębiorstwo Komunalne Sp. z o.o., Kostkowo ul. Wejherowska 24, 84-250 Gniewino; e-mail: dariusz.rohde@gpk-kostkowo.pl.

przepisami w zakresie gospodarowania odpadami (Ustawa, 2012), w 2012 r. zaprzestano przyjmowania odpadów komunalnych, a teren składowiska został przeznaczony do rekultywacji. Decyzja ta wynikała z zapisów wojewódzkiego planu gospodarki odpadami, która nie nadawała składowisku odpadów w Gniewinie statusu regionalnej instalacji do przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK).

Celem podjętych badań była ocena jakości wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów w Gniewinie oraz analiza stopnia ich zanieczyszczenia pod kątem zróżnicowania przestrzennego i czasowego.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Składowisko odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne w Gniewinie (fig. 1) zajmuje powierzchnię 2,49 ha i ma pojemność około 140 000 m³ (112 000 Mg). Jest ono zlokalizowane w otoczeniu gruntów rolnych, w miejscu starego wyrobiska po eksploatacji utworów piaszczysto-żwirowych. Rzędna dna czaszy składowiska mieści się w przedziale od 47,5 m n.p.m., w części północnej, do 49,6 m n.p.m., w części południowej, natomiast rzędna korony obwałowania w obrębie składowiska wynosi od 51,7 m n.p.m., w części północnej, do 60,9 m n.p.m., w części południowej. Zarówno dno jak i skarpy od wewnętrznej strony czaszy składowiska zostały uszczelnione powłoką hydroizolacyjną, która ma za zadanie ograniczyć spływ odcieków, a tym samym migrację zanieczyszczeń poza wyznaczony obszar składowiska. Na warstwie uszczelniającej w dnie składowiska został ułożony drenaż zbierający przesączające się przez odpady odcieki i odprowadzający je grawitacyjnie do zbiornika retencyjnego – punkt O1 (fig. 1). Zbiornik na odcieki ujmowany jest otworem wiertniczym umożliwiającym kontrolę stanu odcieków i ich odpompowywanie. Zbocza składowiska nie zostały wyposażone w system drenażu. Wokół składowiska zlokalizowana jest sieć otworów obserwacyjnych, w której 3 piezometry stanowią system monitoringu oddziaływania składowiska na pierwszy poziom wodonośny (fig. 1). Na dopływie wód podziemnych do składowiska znajduje się piezometr P4 (56,71 m n.p.m.), natomiast na odpływie piezometry P1a i P5 (odpowiednio 60,74 i 56,63 m n.p.m.). Ich głębokość jest zróżnicowana i mieści się w przedziale 13,0–38,0 m. Najpłycej został zafiltrowany piezometr P4 (11,3–13,0 m p.p.t.), P5 na głębokości 29,5–31,5 m, zaś P1a w strefach 22,0–22,4 i 35,8–38,0 m p.p.t. Otwory te zostały odwiercone w 2005 r. (Kliński, Cieklińska, 2005) w celu zastąpienie dotychczasowej sieci obserwacyjnej składowiska o niepełnej sprawności.

W latach 1994–2012 na składowisku deponowano nie-segregowane odpady komunalne z terenu gminy Gniewino (sporadycznie z gmin sąsiednich), a także osady ściekowe ze znajdującej się obok oczyszczalni ścieków. Wraz z zaprzestaniem eksploatacji składowiska rozpoczęto prace projektowe związane z jego rekultywacją, które w założeniu mają polegać na ukształtowaniu obecnej formy składowiska, pokryciu odpadów warstwą urodzajną i zagospodarowaniu

zielenią. W sąsiedztwie nieczynnego składowiska odpadów w Gniewinie funkcjonuje wybudowana w 1997 roku oczyszczalnia ścieków, do której dopływają ścieki komunalne i przemysłowe z terenu gminy. Ponadto teren w rejonie składowiska jest również użytkowany na potrzeby komunalne gminy Gniewino.

ZARYS WARUNKÓW HYDROGEOLOGICZNYCH W REJONIE SKŁADOWISKA

Teren badań położony jest w obrębie Wysoczyzny Żarnowieckiej stanowiącej fragment makroregionu Pobrzeże Koszalińskie (Kondracki, 2002). Zlokalizowany jest on na obszarze słabo zaznaczonego w terenie wału ozowego, wykształconego w dnie rynny subglacjalnej (Skompski, 1985).

Utwory powierzchniowe występujące w rejonie analizowanego składowiska odpadów reprezentowane są przez osady czwartorzędu zlodowacenia północnopolskiego. Profil utworów czwartorzędowych, rozpoznany płytkimi wierceniami oraz częściowo odsłaniający się w ścianie niecki składowiska, tworzą piaski drobn- i średnioziarniste z domieszką materiału grubszego, które przykrywa warstwa gliny zwałowej, miejscami rozcięta. W osi osu znajduje się warstwa żwirów osadzonych w końcowej fazie deglacjacji przez wody szybko płynące i erodujące niżej występujące piaski (Skompski, 1985).

Warunki występowania wód podziemnych na opracowywanym obszarze nie są jednorodne, co wynika ze specyficznej budowy geologicznej tego regionu. Wody podziemne związane są z utworami wodonośnymi pięter czwartorzędowego i paleogeńskiego. W obrębie piętra czwartorzędowego wykształcone są dwa poziomy wodonośne o charakterze użytkowym: międzymorenowy i podglinowy, natomiast w piętrze paleogeńskim – oligoceński poziom wodonośny (Lidzbarski, 2000; Sierżęga, Chmielowska, 2000). Międzymorenowy poziom wodonośny tworzy w zasadzie jeden kompleks wodonośny, który miejscami rozdzielony jest niewielkim pokładem gliny zwałowej, tworząc poziom dwuwarstwowy znajdujący się w ścisłej więzi hydraulicznej. Najczęściej występuje on na głębokościach 40–100 m na utworach gliny zwałowej, bądź lokalnie łączy się z poziomem oligoceńskim. Omawiany poziom wodonośny zasilany jest poprzez infiltrację bezpośrednią, a jego zasadniczą bazę drenażu stanowi Morze Bałtyckie. Miejscami przepływ wód podziemnych jest stymulowany lokalnymi bazami drenażu, które związane są z występowaniem dolin rzecznych (Lidzbarski, 2000). Międzymorenowy poziom wodonośny pełni rolę głównego poziomu wodonośnego i stanowi podstawowe źródło zaopatrzenia w wodę dla tutejszej ludności (Potrykus, 2017). Pozostałe poziomy wodonośne – podglinowy i oligoceński – mają podrzędne znaczenie w eksploatacji i ujmowane są wyłącznie lokalnie na obszarach pozbawionych płytszych poziomów wodonośnych bądź o ich niesatysfakcjonujących parametrach hydrogeologicznych.

Najbardziej narażony na możliwość zanieczyszczenia wód podziemnych, na skutek oddziaływania nieczynnego składo-

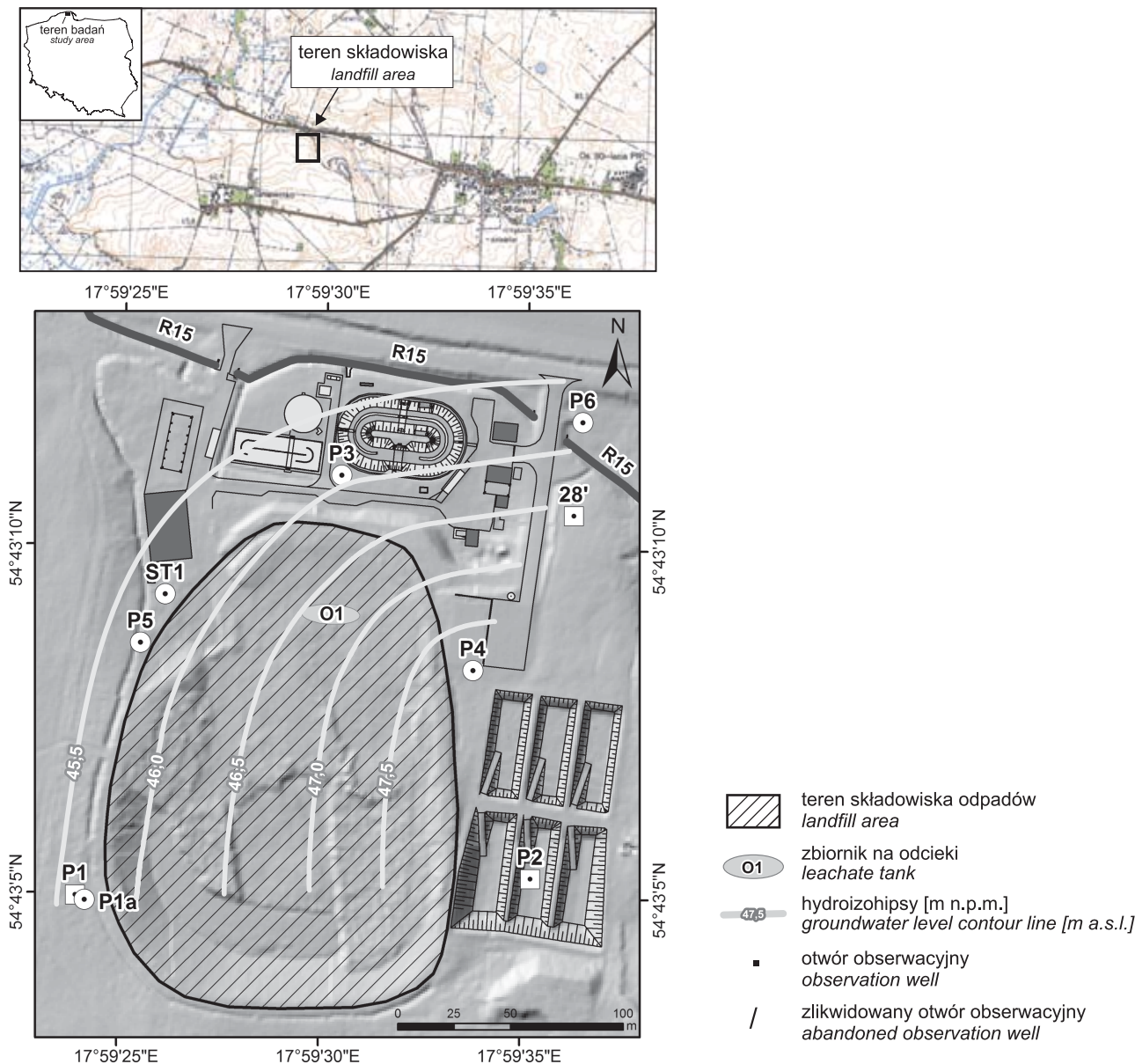


Fig. 1. Lokalizacja obszaru badań

Location of the study area

wiska odpadów w Gniewinie, jest międzymorenowy poziom wodonośny, który na tym obszarze stanowi pierwszy poziom wodonośny. Zbudowany jest on z utworów piaszczysto-żwirowych, miejscami rozdzielonych pakietem gliny zwałowej na dwie warstwy wodonośne będące w ścisłym kontakcie hydraulicznym. Wartość współczynnika filtracji oszacowanego na podstawie wyników próbnego pompowania w otworach P1a, P5, P6 oraz 28' mieści się w przedziale $0,14-4,88 \cdot 10^{-4}$ m/s (Kliński, Cieklińska, 2005). W zależności od warunków lokalnych (występowania pakietu gliny zwałowej lub jego brak) poziom ten cechuje się zwierciadłem o charakterze naporowym bądź swobodnym. Na podstawie badań terenowych przeprowadzonych 21.01.2019 r. został określony układ hydroizohips (fig. 1). Rzędne zwierciadła wody mieściły się w zakresie 45,57–47,93 m n.p.m. i były niższe średnio o 0,40 m

w stosunku do pomiarów przeprowadzonych 28.02.2005 r. Położenie zwierciadła wody podziemnej w obrębie sieci monitoringowej składowiska charakteryzuje się znacznym zróżnicowaniem na relatywnie niewielkich odległościach. Wynika to z usytuowania terenu składowiska w pobliżu krawędzi rynny subglacjalnej, która odpowiada za zintensyfikowany drenaż wód podziemnych w kierunku rzeki Bychowskiej Strugi i kolejno do jeziora Żarnowieckiego. Warunki te determinują kierunki migracji potencjalnych zanieczyszczeń w wodach podziemnych z rejonu składowiska. W odległości około 70 m na północ od terenu składowiska przepływa bezimienny ciek określony jako rów R-15, stanowiący prawy dopływ Bychowskiej Strugi. Jest to bezpośredni odbiornik ścieków oczyszczonych z oczyszczalni oraz wód opadowych z miejscowości Gniewino.

METODY BADAŃ

Analizę jakości wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów w Gniewinie opracowano na podstawie wyników badań monitoringowych z lat 2011–2019 (styczeń), które zostały uzupełnione o dostępne badania archiwalne.

Monitoring jakości wód podziemnych prowadzony jest w piezometrach P1a, P4 i P5 (fig. 1) z cyklem kwartalnym przez akredytowane laboratorium. Zakres monitoringu jest zgodny z obowiązującymi przepisami (RMŚ, 2013) i uwzględnia pomiar: pH, PEW, OWO, Σ WWA, Cd, Cu, Zn, Cr, Hg, Pb oraz położenia zwierciadła wody. Równocześnie, w tym samym zakresie wykonywane są badania odcieków ze składowiska w punkcie O1 (fig. 1) z dodatkowym pomiarem ich objętości w zbiorniku.

Wyniki badań monitoringowych zostały uzupełnione o badania jakości wody z okresu wykonania nowej sieci otworów obserwacyjnych wokół składowiska (28.02.2005 r.), a także pomiary własne przeprowadzone 21.01.2019 r. Zakres wskaźników objętych badaniami jakości obejmował pomiar: temperatury, pH, PEW, NH_4 , NO_3 , SO_4 , Cl, a także położenia zwierciadła wody. Analizie zostały poddane próbki wody pobrane z istniejącej sieci otworów obserwacyjnych wokół składowiska. Dodatkowo 21.01.2019 r. pobrano próbkę odcieków ze składowiska i zbadana w tym samym zakresie. W trakcie własnych badań, pomiary prowadzono przy użyciu przenośnego miernika wieloparametrowego Multi 3630 firmy WTW oraz spektrofotometru DR3900 firmy Hach.

OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Jakość wód podziemnych została określona w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (RMŚ, 2015) i Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (RMZ, 2017) oraz porównana z wynikami analiz przedstawionymi na *Mapie Hydrogeologicznej Polski* „pierwszy poziom wodonośny, wrażliwość i jakość” (MHP PPW WJ) – ark. Choczewo (4) (Kowalewski, 2010) oraz ark. Sławoszy-no (5) (Sierżęga, Nerkowski, 2010). W przypadku wyników poniżej granicy oznaczalności (<LOQ), zgodnie z zapisami dyrektywy 2009/90/WE (DYREKTYWA, 2009), za wartość stężenia danego wskaźnika, którą porównano z wartościami granicznymi dla klas określonych w rozporządzeniu (RMŚ, 2015), uznano połowę wartości granicy oznaczalności. Należy mieć na uwadze, że zakres oznaczanych wskaźników w przeprowadzonych analizach był ograniczony i wyznaczonych klas nie należy traktować jako klas końcowych w odniesieniu do wód w punktach obserwacyjnych.

Wyniki badań wybranych składników wód podziemnych prowadzonych w ramach monitoringu w latach 2011–2019 przedstawiono na wykresach (fig. 2). Odczyn badanych wód w poszczególnych piezometrach nie wykazywał znacznej zmienności w czasie, zauważalne są jednak różnice w rozkładzie przestrzennym tego parametru. Najniższe wartości pH

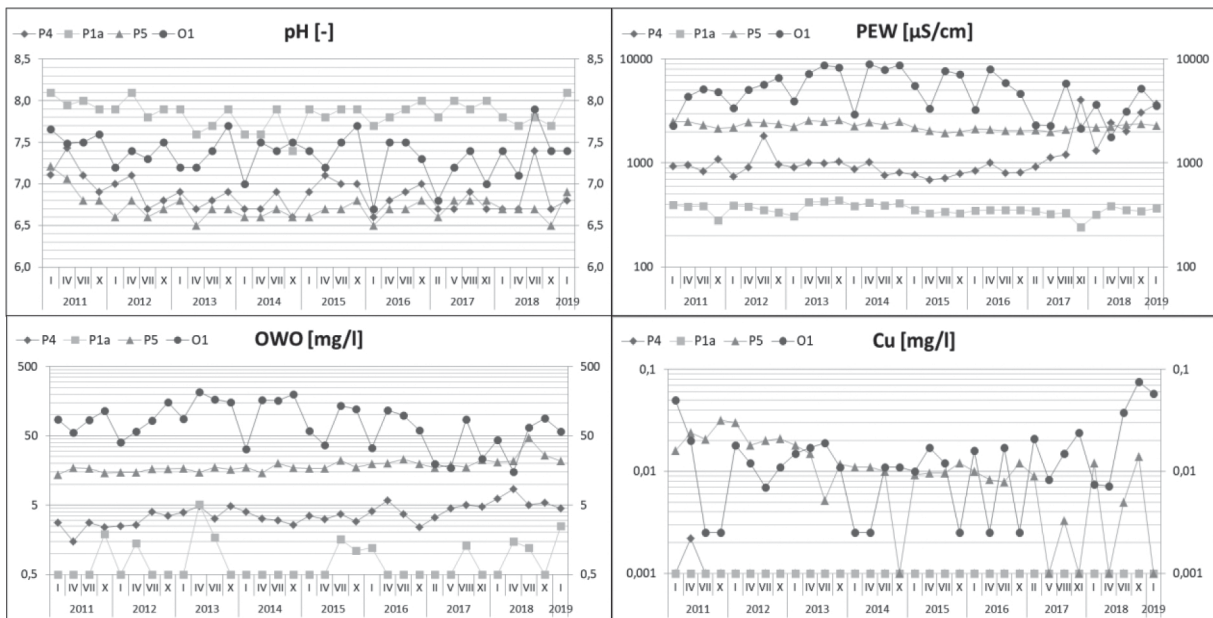


Fig. 2. Wyniki badań wybranych wskaźników zanieczyszczenia wody podziemnej prowadzonych w ramach monitoringu składowiska

The results of chemical analyses of selected groundwater contamination indicators, carried out as part of landfill monitoring

zanotowano w otworze P5 (6,5–7,2), najwyższe zaś w P1a (7,4–8,1). Za istotny wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych uważana jest przewodność elektrolityczna właściwa (PEW) (Witczak i in., 2013). Uzyskane wyniki wykazują duży rozrzut mierzonych wartości. Najniższe wartości PEW zanotowano w wodach podziemnych pobranych w piezometrze P1a, które wynosiły od 240 do 435 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (I klasa). PEW zmierzona w piezometrze P5 charakteryzowała się stabilnymi wartościami, które nie ulegały większym wahaniom (1950–2582 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – II–V klasa), jednakże znacznie przekraczającymi wartości charakterystyczne dla rejonu badań (Kowalewski, 2010; Sierżęga, Nerkowski, 2010). W piezometrze P4, leżącym w strefie dopływu wód podziemnych do składowiska, odnotowano bardzo zróżnicowane wartości PEW. Najniższa zaobserwowana wartość wynosiła 687 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (I klasa), a najwyższa 4023 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (V klasa). Notowane wartości przekraczające 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, klasyfikują wodę jako nienadającą się do spożycia przez ludzi (RMZ, 2017). Znacznym rozrzutem wartości cechują się pomiary ogólnego węgla organicznego (OWO). W piezometrze P1a parametr ten był często odnotowywany poniżej granicy oznaczalności (<1 mg/l), w piezometrze P4 stężenia występowały w zakresie 1,5–8,6 mg/l (I–II klasa), a w piezometrze P5 w przedziale 13,7–47,5 mg/l (IV–V klasa). Suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) we wszystkich badanych próbkach wody podziemnej była poniżej granicy oznaczalności ($<0,017$ $\mu\text{g}/\text{l}$). Niemal przez cały analizowany okres, poniżej granicy wykrywalności znajdowały się stężenia wybranych mikroskładników: Cd ($<0,00030$ mg/l), Cu ($<0,0020$ mg/l), Zn ($<0,050$ mg/l), Cr ($<0,010$ mg/l), Hg ($<0,000050$ mg/l) oraz Pb ($<0,001$ mg/l). Jedynie w ostatniej fazie funkcjonowania składowiska można było zauważyć podwyższone stężenia metali ciężkich, które

sukcesywnie spadały po zaprzestaniu przyjmowania odpadów. Najwyższe wartości odnotowano względem miedzi (do 0,0316 mg/l – II klasa jakości) i kadmu (do 0,00046 mg/l – II klasa jakości) w piezometrze P5. Stężenia rtęci i cynku sporadycznie występowały powyżej granicy oznaczalności, natomiast stężenia chromu i ołowiu nie zostały wykryte w trakcie prowadzonego monitoringu. Przypadające na okres zimowy zauważalne spadki wartości, m.in. odczynu wód, PEW i OWO, należy wiązać z dopływem wód roztopowych odpowiedzialnych za rozcieńczenie badanych wód podziemnych i odcieków. Widoczny w analizowanym okresie ogólny spadek wartości PEW oraz OWO w odciekach może wskazywać na spadek aktywności biochemicznej odpadów w kwatrze składowiska.

Wyniki badań jakości wody z istniejącej sieci otworów obserwacyjnych przedstawiono w tabeli 1.

W 2005 r. zaobserwowano słaby stan wód podziemnych w punkcie P1a, które ze względu na wysokie stężenia azotanów (132,8 mg/l) zaliczono do V klasy jakości, kwalifikując je tym samym jako wody nienadające się do spożycia (RMZ, 2017). W odniesieniu do badanych wskaźników, w pozostałych punktach stwierdzono wody o stanie dobrym. Odczyn mieścił się w przedziale 7,15–8,13 (I klasa jakości), PEW 330–1070 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (I–II klasa jakości). Stężenia chlorków znajdowały się w granicach 7,0–29,4 mg/l (I klasa). Stężenia azotanów mieściły się w granicach 0,1–14,8 mg/l (I–II klasa). Jon amonowy znajdował się w I klasie ($<0,02$ do 0,16 mg/l). Stężenia siarczanów występowały w przedziale 10–77 mg/l i jedynie w punkcie P5 znalazły się w II klasie jakości (77 mg/l).

W pomiarach przeprowadzonych 21.01.2019 r. można zauważyć znaczne zmiany chemizmu wody w poszczególnych piezometrach. W punkcie P4 stwierdzono skok stężenia

Tabela 1

Wyniki badań jakości wody z istniejącej sieci otworów obserwacyjnych

The results of chemical analyses of selected groundwater contamination indicators, carried out as part of landfill monitoring

Parametr	Data poboru próbki	Miejsce poboru próbek						
		ST1	P1a	P3	P4	P5	P6	O1
Temp. [°C]	21.01.2019	10	7,3	10,2	8,6	9,5	8,7	12,8
pH [–]	21.01.2019	7,22	7,81	7,32	6,86	6,93	7,53	7,26
	28.02.2005	–	8,13	7,38	7,74	7,15	7,71	–
PEW [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	21.01.2019	799	377	610	5010	2720	465	3260
	28.02.2005	–	330	498	436	1070	366	–
NH_4 [mg/l]	21.01.2019	27,00	$<0,60$	$<0,60$	$<0,60$	18,20	$<0,60$	53,70
	28.02.2005	–	$<0,02$	$<0,02$	0,04	0,03	0,16	–
NO_3 [mg/l]	21.01.2019	0,5	34,5	0,8	14,6	1,4	1,5	2,2
	28.02.2005	–	132,8	14,8	0,6	5,4	0,1	–
SO_4 [mg/l]	21.01.2019	3	21	6	27	70	30	566
	28.02.2005	–	16	10	23	77	25	–
Cl [mg/l]	21.01.2019	63,5	11,5	7,3	1385,0	260,0	8,7	93,0
	28.02.2005	–	7,0	11,8	7,0	29,4	9,9	–

chlorków z wartości 7,0 mg/l (I klasa jakości) w lutym 2005 r. do 1385,0 mg/l (V klasa) w styczniu 2019 r. Uwidoczniło się to też w wartościach przewodności, która w 2019 r. wynosiła 5010 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (V klasa). Wartości te klasyfikują wodę z punktu P4 jako nienadającą się do spożycia przez ludzi (RMZ, 2017). Biorąc pod uwagę stężenie chlorków występujące w próbce pobranej z odcieku ze składowiska wynoszące 93,0 mg/l oraz fakt, że punkt ten leży na dopływie wód podziemnych do składowiska, za ognisko zanieczyszczenia należy przyjąć inną przyczynę niż wpływ omawianego składowiska. Wzrost stężenia Cl i wartości PEW można wiązać z infiltracją wód opadowych w pobliżu mieszanki piaskowo-solnej, która okresowo jest składowana w celu zimowego utrzymywania dróg w gminie Gniewino w pobliżu piezometru P4.

Pogorszenie jakości wody nastąpiło również w punkcie P5. Wzrosły stężenia chlorków z 29,4 mg/l (I klasa) do 260,0 mg/l (IV klasa) oraz jonu amonowego z 0,03 mg/l (I klasa) do 18,20 mg/l (V klasa). Wzrosła też wartość PEW z 1070 do 2720 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wartość PEW oraz stężenia Cl i NH_4 w 2019 r. dyskwalifikowały wodę z punktu P5 jako przydatną do spożycia (RMZ, 2017). Podwyższone stężenie NH_4 w 2019 r. zanotowano również w studni ST1 – 27,00 mg/l (V klasa). Wysokie stężenia NH_4 w otworze P5 i ST1 można wytłumaczyć ich lokalizacją w pobliżu hali, w której składowany jest osad ściekowy, użytkowaniem tego terenu na inne potrzeby niezbędne do funkcjonowania składowiska odpadów (postój spychacza do zagęszczania odpadów oraz pojazdów i kontenerów do transportu odpadów), a także spływem powierzchniowym drogą technologiczną zanieczyszczeń w kierunku otworów obserwacyjnych. Natomiast, na podwyższoną wartość PEW oraz stężenia chlorków w punkcie P5 istotny wpływ ma dopływ wód podziemnych z rejonu otworu P4.

W punkcie P1a zaobserwowano polepszenie się jakości wody podziemnej, wskutek spadku stężenia azotanów z 132,8 mg/l (V klasa jakości) w 2005 r. do 34,5 mg/l (III klasa) w 2019 r. Widoczne anomalne wartości azotanów w odniesieniu do pozostałych otworów obserwacyjnych, przy uwzględnieniu lokalizacji tego otworu w bliskim sąsiedztwie pól uprawnych oraz kierunków przepływu wód podziemnych, mogą wskazywać, że na jakość wody w tym miejscu wpływ ma prowadzona działalność rolnicza. Zanotowane z kolei wartości PEW w obrębie otworu P1a mogą wskazywać na dobrą izolację składowiska w jego południowej części oraz prawidłowe funkcjonowanie ułożonego drenażu na odcieki.

W punktach P3 i P6 nie zauważono istotnych zmian w chemizmie wody podziemnej, które mogłyby wskazywać na wzrost zanieczyszczeń. Brak niepokojących anomalii badanych wskaźników zanieczyszczeń w punkcie P3 może dodatkowo potwierdzić szczelność komory nityfikacji wchodzącej w skład instalacji technologicznej oczyszczalni ścieków.

Odnosząc uzyskane wyniki do przedstawionych w opracowaniach MHP PPW WJ – ark. Choczewo (4) (Kowalewski, 2010) oraz Sławoszyno (5) (Sierżęga, Nerkowski, 2010), można stwierdzić że w rejonie składowiska notowano wartości anomalne dla poszczególnych wskaźników. Dotyczy to przede wszystkim chlorków, których stężenia w re-

prezentatywnych punktach nie przekraczały 60 mg/l. Jako wskaźnik zanieczyszczenia w rejonie składowiska możemy traktować też wartości PEW. Podczas badań polowych towarzyszących sporządzaniu mapy wrażliwości na zanieczyszczenie i jakości wód, jedynie w jednym punkcie stwierdzono wartość tego parametru powyżej 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Autorzy opracowań nie wyznaczyli stref przekroczenia azotanów w wodach podziemnych z powodu ich lokalnego występowania. Podwyższone stężenia tego wskaźnika przy składowisku należy zatem traktować jako spowodowane występowaniem lokalnego ogniska zanieczyszczenia.

PODSUMOWANIE

Na podstawie przedstawionych wyników stwierdzono, że jakość wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów w Gniewinie cechuje się znacznym zróżnicowaniem, zarówno pod względem czasowym jak i przestrzennym. Słaby stan wód podziemnych zaobserwowano w otworach P4, P5 i ST1, zaś w pozostałych badanych miejscach (P1a, P3 i P6) wody podziemne znajdowały się w relatywnie dobrym stanie jakościowym.

Na całkowity stan jakości wód podziemnych istotny wpływ ma złożoność potencjalnych ognisk zanieczyszczeń występujących w obrębie analizowanego obszaru. Funkcjonowanie oczyszczalni ścieków oraz użytkowanie pobliskiego terenu na potrzeby komunalne gminy zakłamuje realny obraz oddziaływania nieczynnego składowiska odpadów w Gniewinie na wody podziemne. Zauważalne wartości PEW, Cl oraz NH_4 powodują lokalne anomalie pogorszenia się jakości wód podziemnych w odniesieniu do ich regionalnego stanu.

Kontynuacja badań jakości wód podziemnych w zakresie prowadzonego monitoringu rozszerzonego o badania głównych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych (m.in. NH_4 , NO_3 , SO_4 , Cl) pozwoli na poszerzenie wiedzy na temat oddziaływania nieczynnego składowiska odpadów na środowisko wód podziemnych oraz określenie trendów zmian ich jakości. Dodatkowo, przeprowadzenie szczegółowych badań modelowych umożliwi analizę warunków przepływu wód podziemnych, a tym samym określenie dróg migracji potencjalnych zanieczyszczeń.

LITERATURA

- BREUKELLEN van B.M., 2003 – Natural attenuation of landfill leachate: a combined biogeochemical processes analysis and microbial ecology approach [pr. doktor.]. Amsterdam, Holland.
- CHRISTENSEN H., BJERG P.L., HERON G., WILLIAMS G.M., HIGGO J.J.W., BOURG A.C.M., ALTMANN R.C., 1994 – Factors controlling the migration and attenuation of priority pollutants in landfill pollution plumes. Commission of the European Communities. Contract No. Step CT 90069 Final Report.
- DYREKTYWA, 2009 – Dyrektywa Komisji 2009/90/WE z dnia 31 lipca 2009 r. ustanawiająca, na mocy dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, specyfikacje techniczne w zakresie analizy i monitorowania stanu chemicznego wód.



- FURMANKOWSKA A., 2011 – Jakość wód podziemnych i powierzchniowych w rejonie zrehabilitowanego składowiska odpadów w Sokolniku (powiat miński). *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **445**: 115–126.
- KLIŃSKI Z., CIEKLIŃSKA B., 2005 – Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne w rejonie składowiska odpadów oraz oczyszczalni ścieków w Gniewinie. ZUH – Z. Kliński, Gdańsk.
- KLOJZY-KARCZMARCZYK B., MAZUREK J., 2009 – Wybrane aspekty zabezpieczenia środowiska gruntowo-wodnego w procesie zamykania składowisk odpadów komunalnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **436**: 247–252.
- KONDRACKI J., 2002 – Geografia regionalna Polski. Wydaw. Nauk. PWN, Warszawa.
- KOWALEWSKI T., 2010 – Mapa hydrogeologiczna Polski – PPW WJ w skali 1:50 000 ark. Choczewo (4). Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- LIDZBARSKI M., 2000 – Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000 ark. Choczewo (4). Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- POROWSKA D., 2014 – Związki siarki w biogazie oraz w wodach podziemnych wokół zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w Otwocku. *Prz. Geol.*, **11**, 62: 761–767.
- POTRYKUS D., 2017 – Hydrogeologiczny aspekt systemu zaopatrzenia w wodę obszaru gminy Gniewino. *Gosp. Wod.*, **2**: 43–48.
- RMŚ, 2013 – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (DzU poz. 523).
- RMŚ, 2015 – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r. w sprawie kryteriów i sposoby oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (DzU 2016 poz. 85).
- RMZ, 2017 – Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (DzU poz. 2294).
- SIERŻĘGA P., CHMIEŁOWSKA U., 2000 – Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000 ark. Sławoszyno (5). Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- SIERŻĘGA P., NERKOWSKI P., 2010 – Mapa hydrogeologiczna Polski – PPW WJ w skali 1:50 000 ark. Sławoszyno (5). Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- SITEK S., WITKOWSKI A., KOWALCZYK A., ŻUREK-PUCEK A. M., 2010 – Ocena oddziaływania składowiska odpadów komunalnych w Tychach na środowisko wód podziemnych w świetle badań modelowych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **442**: 147–152.
- SKOMPSKI S., 1985 – Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000 ark. Choczewo (4). Wydaw. Geol., Warszawa.
- USTAWA, 2012 – Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. (DzU 2013 poz. 21. Tekst ujednolicony).
- WITCZAK S., KANIA J., KMIĘCIK E., 2013 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. Bibl. Monit. Środ., Warszawa.

SUMMARY

The study shows that the groundwater quality in the Gniewino landfill area was variant in each sampling wells and was changing in time. The significant difference in the temporal groundwater composition was noticed at sampling point P4. From 2005 to 2019, the concentration of Cl increased there from 7.0 to 1385.0 mg/l. Similarly, the concentration of NO₃ and electrical conductivity values were higher in 2019 than in 2005. This sampling point is located in the area of groundwater inflow to the landfill, which suggests more

factors affecting the groundwater quality in the study area. The chemical status based on available data for points P4, P5 and ST1 was poor. A variety of groundwater pollution sources can significantly influence the groundwater quality status. Potential factors of groundwater quality degradation are related to agricultural land use and municipal activity. To define precisely which factors create the chemical composition in each sampling point, groundwater flow modelling is necessary.