

UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 36

zeszyty
naukowe



**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 156**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 36

ZIELONA GÓRA • 2014

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ (*Redaktor Naczelny*)
dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ, dr inż. Magda Hudak,
dr inż. Jakub Kostecki, dr inż. Sylwia Myszograj, dr inż. Róża Wasylewicz

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak, prof. dr hab. inż. Tadeusz Kuczyński,
prof. dr hab. Zofia Sadecka, dr hab. Michał Drab, prof. UZ, dr hab. Urszula
Kołodziejczyk, prof. UZ, dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ, prof. UZ,
dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ, dr hab. inż. Nguyen Thi Bich Loc,
prof. UZ

Sekretarz:

dr inż. Magda Hudak

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. inż. Andrzej Pieczyński, prof. UZ (*Przewodniczący*),
mgr Ryszard Błazyński (*Sekretarz*),
Członkowie: prof. dr hab. inż. Marian Adamski, prof. dr hab. Beata Gabryś,
prof. dr hab. Marian Nowak, dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ,
dr hab. inż. Van Cao Long, prof. UZ, dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ,
dr hab. inż. Krzysztof Witkowski, prof. UZ, dr hab. Bohdan Halczak,
prof. UZ, dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ, dr Rafał Ciesielski

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

SPIS TREŚCI

Magda Hudak, Marta Gortych, Urszula Kołodziejczyk, Karolina Łankowska, Ilona Osysko, Agnieszka Śliwińska – Wpływ turystyki wodnej na stan ekologiczny wód rzeki Paklicy	5
Ewa Ogiółda, Ireneusz Nowogoński, Renata Kłonowska – Charakterystyka zużycia wody w systemach wodociągowych „Turów” i „Serby” w gminie Głogów	15
Ewa Ogiółda, Ireneusz Nowogoński, Dariusz Kłonowski – System zaopatrzenia w wodę miasta Bytom Odrzański	24
Justyna Chudecka, Tomasz Tomaszewicz – Podstawowe właściwości chemiczne oraz zawartość Pb, Zn, Cu, Ni i Cd w glebach terenu nieczynnej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie (woj. zachodniopomorskie)	34
Justyna Chudecka, Tomasz Tomaszewicz – Ocena porolnych gleb rdzawych jako siedliska leśnego na podstawie indeksu trofizmu gleb leśnych (ITGL) i siedliskowego indeksu glebowego (SIG)	48
Kornelia Kwiecińska, Łukasz Szałata – Wegetatywne bufory środowiskowe w strategii redukcji uciążliwości zapachowej instalacji IPPC, na przykładzie projektu pasa zieleni dla składowiska ZUO w Ścinawce Dolnej	58
Ewa Pora, Jarosław Kaszubkiewicz, Dorota Kawałko – Wpływ kationów jedno- i dwuwartościowych oraz zasolenia roztworu na właściwości sorpcyjne wybranego superabsorbentu	66
Lipnicki Zygmunt, Pązik Rafał – Analiza porównawcza sprężarkowego układu chłodniczego współpracującego z odwiertem i układu chłodzonego powietrzem zewnętrznym	74

**MAGDA HUDAK^{*}, MARTA GORTYCH^{*},
URSZULA KOŁODZIEJCZYK^{*}, KAROLINA ŁANKOWSKA^{**},
ILONA OSYSKO^{**}, AGNIESZKA ŚLIWIŃSKA^{*}**

WPŁYW TURYSTYKI WODNEJ NA STAN EKOLOGICZNY WÓD RZEKI PAKLICY

Streszczenie

Podstawowym problemem środowiskowym wynikającym z turystyki wodnej są straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie, rozbudowie oraz eksploatacji szlaków wodnych. W pracy omówiono wpływ użytkowania szlaku kajakowego na stan ekologiczny wód rzeki Paklicy (woj. lubuskie). Badania wykonane przez autorów wykazały, że turystyka wodna nie musi oznaczać negatywnego oddziaływania na stan ekologiczny rzek.

Słowa kluczowe: stan ekologiczny, wody powierzchniowe, turystyka wodna

WSTĘP

Badania stanu wód powierzchniowych dokonuje się, zgodnie z art. 26, ust 1 Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2013 poz. 1323 z późn. zm.), w ramach państwowego monitoringu środowiska (PMŚ). Ma on na celu pozyskanie informacji o stanie wód powierzchniowych i podziemnych dla potrzeb planowania w gospodarowaniu wodami oraz oceny osiągnięcia celów środowiskowych, określonych ustawą Prawo wodne (tekst jedn. Dz.U. 2012 poz. 145 z późn. zm.). Ustawa ta implementuje m.in. Ramową Dyrektywę Wodną 2000/60/WE (Dz.U. L nr 327 z dnia 23.12.2000), ustanawiającą ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej [Nachlik 2006].

Parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu oraz rezerваты przyrody, ze względu na szczególne walory przyrodnicze, powinny stwarzać wzorco-

^{*} Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

^{**} studenci Uniwersytetu Zielonogórskiego, członkowie studenckich kół naukowych: „Skamieniałości” i „Czysta Woda”

we warunki do aktywnego wypoczynku i realizacji zainteresowań. Ochrona środowiska nie wyklucza przecież ich oglądania czy podziwiania. Można to robić w sposób aktywny, uprawiając turystykę kwalifikowaną. Wówczas te pozornie wykluczające się dziedziny mają szansę na harmonijne współistnienie. Niezbędne są jednak zawsze prawidłowe działania w kierunku zarządzania walorami przyrody, przy jednoczesnym zapewnieniu odpowiedniej infrastruktury dla rozwoju turystyki.

Autorzy artykułu podjęli się oceny wpływu turystyki wodnej, jaka w ostatnich latach intensywnie rozwija się na szlaku kajakowym Lubrza-Gościkowo (woj. lubuskie), na stan ekologiczny wód zlewni rzeki Paklicy.

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Miejszem badań był odcinek szlaku kajakowego, zlokalizowany pomiędzy jeziorami Goszcza i Paklicko Wielkie (rys. 1).

Według Mapy Hydrograficznej Polski [Geomat Sp.z o.o. Poznań 2005] jest to górny odcinek rzeki Paklicy, która rozpoczyna się przy ujściu Jeziora Goszcza. Z kolei według mapy Rastrowej KZGW [www.kzgw.gov.pl] jest to Kanał Niesulicki, stanowiący dopływ rzeki Paklicy. a rzeka Paklica rozpoczyna się przy ujściu jeziora Paklicko Małe.

Rzeka Paklica stanowi lewostronny dopływ Obry - ujście rzeki znajduje się w Międzyrzeczu. Długość rzeki wynosi 37,1 km, a jej spadek około 0,87‰.

Braki w wyposażeniu miast i wsi w infrastrukturę kanalizacyjną i oczyszczalnie ścieków oraz niewystarczające ograniczenie ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do wód z przemysłu sprawiają, że obserwowany od lat stan czystości wód powierzchniowych jest niezadowalający.

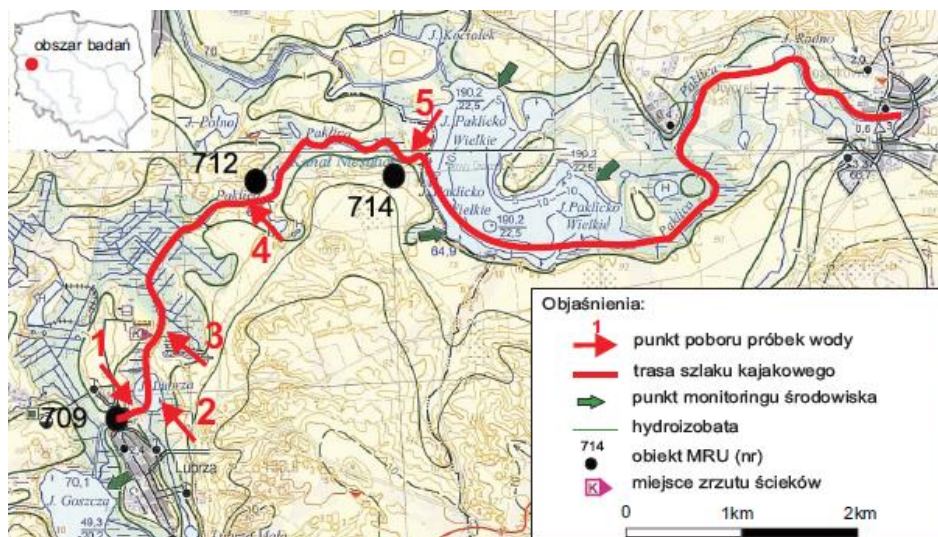
Stan wody w zlewni rzeki Paklicy oraz wielkość przepływów są mało zmienne w ciągu roku hydrologicznego. Decydują o tym następujące uwarunkowania:

- a). zasadnicze zasilanie rzeki wynika z jej przepływu przez kilka jezior (Lubrza Mała, Paklicko Wlk., Rudno),
- b). rzeka odcinkami płynie w rynnach polodowcowych, gdzie jest zasilana przez wody podziemne.

Znaczący wpływ na jakość wód zlewni rzeki Paklicy mają okresowe zrzuty wód ze stawów hodowlanych oraz zawiesin i substancji organicznych znoszonych ze zlewni rzeki, a ponadto – silnie zeutrofizowane wody jezior, np. Paklicka Wielkiego.

Szlak kajakowy Lubrza-Gościkowo, o długości ok. 15 km, rozpoczyna się w miejscowości Lubrza, w sąsiedztwie śluzy (fot. 1) zbudowanej przed II Wojną Światową, w ramach linii obronnej Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego

(obiekt MRU nr 709). Obiekt ten spiętrza wodę w rzece i pozwala na regulację poziomu wody powyżej śluzy.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań - opracowano według Mapy Hydrograficznej Polski - arkusze Lubrza, Łagów, Świebodzin, Międzyrzecz [Geomat Sp.z o.o. Poznań 2005]

Fig. 1. Location of the study area - Hydrographic Maps developed by Polish - Lubrza sheets, Łagów, Świebodzin Międzyrzecz [Geomat Ltd. Poznań 2005]



Fot. 1. Jaz – obiekt MRU nr 709 (fot. T. Pilczuk^{**})
Fig. 1. Jaz - MRU object No. 709 (phot. T. Pilczuk^{**})

Po przepłynięciu 4 km na północny-wschód, pokonywanych kanałami i zarośniętymi jeziorami (rozlewiskami) napotyka się jaz – obiekt MRU nr 712 (fot. 2).



*Fot. 2. Jaz – obiekt MRU nr 712 (fot. T. Pilczuk^{**})*
*Fig. 2. Jaz – MRU object No. 712 (phot. T. Pilczuk^{**})*

Trasa spływu omija go od strony południowej kanałem i zatoką umożliwiającą zwiedzenie obiektu. Następnie, po pokonaniu kolejnego odcinka, o długości około 4 km, w pobliżu ujścia rzeki do Jeziora Paklicko Wielkie (fot. 3) znajduje się kolejny jaz piętrzący (obiekt MRU nr 714).



*Fot. 3. Jaz – obiekt MRU nr 714 (fot. S. Skomoroko^{**})*
*Fig. 3. Jaz – MRU object No. 714 (phot. S. Skomoroko^{**})*

Po przepłynięciu ok. 2 km po jeziorze Paklicko Wielkie (fot. 4) trasa spływu przebiega korytem rzeki Paklicy, wśród powalonych drzew rezerwatu Dębowy Ostrów (fot. 5).



Fot. 4. Jezioro Paklicko Wielkie (fot. S. Skomoroko^{**})
Fig. 4. Lake Paklicko Wielkie (phot. S. Skomoroko^{**})



Fot. 5. Rezerwat Dębowy Ostrów (fot. T. Pilczuk^{**})
Fig. 5. Reserve Oak Ostrów (phot. T. Pilczuk^{**})

Spływ kończy się w pobliżu pocysterskiego klasztoru w Gościkowie, na lewym brzegu rzeki.

UWARUNKOWANIA PRAWNE OCENY STANU WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Ramowa Dyrektywa Wodna zakłada działania zmierzające do polepszenia stanu czystości wód i osiągnięcia dobrego stanu wód do 2015 r. W tym celu obliguje wszystkie państwa członkowskie do wprowadzenia ekologicznej oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych bazujących na trzech podstawowych kryteriach: biologicznym, fizyko-chemicznym i hydromorfologicznym [Adynkiewicz-Piragas 2006].

Obowiązek badania i oceny jakości wód powierzchniowych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska wynika z art. 155a ust. 2 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (tekst jedn. Dz.U. 2012 poz. 145 z późn. zm.).

Dla warunków hydromorfologicznych ustalono wartości dopuszczalne tylko dla I klasy [Ławniczak, Gebler 2011]. Dla elementów fizykochemicznych wyróżniono 5 grup (stan fizyczny, warunki tlenowe, charakterystyka zasolenia i zakwaszenia oraz warunki biogenne), dla których podano wartości dopuszczalne dotyczące 19 wskaźników klas I i II. Dla klas od III do V wartości granicznych nie ustalono [Czaban 2008, Maciejewski 2011].

WYNIKI OCENY STANU WÓD RZEKI PAKLICY

Zgodnie z „Planem gospodarowania wodami w dorzeczu Odry” (M.P. 2011 nr 40 poz. 451) rzeka Paklica (kod PLRW600025187889) została określona jako ciek naturalny łączący jeziora.

Wstępna ocena stanu ekologicznego wód rzeki Paklicy, wykonana przez WIOŚ w Zielonej Górze w latach 2009-2011 w punkcie kontrolno-pomiarowym zlokalizowanym w Międzyrzeczu (0+500 km od ujścia Paklicy do Obry) wykazała, że rzeka osiąga stan „poniżej stanu dobrego” (tab. 1).

Podczas dwóch spływów organizowanych przez pracowników oraz studentów Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, jakie miały miejsce 23.06.2012 r. oraz 13.06.2014 r., dokonano oceny jakości wód rzeki Paklicy (tab. 2). Miejsce badań znajdowało się w górnym biegu rzeki, w odległości ok. 30 km na południowy-zachód od punktu kontrolno-pomiarowego WIOŚ. Badania te przeprowadzono w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014 poz. 1482). Za podstawę przyjęto wskaźniki fizykochemiczne z grupy ogólnych elementów wspierających elementy biologiczne, w tym: warunki termiczne, temperaturę wody, warunki tlenowe; tlen rozpuszczony, BZT₅, ChZT-Mn, OWO, ChZT-Cr, zasolenie, przewodność w temp. 20°C, twardość ogólną, siarczany, chlorki, wapń, magnez, stan zakwaszenia – pH, zasadowość, warunki biogenne; azot amono-

wy, azot Kjeldahla, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny, fosforany. Łącznie, do ustalenia zakresów stanu ekologicznego przyjęto 18 wskaźników.

Tab. 1. Ocena stanu czystości jednolitych części wód rzeki Paklicy w latach 2009-2011 (wg WIOŚ w Zielonej Górze – www.zgora.pios.pl)

Tab. 1. Evaluation of the purity of the river water Paklica in 2009-2011 (WIOŚ Zielona Góra – www.zgora.pios.pl)

Rok	Klasa elementów hydromorfologicznych	Klasa elementów fizykochemicznych (grupa 3.1-3.5)	Stan Ekologiczny
2009	b.d.	poniżej stanu dobrego	poniżej stanu dobrego
2010	b.d.	poniżej stanu dobrego	poniżej stanu dobrego
2011	I	poniżej stanu dobrego	poniżej stanu dobrego

Tab. 2. Stan ekologiczny wód zlewni rzeki Paklicy w latach 2012-2014

Tab. 2. The ecological status of water catchment Paklicy in 2012-2014

Data badań	Stan ekologiczny wód wg wskaźnika określającego					
	stan fizyczny	warunki tlenowe	zasolenie	zakwaszenie	warunki biogenne	OGÓLNIE
2012	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego	bardzo dobry	dobry	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego
2013	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego	bardzo dobry	dobry	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego
2014	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego	bardzo dobry	dobry	bardzo dobry	poniżej stanu dobrego

Wyniki przeprowadzonych analiz wykazały znaczną zmienność poszczególnych grup wskaźników. W zakresie wskaźników określających stan fizyczny, zasolenie oraz warunki biogenne stan ekologiczny zbadanego odcinka rzeki Paklicy określono jako „bardzo dobry”. Nieco gorszy stan ekologiczny (określony jako „dobry”) stwierdzono w przypadku nadmiernego zakwaszenia. Natomiast dla warunków tlenowych, stan ekologiczny określono jako „poniżej

stanu dobrego”. Wynikowa ocena wskazuje, że stan ekologiczny zbadanej części wód jest „poniżej stanu dobrego”.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone badania wykazały, że eksploatacja szlaku kajakowego na rzece Paklicy nie wywiera negatywnego wpływu na stan ekologiczny wód rzeki. Przeciwnie, systematyczne prace polegające na utrzymaniu drożności szlaku powodują wzrost objętości i dynamiki przepływu, a w konsekwencji – poprawę stanu ekologicznego wód w zakresie niektórych grup wskaźników.

Znaczne przeobrażenia stosunków wodnych w zlewni rzeki Paklicy zostały dokonane w latach 30-tych ubiegłego wieku poprzez budowę obiektów militarnych i hydrotechnicznych Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego. Obecnie jakość wód w rzece Paklicy jest determinowana zrzutami ścieków, niewłaściwą gospodarką wodno-melioracyjną oraz budowaniem licznych stawów hodowlanych dla ryb.

Warunkiem niezbędnym do poprawy jakości wód powierzchniowych jest skuteczne porządkowanie gospodarki wodno-ściekowej. Ścieki muszą trafiać do oczyszczalni zapewniających wysoką redukcję zanieczyszczeń. Dobrym przykładem jest tutaj oczyszczalnia ścieków w Lubrzy. Modernizacja obiektu dokonana w 2012 r. przyczyniła się do wzrostu przepustowości z 321 m³/d do 480 m³/d i ograniczenia ładunku zanieczyszczeń doprowadzanych do wód rzeki Paklicy do poziomu umożliwiającego ich właściwą ochronę jakościową.

LITERATURA

1. ADYNKIEWICZ-PIRAGAS M., 2006. Hydromorfologiczna ocena cieków wodnych w krajach Unii Europejskiej jako element wspierający ocenę ekologicznego stanu rzek zgodnie z wymogami ramowej dyrektywy wodnej. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich. Nr 3/2006, Polska Akademia Nauk, Kraków.
2. CZABAN S., 2008. Klasyfikacja jakości wód powierzchniowych w Polsce. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich. Nr 9/2008, Polska Akademia Nauk, Kraków.
3. Informacja o stanie środowiska w powiecie świebodzińskim na tle wyników badań Państwowego Monitoringu Środowiska województwa lubuskiego z 2009 r. WIOŚ w Zielonej Górze 2010.
4. Informacja o stanie środowiska w powiecie świebodzińskim na tle wyników badań Państwowego Monitoringu Środowiska województwa lubuskiego z 2010 r. WIOŚ w Zielonej Górze 2011.

5. Informacja o stanie środowiska w powiecie świebodzińskim na tle wyników badań Państwowego Monitoringu Środowiska województwa lubuskiego z 2011 r. WIOŚ w Zielonej Górze 2012.
6. ŁAWNICZAK A.E., GEBLER D., 2011. Wspierające elementy hydromorfologiczne, [w:] Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Soszka H. (red.), Wyd. Instytutu Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn.
7. MACIEJEWSKI M. i in., 2004. Ustalenie warunków referencyjnych odpowiednich dla typów wód powierzchniowych, zgodnie z wymaganiami zał. II do Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Opracowanie IMGW, IOŚ i IM. Warszawa.
8. MAPA HYDROGRAFICZNA POLSKI - arkusze Lubrza, Łagów, Świebodziń, Międzyrzecz, 2005. Geomat Sp.z o.o. Poznań
9. NACHLIK E. i in., 2004. Identyfikacja i ocena antropogenicznych oddziaływań na wody i ich skutków wraz ze wskazaniem części wód zagrożonych nieosiągnięciem celów środowiskowych określonych prawem. Metodyka realizacji. PK, Kraków.
10. Plan gospodarowania wodami w dorzeczu Odry (M.P. 2011 nr 40 poz. 451).
11. Ramowa Dyrektywa Wodna, 2000/60/WE, (Dz.U. L nr 327 z dnia 23.12.2000).
12. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2014 poz. 1482).
13. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2013 poz. 1323 z późn. zm.).
14. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne (tekst jedn. Dz.U. 2012 nr 0 poz. 145 z późn. zm.).
15. <http://www.kzgw.gov.pl/pl/Rastrowa-Mapa-Podzialu-Hydrograficznego-Polski.html>
16. Ziętkowiak Z., 2002 – Mapa hydrograficzna Polski w skali 1: 50 000 - arkusz Łagów, arkusz M-33-127-D. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa.
17. Ziętkowiak Z., 2002 – Mapa hydrograficzna Polski w skali 1: 50 000 - arkusz Lubrza, arkusz M-33-139-B. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa.
18. Ziętkowiak Z., 2002 – Mapa hydrograficzna Polski w skali 1: 50 000 - arkusz Międzyrzecz, arkusz M-33-128-C. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa.

-
19. Ziętkowiak Z., 2002 – Mapa hydrograficzna Polski w skali 1: 50 000 - arkusz Świebodzin, arkusz M-33-140-D. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa.

IMPACT OF WATER TOURISM ON ECOLOGICAL STATE OF THE RIVER'S WATER PAKLICA

S u m m a r y

Primary environment's problem comes off water tourism is loss nature, accompany in means inevitable build, development and exploitation water's tracks. In the job was discussed the impact of using canoe trail on ecological state of the river's water Paklica (Province Lubuskie). Researches made by authors display, that water tourism don't have to mean negative effect on ecological state of rivers.

Keywords: ecological state, surface water, water tourism

**EWA OGIOŁDA*, IRENEUSZ NOWOGOŃSKI*,
RENATA KLONOWSKA****

CHARAKTERYSTYKA ZUŻYCIA WODY W SYSTEMACH WODOCIĄGOWYCH „TURÓW” I „SERBY” W GMINIE GŁOGÓW

Streszczenie

Wielkość i nierównomierność zużycia wody charakteryzują systemy zaopatrzenia w wodę. Na podstawie pomiarów z 10 lat eksploatacji dwóch systemów oszacowane zostały wartości wskaźników jednostkowego średniego zużycia, współczynników nierównomierności godzinowej i dobowej, a sformułowane wnioski, dotyczące wielkości i nierównomierności zużycia w czasie, porównano z wytycznymi i innymi analizowanymi systemami.

Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, zapotrzebowanie na wodę, zużycie wody

WSTĘP

Jednym z podstawowych zadań systemów zaopatrzenia w wodę jest dostarczenie odbiorcom wody w niezbędnej ilości – charakterystyczne wartości zapotrzebowania na wodę są podstawą wymiarowania poszczególnych elementów systemu. Analiza zużycia wody pokazuje, w jakim stopniu wartości prognozy styczne znajdują odzwierciedlenie w rzeczywistości, a rozbieżności między nimi rzutują na przebieg prawidłowej eksploatacji i niezawodność wodociągu. Na przestrzeni lat obserwuje się w kraju tendencję spadkową zużycia wody związaną przede wszystkim ze zmianą rozliczeń za pobór wody, z opłaty ryczałtowej na odczyty wodomierzowe. Indywidualny monitoring ilości zużywanej wody w gospodarstwach domowych spowodował spadek zużycia średnio

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska

** Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, absolwentka kierunku inżynieria Środowiska

w granicach 15-25% [Pawęska i in. 2013]. Spadek jednostkowego zużycia wody w warunkach polskich przedstawiono w tabeli 1. Na terenie województwa dolnośląskiego w 2006 oszacowano w miastach jednostkowe zużycie wody równe ok. $100 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, na terenach wiejskich – $64 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ [Kuczyński i Żuchowicki 2010].

Tab. 1. Jednostkowe zużycie wody w gospodarstwach domowych w latach 1980-2004 [Kuczyński i Żuchowicki 2010]

Tab. 1. Water consumption rate of households from 1980 to 2004 [Kuczyński and Żuchowicki 2010]

Rok	1980	1990	1992	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2004
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
$\text{dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	267	209	197	188	168	158	149	144	131	113

Pomiary z kilku lat umożliwiają obliczenie wartości charakterystycznych, na przykład wskaźnika jednostkowego zapotrzebowania na wodę, czy współczynników nierównomierności – daje to podstawę do porównania poszczególnych systemów [Mikołajczyk 2012; Ogiółda, Kozaczek 2013] i sformułowania wniosków dotyczących przyczyn rozbieżności parametrów układów projektowanych i eksploatowanych [Bergel i in., 2007; Żuchowicki i Kuczyński 2009; Bajer i Iwanejko 2014].

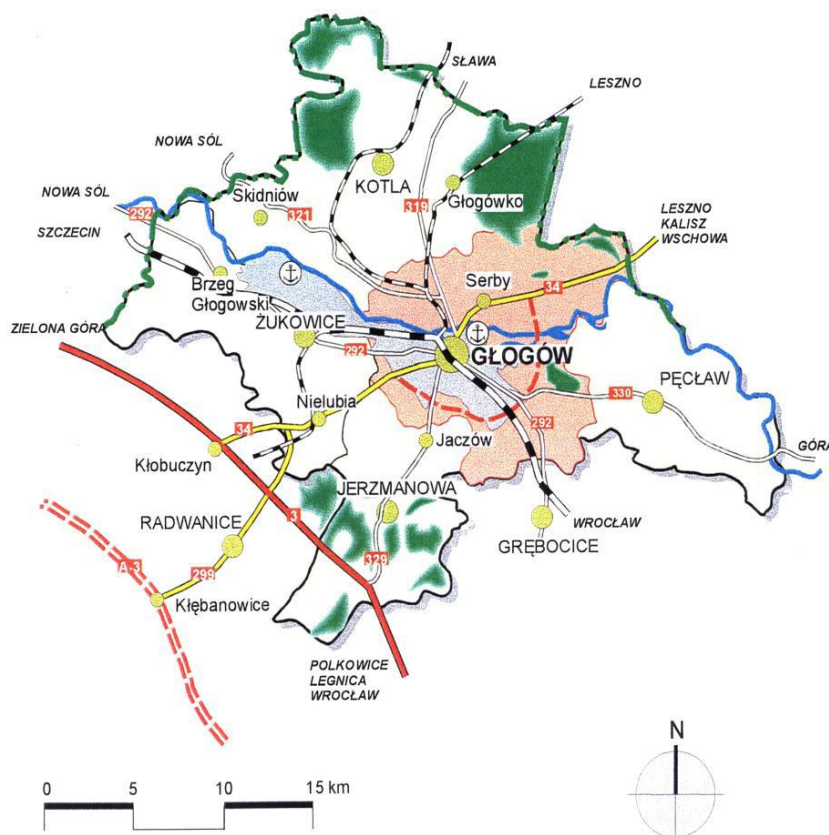
CHARAKTERYSTYKA SYSTEMÓW WODOCIĄGOWYCH „TURÓW” I „SERBY”

Gmina Głogów położona jest w północnej części województwa dolnośląskiego, jej powierzchnia wynosi około $84,3 \text{ km}^2$. Sąsiaduje z gminami: Kotła (od północy), Jerzmanowa i Grębocice (od południa), Pęcław i Szlichtyngowa (od wschodu) i Żukowice (od zachodu) (rys. 1).

Na obszarze gminy Głogów funkcjonują 4 systemy zaopatrzenia w wodę: „Turów”, „Serby”, „Borek” i „Wilków”.

System wodociągowy „Turów” jest najmniejszym w gminie systemem, zaopatrującym w wodę mieszkańców jednej wsi. Woda pobierana jest z ujęcia, które tworzą dwie studnie, jednokomorowy zbiornik wyrównawczy o pojemności 50 m^3 , sieć wodociągowa ma układ otwarty rozgałęziony, rurociągi o średnicy $\phi 90$ wykonane są z PVC.

System wodociągowy „Serby” zaopatruje mieszkańców wsi: Grodziec Mały, Szczyglice, Ruszowice i Serby. Ujęcie wody składa się z 18 studni. Sieć wodociągowa ma układ mieszany z przewagą pierścieniowego, łączna długość sieci wynosi 18400 m , zakres średnic to $\phi 90$ - 225 . Rurociągi wykonane są w 90% z PVC, a pozostałe z PE.



Rys. 1. Lokalizacja gminy Głogów [www.ugglogow.com.pl]
 Fig. 1. Localisation of Glogow commune [www.ugglogow.com.pl]

Woda w omawianych systemach jest wykorzystywana dla potrzeb gospodarstw domowych i gospodarstw rolnych.

METODYKA BADAŃ

W oparciu o dane z 10 lat eksploatacji dwóch systemów wodociągowych przeprowadzono analizę zmienności w czasie i obliczenia wartości charakteryzujących zużycie wody. W celu przeprowadzenia analizy wykonano zestawienie liczby mieszkańców, ustalono wielkości zużycia wody, określono jednostkowe wskaźniki zużycia wody, obliczono współczynniki nierównomierności.

Jednostkowe wskaźniki zużycia wody obliczono na podstawie formuły [Szpindor 1992]:

$$q_j = \frac{Q_{d\ sr}}{M} \quad (1)$$

Do obliczenia współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej zastosowano następujące wzory:

$$N_d = \frac{Q_{d\ max}}{Q_{d\ sr}} \quad (2)$$

$$N_h = \frac{Q_{h\ max}}{Q_{h\ sr}} \quad (3)$$

gdzie: q_j – jednostkowy wskaźnik zapotrzebowania na wodę, $\text{dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \text{d}^{-1}$,

M – liczba mieszkańców,

$Q_{d\ sr}$ – średnie dobowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,

$Q_{d\ max}$ – maksymalne dobowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,

$Q_{h\ sr}$ – średnie godzinowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

$Q_{h\ max}$ – maksymalne godzinowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

N_d – współczynnik nierównomierności dobowej,

N_h – współczynnik nierównomierności godzinowej.

ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Analizę zużycia wody w systemach wodociągowych „Turów” i „Serby” przeprowadzono dla danych z lat 2000-2009 uzyskanych z Referatu Obsługi Sieci Wodno-Kanalizacyjnych Urzędu Gminy w Głogowie.

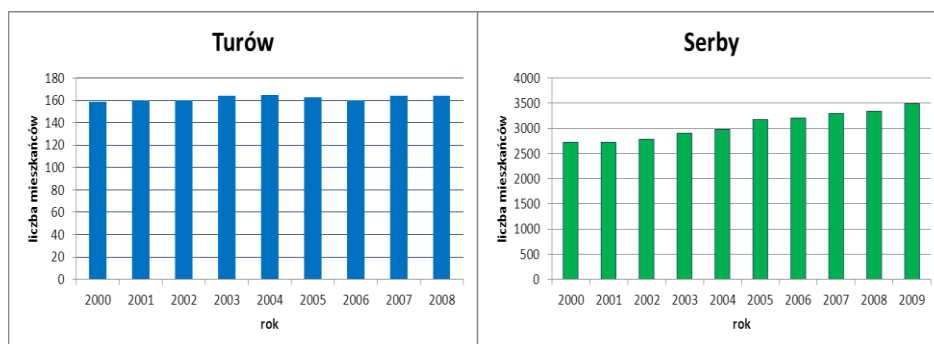
Zestawienie liczby mieszkańców, będących odbiorcami wody w poszczególnych systemach wodociągowych, wykonano na podstawie danych z dnia 31 grudnia poszczególnych lat (rys. 2).

Widoczna jest duża dysproporcja pomiędzy liczbą odbiorców wody w obu systemach. W przypadku systemu „Serby” w badanym okresie następował stały wzrost liczby mieszkańców. Średnia liczba mieszkańców w gospodarstwie domowym w systemie „Turów” wahała się od 4,3-4,6, a w systemie „Serby” kształtowała się na poziomie 3,5-4,0.

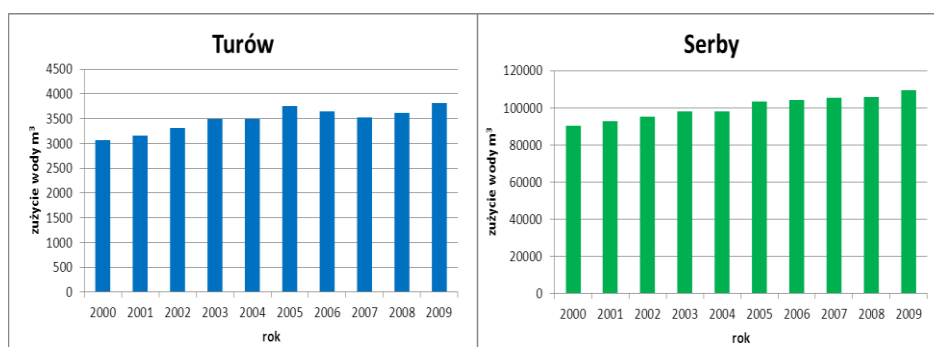
Kolejnym etapem analizy było zestawienie na podstawie danych eksploatacyjnych wielkości rocznego zużycia wody w każdym z systemów (rys. 3).

Następnie korzystając z danych dotyczących wielkości zużycia wody i liczby mieszkańców w latach 2000-2009 przy pomocy wzoru (1) wykonano obliczenia jednostkowych wskaźników zużycia wody w obu systemach wodociągowych w poszczególnych latach. Uzyskane wyniki przedstawiono na rysunku 4.

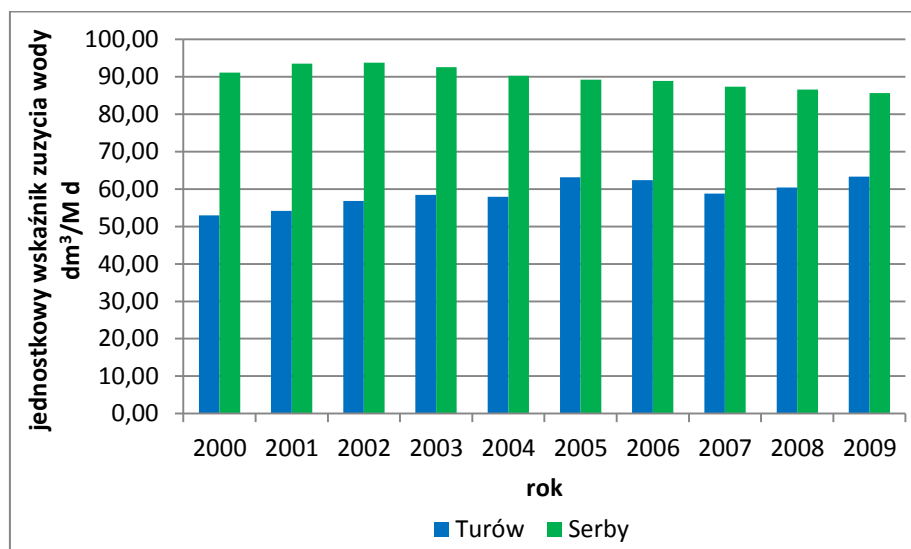
Wartości średnie jednostkowego wskaźnika zużycia wody to odpowiednio: w systemie „Turów” $q = 58,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a w systemie „Serby” $q = 89,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.



Rys. 2. Zmienność liczby mieszkańców - odbiorców wody w systemach wodociągowych „Turów” i „Serby”
Fig. 2. Number of inhabitants - water consumers in water supply systems „Turów” and „Serby”



Rys. 3. Roczne zużycie wody w systemach „Turów” i „Serby”
Fig. 3. Annual water consumption in systems „Turów” and „Serby”



Rys. 4. Zmienność jednostkowego wskaźnika zużycia wody w systemach wodociągowych „Turów” i „Serby”

Fig. 4. Unit water consumption coefficients in systems „Turów” and „Serby”

Wartości współczynników nierównomierności godzinowej obliczono korzystając ze wzorów (2) i (3) na podstawie danych eksploatacyjnych dotyczących zużycia godzinowego i dobowego, a wartości średnie z okresu analizy zamieszczono w tabeli 2.

Tab. 2. Godzinowe i dobowe zużycie wody oraz współczynniki nierównomierności w poszczególnych systemach

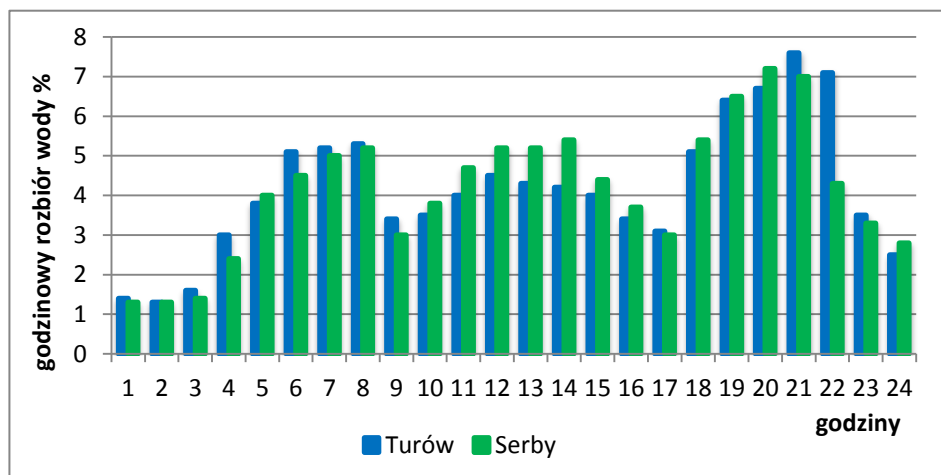
Tab. 2. Hourly and daily water consumption and irregularity coefficients in both systems

System wodociągowy	Q_{hmax}	$Q_{h\bar{s}r}$	N_h	Q_{dmax}	$Q_{d\bar{s}r}$	N_d
	$m^3 \cdot h^{-1}$	$m^3 \cdot h^{-1}$		$m^3 \cdot d^{-1}$	$m^3 \cdot d^{-1}$	
„Turów”	7,20	4,00	1,80	124,58	73,28	1,70
„Serby”	30,90	17,90	1,73	485,92	347,09	1,40

Zmienność zużycia wody następuje w różnych przedziałach czasowych. Na wstępie pokazano średnie z okresu analizy wartości procentowe zużycia wody w kolejnych godzinach doby (rys. 5).

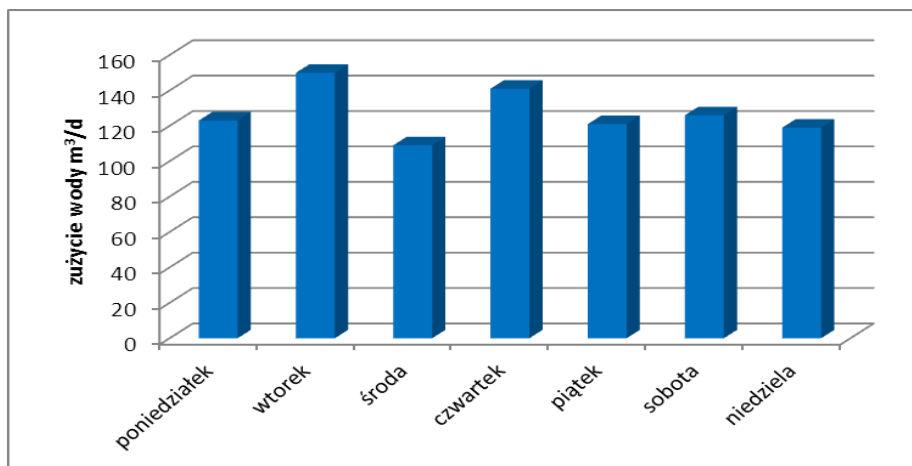
Z przedstawionego wykresu wynika, że nierównomierność zużycia wody w ciągu doby w obu systemach kształtuje się podobnie – widoczne są trzy szczyty: poranny, południowy i wieczorny, co jest typowe dla systemów zaopa-

trujących jednostki osadnicze, w których następuje zużycie wody dla celów gospodarstw wiejskich.



Rys. 5. Rozkład godzinowy zużycia wody w systemach „Turów” i „Serby”
 Fig. 5. Hour timetable of water consumption in systems „Turów” and „Serby”

Zużycie wody zmienia się także w obrębie tygodnia (rys. 6). Dla systemu „Serby” charakterystyczny jest wzrost rozbioru wody we wtorki i czwartki – są to dni poprzedzające targi warzywno-owocowe. Najniższe wartości zmierzone zaś zostały w środy.



Rys. 6. Zużycie wody w poszczególnych dniach tygodnia
 w systemie wodociągowym „Serby”
 Fig. 6. Water consumption in days of the week in system “Serby”

WNIOSKI

Analiza wielkości i zmienności zużycia wody przeprowadzona została dla dwóch systemów wodociągowych „Turów” i „Serby” na podstawie danych z lat 2000-2009.

Korzystając z danych obliczono wartości charakteryzujące zużycie wody. Wartości jednostkowych średnich wskaźników zużycia wody kształtują się następująco: w systemie „Turów” $q = 58,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, w systemie „Serby” $q = 89,9 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. W porównaniu do średnich wartości zaobserwowanych w 2006 roku w województwie dolnośląskim [Kuczyński i Żuchowicki 2010], system „Turów” nie odbiega znacząco od wartości oszacowanej na terenach wiejskich. W przypadku systemu „Serby” jednostkowy średni wskaźnik zużycia wody zbliżony jest do wartości typowej dla miast województwa dolnośląskiego. W pozostałych systemach gminy Głogów („Borek” i Wilków”) wartości wskaźników jednostkowych przyjmowały wartości mieszczące się w tym zakresie [Ogiółda i Kozaczek 2013]. We wszystkich przypadkach wartości są niższe niż podawane w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury, a w przypadku najmniejszego z systemów - bliskie wartościom uważanym za graniczne do utrzymania odpowiedniego poziomu życia mieszkańców. Wartości te są jednak wyższe [Bugajski i Kaczor 2007] lub zbliżone [Kuczyński i Żuchowicki 2010] do podawanych w literaturze dla wodociągów wiejskich.

Wykonane zestawienie potwierdziło występowanie cyklu tygodniowego zużycia wody, w którym najwyższe wartości zużycia występują we wtorki i czwartki, a najniższe w środy.

Analizie poddano także zmienność zużycia w ciągu doby – charakterystyczne są trzy szczyty poboru wody: poranny, południowy i wieczorny, choć widoczne są różne stopnie nierównomierności.

Obliczone wartości godzinowych i dobowych współczynników nierównomierności zużycia wody dla systemów w gminie Głogów mieszczą się w zakresach podawanych przez Wytyczne.

LITERATURA

1. BAJER J.; IWANEJKO R.; 2014. Dynamika zmian jednostkowego zużycia wody w wybranych miastach Polski południowej. Instal – teoria i praktyka w instalacjach nr 4, 64-68.
2. BERGEL, T.; KACZOR, G.; 2007. Wielkość i nierównomierność poboru wody przez pojedyncze gospodarstwa wiejskie. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich nr 1, 125-136.

3. BUGAJSKI P.; KACZOR G.; 2007. Struktura zużycia wody przez użytkowników wodociągu w gminie Drwinia. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* nr 2, 81-88.
4. MIKOŁAJCZYK, M.; 2012. Analiza jednostkowych wskaźników zużycia wody w gospodarstwach domowych w warunkach miejskich i wiejskich. *Instal – teoria i praktyka w instalacjach* nr 2, 47-49.
5. OGIOŁDA, E.; KOZACZEK, M.; 2013. Charakterystyka zużycia wody w systemach wodociągowych „Wilków” i „Borek” w gminie Głogów. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Seria: Inżynieria Środowiska* nr 32, 69-77.
6. PAWĘSKA, K.; BAWIEC, A.; WŁODEK, S.; SMAGA, E.; 2013. Wstępna analiza średniego zużycia wody w jednorodzinnych gospodarstwach domowych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, nr 1/IV/2013, s. 171-179.
7. SZPINDOR, A.; 1992. *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Arkady, Warszawa.
8. ŻUCHOWICKI, A.; KUCZYŃSKI, W.; 2009. Analiza porównawcza zmian w rozbiorach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców. *Środkowo – Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*. Tom 11, 781-786.
9. ŻUCHOWICKI, A.; KUCZYŃSKI, W.; 2010. Ocena aktualnej sytuacji w zaopatrzeniu w wodę w Polsce na tle sytuacji w świecie. *Środkowo – Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*. Tom 12, 419-465.
10. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dn. 14.01.2002r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz. U. z dn. 31.01.2002r.)
11. Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Warszawa 1991.

CHARACTERISTICS OF WATER CONSUMPTION IN WATER SUPPLY SYSTEMS “TURÓW” AND “SERBY” IN GŁOGÓW COMMUNE

S u m m a r y

Water consumption and its irregularity is an important parameter characterizing water supply system. On the base of values measured during 10 years exploitation in 2 systems water consumption rate and water consumption hour and day irregularity coefficients were calculated and compared with literature and other results.

Key words: water supply system, water demand, water consumption

**EWA OGIOŁDA*, IRENEUSZ NOWOGOŃSKI*,
DARIUSZ KLONOWSKI****

**SYSTEM ZAOPATRZENIA W WODĘ MIASTA
BYTOM ODRZAŃSKI**

S t r e s z c z e n i e

W artykule przedstawiono charakterystykę systemu zaopatrzenia w wodę w Bytomiu Odrzańskim, który został zaprojektowany jako grawitacyjny, a następnie zmodernizowany i obecnie zasilany jest przez pompownię. Przy użyciu programu EPANET opracowano model symulacyjny, który umożliwił obliczenia parametrów systemu dla różnych wariantów zasilania i rozbiórów wody. Uzyskane wyniki były podstawą do sformułowania wniosków dotyczących eksploatacji.

Słowa kluczowe: zużycie wody, obliczenia hydrauliczne, system zaopatrzenia w wodę

WSTĘP

Podstawowe zadanie systemów wodociągowych to dostarczanie odbiorcom wody w wystarczającej ilości, spełniającej wymogi jakościowe i pod odpowiednim ciśnieniem. Projektowane są przy założeniu ich wieloletniej eksploatacji, podczas której następują zmiany dotyczące zarówno zużycia wody, jak i parametrów hydraulicznych. Istnieją narzędzia umożliwiające analizowanie układów projektowanych, eksploatowanych i modernizowanych [Kotowski i in. 2010; Nowogoński i Kuczyński 2011; Sowiński i Srogosz 2011; Trębicka 2011; Ogiółda i Dębicki 2014; Ogiółda i Hałupka 2014].

Model symulacyjny opracowano dla istniejącego w Bytomiu Odrzańskim systemu, a wyniki przeprowadzonych obliczeń pozwoliły na ocenę skuteczności wprowadzonych zmian modernizacyjnych.

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, absolwent kierunku Inżynieria Środowiska

SYSTEM ZAOPATRZENIA W WODĘ W BYTOMIU ODRZAŃSKIM

Bytom Odrzański jest miastem leżącym w województwie lubuskim, w powiecie nowosolskim, nad rzeką Odrą. Miasto zajmuje powierzchnię ok. 10 km², zamieszkuje je 4480 osób. W centrum miasta dominuje zabudowa zabytkowa z XVIII i XIX wieku, zaś obrzeża miasta zajmuje zabudowa jednorodzinna. W latach siedemdziesiątych XX w. na terenie miasta powstało kilka budynków wielorodzinnych, czterokondygnacyjnych.

Sieć wodociągowa w Bytomiu Odrzańskim zasilana jest z dwóch studni głębinowych, zlokalizowanych w miejscowości Wierzbica, z których każda ma maksymalną wydajność 90 m³·h⁻¹. Studnie pracują naprzemiennie, a w czasie występowania większych rozborów wody – równocześnie. W stacji uzdatniania usuwana jest nadmierna zawartość żelaza i manganu, woda przepływa m.in. przez trzy filtry ciśnieniowe do dwóch zbiorników o łącznej pojemności 500 m³.

Sieć wodociągowa Bytomia Odrzańskiego tworzy układ mieszany, którego podstawą jest 8 obwodów zamkniętych. Ze stacji uzdatniania woda przepływa rurociągiem tranzytowym $\phi 300$, a następnie dwoma rozprowadzającymi $\phi 200$.

Tab. 1. Średnice i długości odcinków sieci wodociągowej

Tab. 1. Diameters and lengths of water supply network

Średnica [mm]	$\phi 80$	$\phi 100$	$\phi 150$	$\phi 200$	$\phi 300$
Długość [m]	300	4670	1070	2940	650

Znaczna część rurociągów wybudowana była w okresie przedwojennym, dlatego w latach 2000-2010 wymieniono ok. 60% przewodów żeliwnych na rurociągi z PVC.

Rzędne terenu na obszarze miasta zróżnicowane są od 69 do 102 m n.p.m. – wobec tego zaprojektowano system grawitacyjny. Doświadczenia eksploatacyjne były podstawą zmiany sposobu zasilania – została zaprojektowana i zrealizowana pompownia II stopnia, w której zainstalowano trzy pompy typu PJM 200 produkcji Leszczyńskiej Fabryki Pomp.

METODYKA BADAŃ

Do przygotowania modelu symulacyjnego systemu zaopatrzenia w wodę Bytomia Odrzańskiego użyto programu EPANET opracowanego przez Dział Zaopatrzenia w Wodę i Gospodarki Wodnej Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska. EPANET ma szerokie zastosowanie przy ocenie systemów wodociągowych. Umożliwia analizowanie dowolnie dużej i skomplikowanej sieci,

zarówno pod względem parametrów hydraulicznych, jak i jakości wody [Rossman 2000].

Danymi wejściowym do obliczeń hydraulicznych w programie EPANET są:

- schemat obliczeniowy (graf) sieci wodociągowej,
- dla poszczególnych odcinków sieci: długości, średnice oraz chropowatości,
- dla poszczególnych węzłów: wielkości rozbioru wody oraz rzędne osi rurociągu,
- współrzędne charakterystyk pomp,
- rzędne zwierciadła wody w zbiornikach.

Wyniki obliczeń to:

- w poszczególnych odcinkach rurociągów: natężenie i prędkość przepływu, spadek hydrauliczny,
- w węzłach sieci: rzędne ciśnienia.

Prezentacja wyników odbywa się w formie tabelarycznej i graficznej (grafy sieci, profile, warstwyce).

Obliczenia spadku ciśnienia wykonywane są przy użyciu jednej z formuł: Hazena-Williamsa, Chezy-Manninga lub Darcy-Weisbacha [Rossman 2000]. Do dalszych analiz wybrano wzór Darcy-Weisbacha [Mielcarzewicz 2000]:

$$\Delta h_l = \lambda \frac{v^2}{2g} \cdot \frac{l}{d}$$

gdzie: Δh_l - straty ciśnienia na długości przewodu, m;

λ - współczynnik liniowych oporów tarcia;

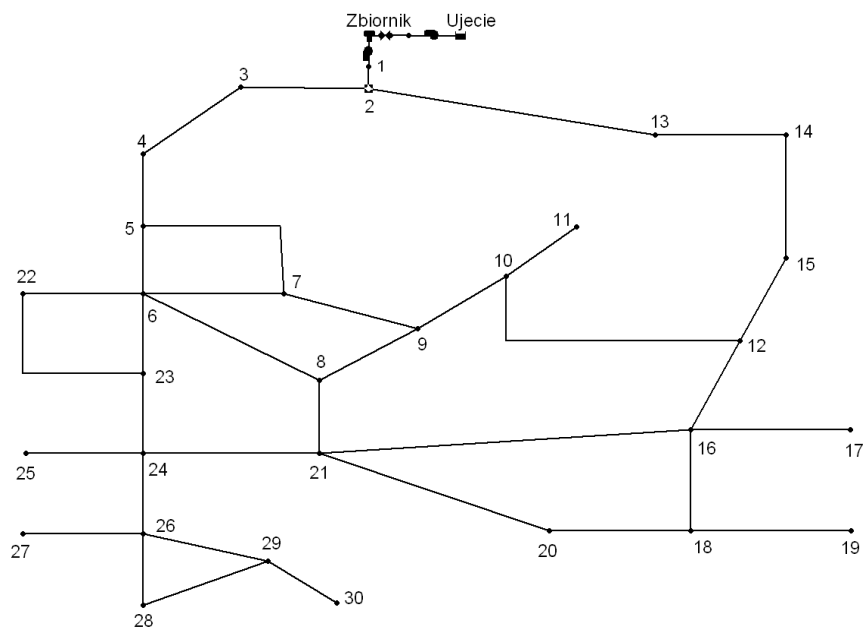
v - średnia prędkości przepływu wody, $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$;

g - przyspieszenie ziemskie, $\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$;

l - długość przewodu, m;

d - średnica wewnętrzna przewodu, m.

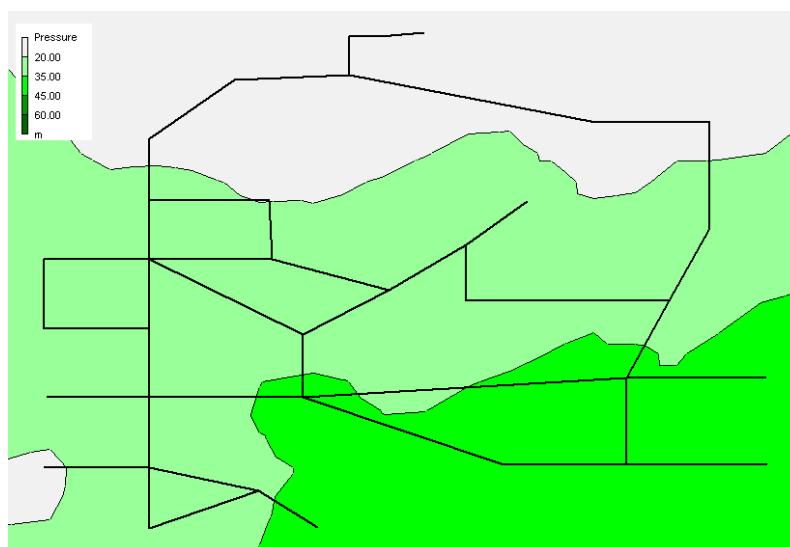
Model symulacyjny sieci wodociągowej dla Bytomia Odrzańskiego składa się z 29 węzłów i 38 odcinków, zbiornika i pomp. Wartości chropowatości rurociągów przyjęto następująco: dla starych odcinków sieci $k = 1,5 \text{ mm}$, dla nowych $k = 0,4 \text{ mm}$. Graf układu grawitacyjnego zamieszczono na rysunku 1, a układu pompowego na rysunku 2.



Rys.2. Graf systemu pompowego w Bytomiu Odrzańskim
 Fig. 2. Graph of pump water supply system in Bytom Odrzański

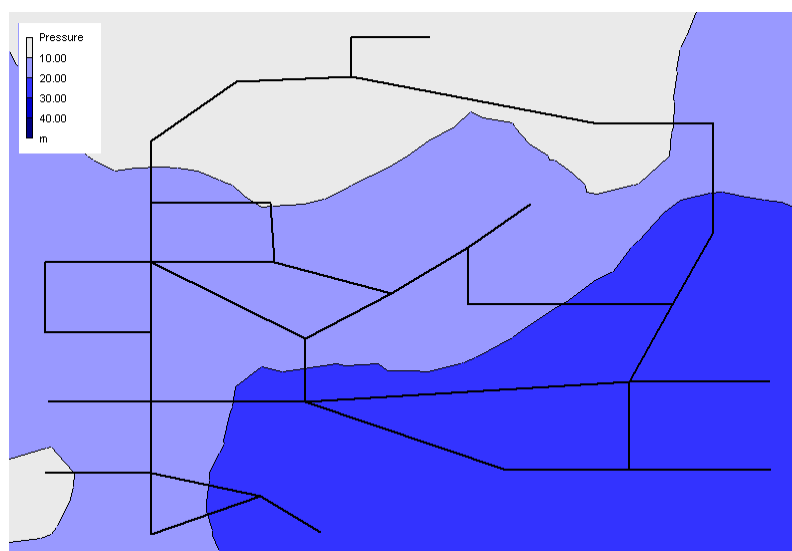
Tab. 1. Zakresy ciśnienia wody w systemie wodociągowym
 Tab. 1 Ranges of pressure in water supply system

Wariant zasilania systemu	Wariant rozbioru wody	Zakresy ciśnienia [m]
grawitacyjny	minimalny	7,88-39,67
	maksymalny	0,53-28,23
pompowy	minimalny	31,77-65,45
	maksymalny	12,18-44,17
	maksymalny z pożarem	3,08-35,07



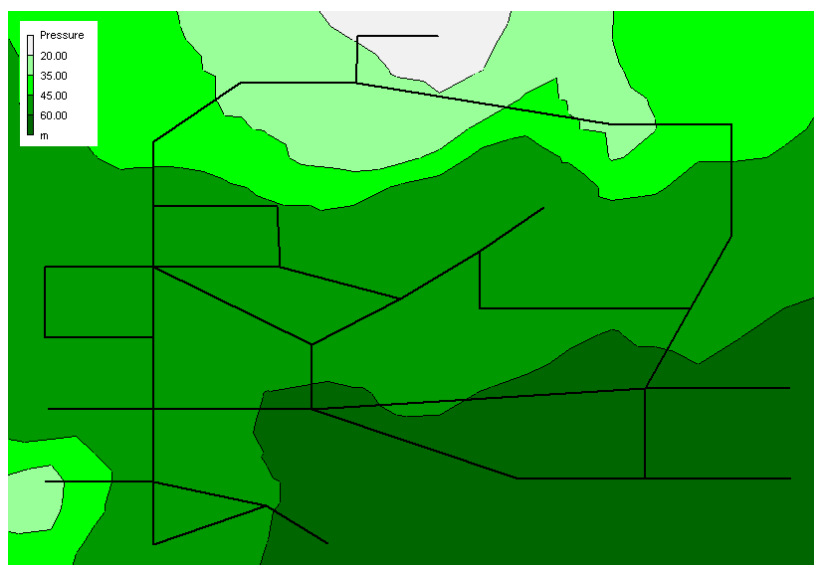
Rys. 3. Warstwie wysokości ciśnienia w systemie wodociągowym grawitacyjnym podczas rozbioru minimalnego

Fig. 3. Contour plot of pressure in gravitational water supply system during minimum demand



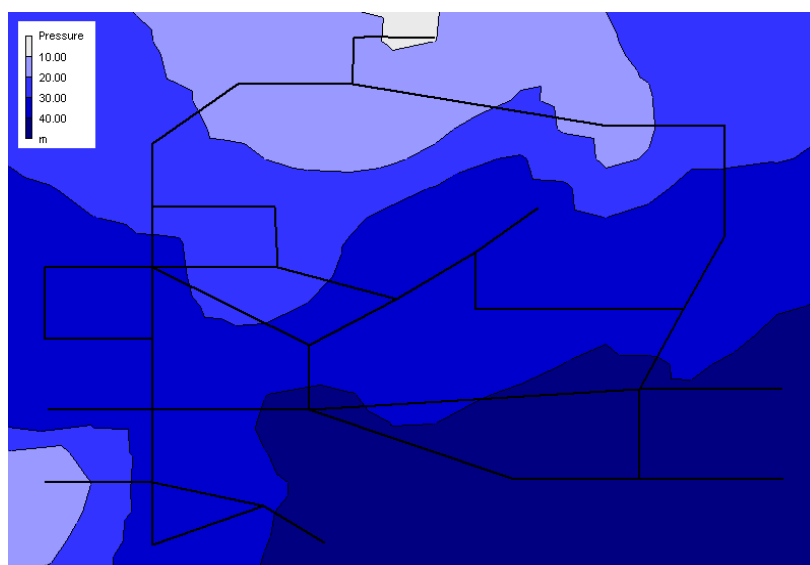
Rys. 4. Warstwie wysokości ciśnienia w systemie wodociągowym grawitacyjnym podczas rozbioru maksymalnego

Fig. 4. Contour plot of pressure in gravitational system during maximum demand



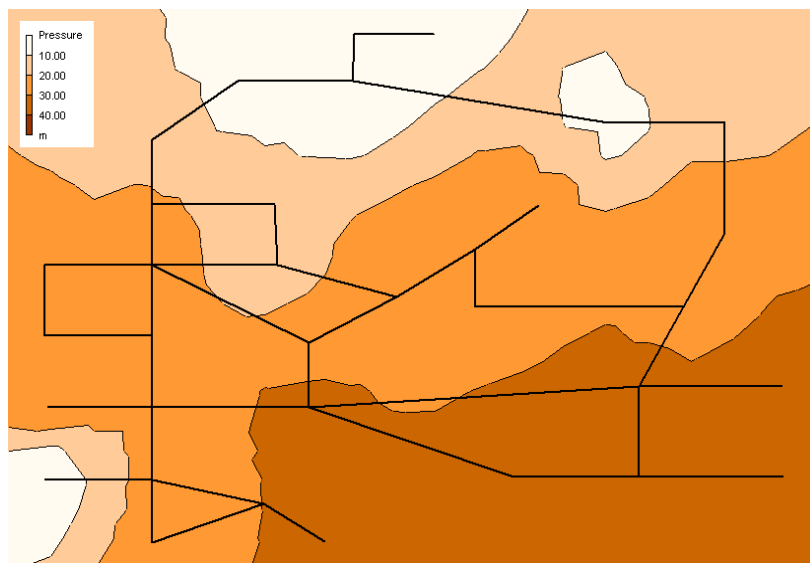
Rys. 5. Warstwie wysokości ciśnienia w systemie wodociągowym pompowym podczas rozbioru minimalnego

Fig. 5. Contour plot of pressure in pump water supply system during minimum demand



Rys. 6. Warstwie wysokości ciśnienia w systemie wodociągowym pompowym podczas rozbioru maksymalnego

Fig. 6. Contour plot of pressure in pump system during maximum demand



Rys.7. Warstwyce wysokości ciśnienia w systemie wodociągowym pompowym podczas rozbioru maksymalnego z pożarem

Fig.7. Contour plot of pressure in pump system during fire demand

W analizie zakresów wysokości ciśnienia systemu zasilanego grawitacyjnie wykazano wartości, przy których czerpanie wody przez odbiorców jest niemożliwe, a szczególnie widoczne jest to w przypadku wariantu rozbioru maksymalnego z pożarem. Po modernizacji systemu i podłączeniu pompowni, ciśnienia w części sieci podczas rozbioru minimalnego okazały się zbyt wysokie, a uzyskane wyniki obliczeń symulacyjnych znalazły potwierdzenie w doświadczeniach eksploatacyjnych.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W artykule przedstawiono charakterystykę systemu wodociągowego w Bytomiu Odrzańskim w województwie lubuskim. Sieć charakteryzuje się układem mieszanym, co jest korzystne z punktu widzenia niezawodności dostawy wody. Z uwagi na sprzyjające ukształtowanie terenu system zaprojektowany został jako grawitacyjny, a po doświadczeniach eksploatacyjnych zmodernizowany na zasilany przez pompy.

Przy pomocy programu EPANET opracowano model hydrauliczny, który umożliwił wykonanie obliczeń symulacyjnych parametrów systemu zasilanego grawitacyjnie i pompowego dla różnych wartości rozbiorów wody. Wyniki obliczeń potwierdziły problemy związane ze zbyt niskimi wartościami ciśnienia

w części miasta przy zasilaniu grawitacyjnym. Zastosowanie pomp skutkuje jednak zbyt wysokim ciśnieniem w godzinach rozbioru minimalnego, ale w warunkach rozbioru maksymalnego z pożarem nie zapewnia ciśnienia na odpowiednim poziomie. Ze względu na to, że niedobory ciśnienia dotyczą niewielkiej części zabudowy i odbiorców, przy uwzględnieniu aspektów ekonomicznych, zasadne wydaje się rozważenie lokalnego podwyższania ciśnienia w poszczególnych budynkach.

Opracowany model symulacyjny jest podstawą do dalszych analiz innych parametrów systemu eksploatowanego i modernizowanego.

LITERATURA

1. KOTOWSKI, A.; PAWLAK, A.; WÓJTOWICZ, P.; 2010. Modelowanie miejskiego systemu zaopatrzenia w wodę na przykładzie osiedla mieszkaniowego Baranówka w Rzeszowie. *Ochrona Środowiska* vol. 32 nr 2, s. 43-48.
2. MIELCARZEWICZ, E.; 2000. Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę. Arkady, Warszawa.
3. NOWOGOŃSKI, I.; KUCZYŃSKI, D.; 2011. Weryfikacja rozwiązań eksploatacyjnych istniejącej sieci wodociągowej miasta i gminy Cybinka przy wykorzystaniu modelu hydraulicznego. *Instal – teoria i praktyka w instalacjach* nr 1, s. 52-55.
4. OGIOŁDA, E.; DĘBICKI, B.; 2014. Analiza warunków pracy zmodernizowanego systemu zaopatrzenia w wodę w Nowej Soli woj. lubuskie. *Instal – teoria i praktyka w instalacjach* nr 5, s. 32-34.
5. OGIOŁDA, E.; HAŁUPKA, D.; 2014. Charakterystyka systemu zaopatrzenia w wodę wsi Boszkowo województwo wielkopolskie. *Rynek Instalacyjny* nr 6, s. 73-75.
6. ROSSMANN, L.; 2000. EPANET 2, Users Manual. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268.
7. SOWIŃSKI, J.; SROGOSZ, M.; 2011. Analiza skutków łączenia lokalnych sieci wodociągowych. *Inżynieria Ekologiczna* nr 26, s. 237-246.
8. TRĘBICKA, A.; 2011. Modelowanie funkcjonowania elementów podsystemu dystrybucji wody w warunkach dynamicznych. *Civil and Environmental Engineering* nr 2, s.169-174.

WATER SUPPLY SYSTEM IN BYTOM ODRZAŃSKI

S u m m a r y

In this article characteristic of water supply system in Bytom Odrzański which was designed as gravitational and modernized to be supplied by pumps was presented. Simulation model by means of EPANET was prepared and it makes possible to carry out calculation of parameters for different variants of system supply and water demands. Results make possible to come to conclusions concerning exploitation.

Key words: water consumption, hydraulic calculations, water supply system

JUSTYNA CHUDECKA, TOMASZ TOMASZEWICZ*

**PODSTAWOWE WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE
ORAZ ZAWARTOŚĆ Pb, Zn, Cu, Ni I Cd W GLEBACH
TERENU NIECZYNNEJ ODLEWNI ŻELIWA
I METALI KOLOROWYCH W NOWOGARDZIE
(WOJ. ZACHODNIOPOMORSKIE)**

Streszczenie

Celem pracy była ocena podstawowych właściwości chemicznych i ogólnej zawartości Pb, Zn, Cu, Ni i Cd w poziomie próchnicznym gleb z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie (woj. zachodniopomorskie). Zakład ten nie działa od ok. 10 lat, a jego teren obecnie w dużym stopniu pokryty jest gruzem z niszczących budynków i innymi nielegalnie składowanymi odpadami. Stwierdzono, że badane gleby były zasadowe, a ich niskie zasolenie wynika z luźnego uziarnienia. Maksymalna zawartość metali wynosiła: 467,4 dla Pb; 546,0 dla Zn; 452,0 dla Cu; 64,9 dla Ni i 4,45 mg·kg⁻¹ dla Cd. Zawartości wyższe od dopuszczonych prawem dla gruntów zabudowanych i zurbanizowanych odnotowano dla Zn, Cu, Pb i Cd. Wzbogacenie gleb w Ni było nieznaczne i nie wskazywało na zanieczyszczenie. Uwzględniając aktualną jakość gleb i lokalizację terenu w obrębie Nowogardu, racjonalnym sposobem jego zagospodarowania byłoby przeznaczenie do działalności produkcyjnej (drobna wytwórczość), składowania i magazynowania. Teren ten powinien być w jak największym stopniu zadarniony i otoczony pasem drzew i krzewów, by ograniczyć migrację metali w środowisku przez fitostabilizację i zmniejszenie ryzyka erozji. Takie działanie uzasadnia luźne uziarnienie gleb i fakt istnienia w niedalekim sąsiedztwie doliny ze zbiorowiskami szuwarowymi podmokłych łąk.

Słowa kluczowe: odlewnia metali, gleby, właściwości chemiczne, pH, materia organiczna, zasolenie, metale ciężkie

* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska

WSTĘP

Dynamiczny rozwój cywilizacji ma negatywny wpływ na gleby, powodując ich degradację. Jedną z jej form jest nagromadzenie substancji toksycznych, w tym metali ciężkich. Pierwiastki te kumulują się przede wszystkim w wierzchniej warstwie gleby, z której trafiają do łańcucha troficznego. Toksyczne działanie metali ciężkich przejawia się już przy niewielkich koncentracjach. Dotyczy to głównie kadmu, cynku, rtęci, miedzi i ołowiu [Filipiak i in. 2007, Ibragimow i in. 2010, Mizera 2010, Mocek i Mocek-Płóćiniak 2010]. Najsilniejsze zanieczyszczenie środowiska metalami odnotowuje się na terenach wydobywania i przerobu rud metali [Kabata-Pendias i in. 1995, Sęk i Plaskota 2010]. Bożym i in. [2009] twierdzą, że odpady z hutnictwa należą do najbardziej zanieczyszczających środowisko, gdyż mogą zawierać całą gamę szkodliwych substancji chemicznych, w tym metali ciężkich. Karczewska i Kabała [2010] podali, że hutnictwo metali nieżelaznych w Polsce było od wielu lat przyczyną emisji do środowiska zanieczyszczeń metalicznych, które w połączeniu z oddziaływaniem silnego zakwaszenia, związanego z emisją dwutlenku siarki, przyczyniło się do powstania wokół hut stref zdewastowanych, pozbawionych roślin i silnie narażonych na erozję. Według Piestrzyńskiego [1996], roczna emisja metali, zwłaszcza Cu, Pb, Cd i As, z hut Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego wzrastała sukcesywnie od czasu uruchomienia zakładów do połowy lat 80. W tym czasie zakłady te emitowały rocznie ponad 2600 ton pyłów metalurgicznych zawierających ponad 200 ton Cu i 150 ton Pb. Karczewska i Kabała [2010] stwierdzili, że, pomimo tego, iż w latach 90. udało się radykalnie ograniczyć emisję, to jednak nie rozwiązało to problemu istniejącego już zanieczyszczenia gleb tego obszaru metalami ciężkimi, zwłaszcza Cu, Pb i As.

Celem pracy jest ocena stanu terenu przemysłowego na podstawie badań podstawowych właściwości chemicznych gleb, w tym ogólnej zawartości Pb, Zn, Cu, Ni i Cd w poziomie próchnicznym (0-20 cm), z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie (woj. zachodniopomorskie) oraz wskazanie na tej podstawie racjonalnych sposobów jego zagospodarowania.

MATERIAŁ I METODY

Obiektem badań były gleby z terenu nieczynnej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie (woj. zachodniopomorskie), o pow. ok. 2 ha, zlokalizowanej przy ul. Radosława 6 na działce ewidencyjnej nr 107.

Odlewnia ta powstała w 1996 roku na terenie, na którym wcześniej funkcjonowały inne zakłady: od 1950 roku Państwowy Ośrodek Maszynowy, od 1958 roku warsztaty naprawcze i odlewnia żeliwa szarego (1960-1979). W odlewni

tej produkowano odlewy z żeliwa, staliwa oraz sporadycznie odlewy z metali kolorowych. Zakład ten nie funkcjonuje od ok. 10 lat, a obecnie jego teren w dużym stopniu pokrywa gruz z niszczących budynków oraz nielegalnie składowane odpady.

Analizowano 13 glebowych próbek zbiorczych pozyskanych w listopadzie 2013 roku. Próbki pobrano z poziomu próchnicznego (0-20 cm) przy użyciu laski Egnera. Próbki zbiorcze o nr 1-6 i 11 pochodziły z powierzchni niepokrytej odpadami, głównie zadarnionej, a próbki o nr 7-10 i 12-13 pobrane zostały spod przyzm nielegalnie składowanych odpadów, wśród których dominował gruz budowlany, ale występowały również: papa, plastik, folia, styropian, elementy metalowe, szkło.

Pobrany materiał doprowadzono do stanu powietrznie suchego i przesiano przez sito w celu oddzielania szkieletu od części ziemistych. W materiale ziemistym oznaczono następujące właściwości fizyczne i chemiczne:

- uziarnienie metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego; nazewnictwo grup granulometrycznych ustalono według PTG [1989 i 2009];
- straty na żarzeniu – wagowo, po poddaniu działaniu temperatury 550°C;
- pH potencjometrycznie w roztworze chlorku potasu o stężeniu 1 mol $\text{KCl} \cdot \text{dm}^{-3}$ (pH_{KCl});
- przewodność elektryczną zawiesiny wodno-glebowej o stosunku wagowym gleba/woda – 1 : 2,5 – metodą konduktometryczną;
- ogólną zawartość Pb, Zn, Cu, Ni i Cd metodą ASA po wcześniejszej mineralizacji w mieszaninie (1:1) stężonych kwasów azotowego (V) i chlorowego (VII);
- zawartość form metali rozpuszczalnych w 1M HCl metodą ASA;
- ogólną zawartość C i N z użyciem analizatora elementarnego CHNS.

WYNIKI I DYSKUSJA

Opierając się na starszym podziale uziarnienia PTG [1989] stwierdzono, że poziom próchniczny badanych gleb charakteryzował się najczęściej uziarnieniem piasku gliniastego lekkiego (pgl), a lokalnie wykazał nieco luźniejszy, bądź nieco zwięźlejszy skład (tab. 1). Według aktualnie obowiązującej klasyfikacji uziarnienia gleb i utworów mineralnych [PTG 2009], badane gleby charakteryzowały się składem piasku słabogliniastego (ps) i piasku gliniastego (pg), tylko w jednym przypadku był to piasek luźny (pl).

Tab. 1. Skład granulometryczny poziomu próchnicznego gleb z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie

Tab. 1. The texture of soil humus horizon from area of former iron foundry and non-ferrous metals in Nowogard

Nr próbki	Uziarnienie według							
	PTG [1989]				PTG [2009]			
	Procentowa zawartość frakcji o średnicach w mm			Grupa granulometryczna	Procentowa zawartość frakcji o średnicach w mm			Grupa granulometryczna
	1,0-0,1 piasku	0,1-0,02 pyłu	<0,02 części spławia- lnych		2,0-0,05 piasku	0,05-0,002 pyłu	<0,002 iłu	
1	66,3	18,7	15,0	pgl/pgm	82,6	14,8	2,6	ps
2	89,1	6,9	4,0	pl	93,6	5,5	0,9	pl
3	50,1	30,9	19,0	pgmp	81,1	16,3	2,6	pg
4	49,6	30,4	20,0	pgmp/glp	76,1	19,0	4,9	pg
5	75,9	13,1	11,0	pgl	90,2	8,4	1,4	ps
6	74,4	12,6	13,0	pgl	84,1	13,1	2,8	pg
7	79,8	11,2	9,0	ps	88,5	10,5	1,0	ps
8	72,9	15,1	12,0	pgl	86,5	11,9	1,6	ps
9	69,1	16,9	14,0	pgl	82,3	15,9	1,8	pg
10	68,9	21,1	10,0	ps/pgl	89,2	10,1	0,7	ps
11	67,0	19,0	14,0	pgl	84,2	15,0	0,8	pg
12	77,0	11,0	12,0	pgl	90,5	8,7	0,8	ps
13	67,8	19,2	13,0	pgl	84,2	14,2	1,6	pg

Objaśnienia: pl - piasek luźny, ps - piasek słabogliniasty, pg - piasek gliniasty, pgl - piasek gliniasty lekki, pgm - piasek gliniasty mocny, pgmp - piasek gliniasty mocny pylasty, glp - glina lekka pylasta

Zawartość materii organicznej mieściła się w granicach od 1,44 do 19,43% (tab. 2). Przyjmując kryteria Sequi i De Nobili [2000], badane gleby kwalifikowały się do klasy próchniczności wysokiej, za wyjątkiem próbki nr 2 o próchniczności średniej i próbki nr 11 o próchniczności niskiej. Zasobność badanych gleb w materię organiczną najprawdopodobniej nie wynika wyłącznie z wysokiej zawartości naturalnej substancji organicznej. Mogła ona zostać zwiększona na skutek zanieczyszczenia gleb substancjami o charakterze organicznym, podlegającym rozkładowi przy wyżarzaniu próbek. Oleszczuk [2007] podkreślił, że w skład materii organicznej gleb wchodzi zarówno materia pochodzenia naturalnego – substancje roślinne i zwierzęce w różnych fazach rozkładu, jak i materia organiczna pochodzenia antropogenicznego, której duże ilości odnotowuje się w przypadku gleb zanieczyszczonych.

Tab. 2. Właściwości chemiczne poziomu próchnicznego gleb z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie

Tab. 2. The chemical properties of soil humus horizon from area of former iron foundry and non-ferrous metals in Nowogard

Nr próbki	Zawartość [%]			C/N	pH w KCl	Przewodność elektryczna [mS·cm ⁻¹]
	materii organicznej	C	N			
1	8,84	4,90	0,136	36,0	7,15	0,1417
2	1,98	1,09	0,055	20,0	7,52	0,0917
3	4,62	1,77	0,128	13,8	6,24	0,0709
4	4,09	1,30	0,102	12,8	5,12	0,0514
5	3,97	2,73	0,058	46,9	7,58	0,1018
6	2,18	1,25	0,033	38,0	7,68	0,1075
7	4,95	3,12	0,116	26,9	7,43	0,0954
8	3,22	1,81	0,063	28,7	7,71	0,1033
9	8,32	3,58	0,142	25,2	7,55	0,1386
10	19,43	17,20	0,359	47,9	7,57	0,1290
11	1,44	0,62	0,062	10,0	7,99	0,1118
12	6,32	5,80	0,100	58,3	7,98	0,1474
13	5,37	3,85	0,110	35,2	7,76	0,1516

Według Siuty [1995], wartości stosunku C/N mogą sugerować występowanie zanieczyszczenia gleb substancjami ropopochodnymi. I tak wartości stosunku C/N 8:1-10:1 oznaczają glebę „czystą”, 10:1-17:1 – słabo zdegradowaną, 17:1-30:1 – średnio zdegradowaną, 30:1-45:1 – glebę w dużym stopniu zdegradowaną, a większy niż 45:1 – glebę silnie zdegradowaną. Według tych kryteriów na badanym terenie za glebę „czystą” można uznać tylko jedną (nr 11). Pozostałe można uznać za zdegradowane w stopniu od słabego (nr 3, 4) do silnego (nr 5, 10, 12); tab. 2. Podkreślić trzeba, że wartości stosunku C/N wskazywały na znaczną degradację zarówno gleb pokrytych, jak i niepokrytych odpadami.

Wartości pH_{KCl} kształtowały się w granicach 5,12-7,99 (tab. 2), a odczyn dziesięciu próbek miał charakter zasadowy. Było to skutkiem przykrycia gleb gruzem budowlanym i innymi odpadami, które są źródłem substancji alkalicznych. Liczni autorzy [Lis i Pasieczna 2005, Greinert 2008, Chudecka 2009, Baran i in. 2010, Kochanowska i Kusza 2010] potwierdzają, że alkalizacja to cecha gleb terenów, na których nagromadzono odpady budowlane zawierające wapń (gruz, beton, zaprawę murarską). Autorzy podkreślają, że na zasadowy charakter gleb terenów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, oprócz gruzu budowlanego, wpływa również opad pyłów przemysłowych, domieszanie do

gleb odpadów paleniskowych oraz stosowanie soli do walki ze śliskością zimową.

Przewodność elektryczna poziomu próchnicznego gleb, przyjęta za wskaźnik zasolenia, była niewielka i mieściła się w zakresie od 0,0514 do 0,1516 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (tab. 2), średnio wynosiła 0,1109 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Najniższymi wartościami zasolenia, poniżej 0,1000 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, charakteryzowały się gleby z powierzchni zadarnionych (nr 2-4), a najwyższymi (0,1474-0,1516 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) gleby będące podłożem dla nielegalnie składowanych odpadów (nr 12 i 13). Wpływ odpadów, w tym gruzowych na zwiększenie poziomu zasolenia gleb podkreślili Greinert [2003] i Chudecka [2009]. Sitarski [2008] oraz Kochanowska i Kusza [2010] podali, że przewodność elektryczna gleb o uziarnieniu piasków luźnych i słabogliniastych nie powinna przekraczać wartości 2 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hulisz [2007] i Baran [2000] określili poziom 2 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ jako granicę między glebami niezasolonymi a słabo zasolonymi. Wobec tego gleby badanego terenu charakteryzuje bardzo niewielki poziom zasolenia, przypuszczalnie z uwagi na szybkie wymywanie soli, czemu sprzyja luźne uziarnienie tych gleb (tab. 1).

Ogólna zawartość metali w poziomie próchnicznym badanych gleb była silnie zróżnicowana i wahała się w bardzo szerokich przedziałach: 1,8-467,4 dla Pb; 15,0-546,0 dla Zn; 4,0-452,0 dla Cu; 2,2-64,9 dla Ni i 0,10-4,45 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla Cd (tab. 3). W świetle Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359), wyższymi niż dopuszczalne zawartościami ołowiu, cynku, miedzi i kadmu dla gruntów grupy B (zabudowanych i zurbanizowanych) charakteryzowały się gleby będące obecnie podłożem dla nielegalnie składowanych odpadów (nr 9-10 i 12-13). W przypadku ołowiu były to próbki nr 12-13, cynku – 9-10 i 12-13, miedzi – 9-10 i 13, a kadmu – nr 10. Nie były to jednak wartości przekraczające zawartości dopuszczalne dla gruntów grupy C, czyli terenów przemysłowych i komunikacyjnych (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359).

Oceniając stopień chemicznej jakości gleb za Kabatą-Pendias i in. [1995] stwierdzono, że gleby nr 9, 10, 12 i 13, z ponaddopuszczalną zawartością Pb, Zn, Cu i Cd, wykazały średnie zanieczyszczenie cynkiem (III°) oraz średnie i silnie zanieczyszczenie miedzią (III i IV°). W przypadku kadmu była to zawartość podwyższona (I° - próbki 12 i 13) do zanieczyszczenia słabego i średniego (II i III° - próbki 9 i 10). Próbki nr 12 i 13 jako jedyne odznaczały się zawartością ołowiu powyżej ilości naturalnej (12 - III° i 13 - II°) i zbliżoną do najwyższych odnotowanych przez Biernacką i in. [2007] w glebach obszaru Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego podlegających oddziaływaniu m.in. zakładów przemysłu wydobywczego, metalurgicznego i energetycznego oraz komunikacji.

Tab. 3. Ogólna zawartość Pb, Zn, Cu, Ni i Cd w poziomie próchnicznym gleb z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie

Tab. 3. The total content of Pb, Zn, Cu, Ni and Cd in soil humus horizon from area of former iron foundry and non-ferrous metals in Nowogard

Nr	Ogólna zawartość metalu [mg·kg ⁻¹ s.m. gleby]					Stopień zanieczyszczenia gleb według Kabaty-Pendias i in. (1995) *)				
	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
1	6,0	91,0	54,0	47,9	3,90	0	I	II	I	III
2	3,3	15,0	4,0	2,2	0,10	0	0	0	0	0
3	14,0	91,0	25,0	6,4	0,35	0	I	I	0	I
4	7,4	18,0	9,0	7,6	0,30	0	0	0	0	0/I
5	34,8	183,0	42,0	12,9	0,50	0	II	I	0	0/I
6	10,6	36,0	11,0	8,8	0,20	0	0	0	0	0
7	1,8	290,0	111,0	12,2	1,25	0	III	IV	I	II
8	8,7	34,0	12,0	16,5	0,40	0	0	0	0	0
9	4,6	522,0 ^{**)}	411,0 ^{**)}	59,4	3,30	0	III	IV	II	III
10	6,9	546,0 ^{**)}	452,0 ^{**)}	64,9	4,45 ^{**)}	0	III	IV	I	II
11	8,8	51,0	11,0	8,3	0,55	0	0	0	0	I
12	467,4 ^{**)}	517,0 ^{**)}	81,0	20,4	1,45	III	III	III	0	I
13	138,0 ^{**)}	317,0 ^{**)}	320,0 ^{**)}	24,1	0,90	II	III	IV	0	I

Objaśnienia: *) - stopnie zanieczyszczenia gleb według Kabaty-Pendias i in. [1995]: 0 - zawartość naturalna, I - zawartość podwyższona, II - słabe zanieczyszczenie, III - średnie zanieczyszczenie, IV- silne zanieczyszczenie, **) - przekroczenie zawartości dopuszczalnej metalu dla gruntów grupy B według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359)

Znaczniejsze ilości Pb, Zn, Cu i Cd, ale nieprzekraczające dopuszczonych prawem, zawierały gleby reprezentowane przez próbki 1, 3, 5 i 7. Spośród nich względnie najsilniej wzbogacona w metale była pobrana spod przyzmy odpadów próbka nr 7. Wykazała ona słabe zanieczyszczenie kadmem (II°), średnie – cynkiem (III°) i silne – miedzią (IV°). Gleby nieprzykryte odpadami (próbki 1, 3 i 5) charakteryzowały się podwyższoną zawartością lub słabym zanieczyszczeniem cynkiem i miedzią (I i II°) oraz maksymalnie średnim zanieczyszczeniem kadmem (III°). Próbka nr 5 zawierała ołów w ilości 2,5 razy wyższej niż średnia geometryczna zawartość tego metalu w glebach Polski (13,6 mg·kg⁻¹ – Terelak i in. [2000]). Zwiększoną możliwość sorbowania metali przez te gleby tłumaczy ich znaczna zasobność w materię organiczną (tab. 2) oraz względnie zwiększony skład granulometryczny (tab. 1).

W żadnej z badanych gleb nie odnotowano przekroczenia zawartości niklu dopuszczalnej dla gruntów grupy B (Dz.U. 2002 nr 165 poz. 1359). Większe ilości Ni (64,9-59,4 mg·kg⁻¹), znacząco przewyższające średnią zawartość niklu

w glebach Polski ($6,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ – Terelak i Piotrowska [1997]), odnotowano dla gleb nr 9 i 10, pokrytych gruzem i innymi odpadami (tab. 3). Wskazały one na podwyższoną zawartość i słabe zanieczyszczenie Ni - I i II° wg Kabaty-Pendias i in. [1995]. Ponadto podwyższoną zawartością niklu odznaczała się pokryta odpadami gleba nr 7, a także gleba nr 1 ($47,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) - zadarniona, bardzo zasobna w materię organiczną i względnie zwięźlejsza (tab. 1 i 2).

Maksymalna zawartość metali w poziomie próchnicznym gleb wynosiła; 467,4 dla Pb; 546,0 dla Zn; 452,0 dla Cu; 64,9 dla Ni i $4,45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla Cd. Zawartości wyższe od dopuszczonych prawem odnotowano w przypadku cynku (4 próbki), miedzi (3 próbki), ołowiu (2 próbki) i kadmu (jedna próbka) dla gleb pokrytych obecnie gruzem budowlanym i innymi odpadami (próbki 9-10, 12-13). Zatem gleby tego terenu w największym stopniu zanieczyszczone były cynkiem i miedzią, w nieco mniejszym ołowiem i kadmem, natomiast wzbogacenie w nikiel można uznać za nieznaczne, nieprzybierające charakteru zanieczyszczenia.

Zawartość form metali rozpuszczalnych w 1M HCl była również silnie zróżnicowana (tab. 4), podobnie jak ich ogólna ilość (tab. 3). Wahala się ona w granicach: 1,2-170,7 dla Pb; 10,3-546,0 dla Zn; 3,7-298,4 dla Cu; 1,16-12,85 dla Ni i 0,006-2,621 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla Cd. Według wartości średnich próbek pobrane spod składowisk odpadów (nr 7-10, 12-13) zawierały ok. 3 razy więcej rozpuszczalnej w 1M HCl formy niklu, 4 razy więcej – ołowiu i cynku, 9 razy więcej – miedzi i 11 razy więcej rozpuszczalnej formy kadmu w stosunku do materiału próchnicznego z powierzchni „czystej”, niepokrytej śmieciami.

Pamiętając, iż miedź i cynk są mikroelementami niezbędnymi dla rozwoju roślin przeprowadzono ocenę zasobności gleb w te pierwiastki według Obojskiego i Strączyńskiego [1995]. Ocena ta ujawniła wysoką zasobność badanych gleb w Zn i Cu, za wyjątkiem próbki nr 4, której zasobność w Cu była średnia. Hajduk i in. [2012] w glebach w otoczeniu fabryki śrub w Łańcucie stwierdzili maksymalną zawartość rozpuszczalnych w 1M HCl form cynku i kadmu na poziomie odpowiednio: 100,8 i $1,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Analizowane w pracy gleby w sześciu przypadkach (próbki nr 5, 7, 9-10, 12-13) zawierały więcej cynku, a w dwóch (próbki 9 i 10) więcej kadmu niż gleby w Łańcucie.

Współczynniki korelacji na poziomie: 0,99 dla Pb, 0,91 dla Zn, 0,92 dla Cu i 0,78 dla Cd potwierdziły wysoce istotną zależność (przy $p=0,01$) między zawartością ogólną a ilością rozpuszczalnych form metali. Średni udział formy rozpuszczalnej w 1M HCl w ilości ogólnej metalu ukształtował się na poziomie: 75,9% dla Pb, 78,3% dla Zn, 65,4% dla Cu, 26,4% dla Ni i 27,8% dla Cd. Czarnecka i Kozanecka [2001] podkreśliły, że większe ilości rozpuszczalnych form cynku, miedzi i ołowiu występujące na ogół w wierzchnich, bardziej zanieczyszczonych warstwach, są wysoce istotnie skorelowane z całkowitą ilością tych metali, natomiast często nie są one zależne ani od odczynu gleby, ani od zawartości węgla organicznego. Kabata-Pendias i Pendias [1999] oraz Greinert

[2003] także stwierdzili, że metale ciężkie pochodzące z zanieczyszczeń wykazują dużą mobilność w glebie. Czarnowska i in. [2002], w badaniach nad glebami uprawnymi przy drogach wokół Warszawy (o pH w KCl 7,4-7,6) wykazały, że procent form rozpuszczalnych cynku, ołowiu, miedzi i kadmu w ogólnej ilości tych metali był na ogół wysoki, dochodził do 86%.

Tab. 4. Zawartość form Pb, Zn, Cu, Ni i Cd rozpuszczalnych w 1M HCl w poziomie próchnicznym gleb z terenu byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie

Tab. 4. The content of Pb, Zn, Cu, Ni, Cd forms soluble in 1 M HCl in soil humus horizon from area of former iron foundry and non-ferrous metals in Nowogard

Nr próbki	Zawartość formy metalu rozpuszczalnej w 1M HCl [mg·kg ⁻¹ s.m. gleby]					Procentowy udział formy rozpuszczalnej w 1M HCl w formie ogólnej				
	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd
1	6,0	70,7	52,8	4,12	0,145	100,0	77,7	97,8	8,6	3,7
2	1,2	14,8	3,7	1,50	0,006	36,4	98,7	92,5	68,2	6,0
3	14,0	77,9	10,9	1,89	0,016	100,0	85,6	43,6	29,5	4,6
4	3,7	10,3	4,6	1,16	0,012	50,0	57,2	51,1	15,3	4,0
5	32,0	183,0	20,9	3,17	0,164	92,0	100,0	49,8	24,6	32,8
6	9,4	33,1	11,0	2,01	0,036	88,7	91,9	100,0	22,8	18,0
7	1,8	114,0	52,8	3,71	0,717	100,0	39,3	47,6	30,4	57,4
8	8,2	34,0	8,2	2,34	0,128	94,3	100,0	68,3	14,2	32,0
9	4,6	284,1	298,4	10,96	1,981	100,0	54,4	72,6	18,5	60,0
10	6,9	546,0	172,0	1,45	2,621	100,0	100,0	38,1	2,2	58,9
11	3,9	50,6	5,1	1,68	0,048	44,3	99,2	46,4	20,2	8,7
12	170,7	347,0	43,5	7,34	0,733	36,5	67,1	53,7	36,0	50,6
13	62,3	146,5	283,6	12,85	0,227	45,1	46,2	88,6	53,3	25,2

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że zanieczyszczenie badanych gleb metalami ciężkimi zawdzięczamy raczej aktualnym oddziaływaniom ludzkim w postaci składowania śmieci, co nie oznacza, że wcześniejsze użytkowanie terenu nie przyczyniło się do nagromadzenia pewnych ilości tych pierwiastków w glebie. Filipiak i in. [2007] potwierdzają, że „dzikie” wysypiska śmieci to źródła kumulacji metali ciężkich w glebach, do których pierwiastki te dostają się na skutek infiltracji wód opadowych przez składowane odpady. Na terenach „dzikich” wysypisk Filipiak i in. [2007] wykazali zwiększoną zawartość w glebach miedzi, cynku, niklu, chromu, a nawet rtęci. Szymański i in. [1996] stwierdzili w drobnej frakcji odpadów komunalnych ilości metali ciężkich dochodzące do: 66 mg mg·kg⁻¹ dla niklu, 238 mg·kg⁻¹ dla miedzi i 2250 mg·kg⁻¹ dla cynku. Wasylewicz [2013] w poziomie próchnicznym gleb z terenu przemysłu metalowego w Zielonej Górze, poddanego silnej antropopresji przez ponad 130 lat, uzyskała następujące maksymalne zawartości metali: 2100 dla ołowiu, 3290 dla cynku, 1080 dla miedzi, 78 dla niklu i 3,16 w mg·kg⁻¹ dla

kadmu. W stosunku do nich uzyskane na terenie byłej odlewni żeliwa i metali kolorowych w Nowogardzie maksymalne zawartości były: ok. 4,5 raza mniejsze dla ołowiu, 6 razy mniejsze dla cynku, 2,5 raza mniejsze dla miedzi, niewiele (ok. 20%) mniejsze dla niklu, ale nieco większe dla kadmu (ok. 30%).

Aktualna jakość gleb i lokalizacja badanego terenu w obrębie Nowogardu sugeruje jego zagospodarowanie w kierunku działalności produkcyjnej (drobna wytwórczość), składowania i magazynowania. Teren ten powinien być w jak największym stopniu zadarniony i otoczony pasem drzew i krzewów, by ograniczyć migrację metali w środowisku przez fitostabilizację i zminimalizowanie ryzyka erozji. Takie działanie uzasadnia luźne uziarnienie gleb i fakt istnienia w niedalekim sąsiedztwie doliny ze zbiorowiskami szuwarowymi podmokłych łąk.

WNIOSKI

1. Gleby wykazały odczyn zasadowy, który jest skutkiem ich pokrycia gruzem budowlanym i innymi odpadami.
2. Pomimo zasadowego odczynu i pokrycia odpadami gleby odznaczały się bardzo niewielkim zasoleniem, przypuszczalnie z powodu luźnego uziarnienia.
3. Ogólna zawartość metali w poziomie próchnicznym wynosiła maksymalnie: 467,4 dla Pb; 546,0 dla Zn; 452,0 dla Cu; 64,9 dla Ni i $4,45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ dla Cd. Zawartości wyższe od dopuszczonych prawem dla gruntów zabudowanych i zurbanizowanych odnotowano w przypadku Zn, Cu, Pb i Cd dla gleb pokrytych odpadami. Wzbogacenie gleb w nikiel było nieznaczne, niewskazujące na zanieczyszczenie.
4. Zawartość form Pb, Zn, Cu i Cd rozpuszczalnych w 1M HCl pozostawała w ścisłym związku z ich ogólną ilością, więc ich najwyższa zawartość dotyczyła gleb pokrytych odpadami. Pomimo znacznej zasobności gleb w materię organiczną i zasadowego odczynu, formy rozpuszczalne Pb, Zn i Cu stanowiły średnio aż 65-78% ich ogólnej ilości, co sugeruje pochodzenie tych metali z zanieczyszczeń.
5. Wyniki prowadzonych badań sugerują utrzymanie przemysłowo-składowiskowej formy użytkowania terenu.

LITERATURA

1. BARAN, S.; 2000. Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb. Wydaw. AR w Lublinie; ss. 244.

2. BARAN, S.; BIELIŃSKA, E.J.; KAWECKA-RADOMSKA, M.; 2010. Zawartość metali ciężkich w glebach parków miejskich podlegających zróżnicowanym wpływom antropogenicznym. Zesz. Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria Środowiska, 137(17), 131-137.
3. BIERNACKA, E.; MAŁUSZYŃSKA, I.; MAŁUSZYŃSKI, M.J.; 2007. Zawartość ołowiu w wierzchniej warstwie gleb z wybranych rejonów Polski o różnym stopniu antropopresji. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, t.16, 4(38), 7-12.
4. BOŻYM, M.; STASZAK, D.; MAJCHERCZYK, T.; 2009. Badanie zanieczyszczenia metalami ciężkimi i radionuklidami zwałowisk odpadów odlewniczych w Ozimku oraz ich wpływu na stan okolicznych gleb. Prace Instytutu Szkła, Ceramiki, Materiałów Ogniotrwałych i Budowlanych, 2(4), 107-121.
5. CHUDECKA, J.; 2009. Charakterystyka substratu glebowego w warstwie antropogenicznej najstarszej części Szczecina. Wydaw. Uczelniane Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego, Szczecin; ss. 110.
6. CZARNOWSKA, K.; CHLIBIUK, M.; KOZANECKA, T.; 2002. Pierwiastki śladowe w glebach uprawnych przy drogach wokół Warszawy. Rocz. Glebozn. 53(3/4), 67-74.
7. CZARNOWSKA, K.; KOZANECKA T.; 2001. Rozpuszczalne formy metali ciężkich w glebach antropogenicznych z terenu Warszawy. Rocz. Glebozn. 52(3/4), 45-51.
8. FILIPIAK, P.; DUSZA, E.; KUGLARZ, K.; KUŹNIAR, J.; ĆWIRKO, K.; 2007. Wpływ „dzikich wysypisk” śmieci na terenie dzielnicy Warszawy (Szczecin) na środowisko naturalne. Materiały Międzynarodowej Konferencji Meliorantów i Inżynierii Środowiska pt. „Środowiskowe aspekty melioracji wodnych”. Wydaw. Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, 67-75.
9. GREINERT A.; 2003. Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra; ss. 168.
10. GREINERT, A.; 2008. Normy zawartości metali ciężkich w glebach w Polsce i UE w kontekście ich mobilności w warunkach presji urbanistycznej [W:] Ekotoksykologia w ochronie środowiska. Red. B. Kołwzan, K. Grabas. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Dolnośląski, Wrocław, 121-128.
11. HAJDUK, E.; KANIUCZAK, J.; WŁANIEWSKI, S.; 2012. Wybrane właściwości gleb w otoczeniu fabryki śrub w Łańcucie. Roczniki Glebozn. 63/1, 27-31.
12. HULISZ, P.; 2007. Wybrane aspekty badań gleb zasolonych w Polsce. Wyd. 1. Wydawca Stowarzyszenie Oświatowców Polskich, Oddz. w Toruniu, Toruń; ss. 40.

13. IBRAGIMOW, A.; GŁOSIŃSKA, G.; SIEPAK, M.; WALNA, B.; 2010. Wstępne badania zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów równin zalewowych lubuskiego przełomu Odry. *Prace i Studia Geograficzne*, 44, 233-247.
14. KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H.; 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wyd. 2 zmienione. Wydaw. Nauk. PWN, Warszawa; ss. 398.
15. KABATA-PENDIAS, A.; PIOTROWSKA, M.; MOTOWICKA-TERELAK, T.; MALISZEWSKA-KORDYBACH, B.; FILIPIAK, K.; KRAKOWIAK, A.; PIETRUCH, Cz.; 1995. *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. PIOŚ, IUNG, Bibl. Monitoringu Środowiska, Warszawa; ss. 34.
16. KARCZEWSKA, A.; KABAŁA, C.; 2010. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji. *Zesz. Nauk. Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo* XCVI, 576, 59-79.
17. KOCHANOWSKA, K.; KUSZA, G.; 2010. Wpływ zasolenia na właściwości fizyko-chemiczne gleb Opola w latach 1994 i 2009. *Inżynieria Ekologiczna*, 23, 14-21.
18. LIS, J.; PASIECZNA, A.; 2005. Badanie geochemiczne w Poznaniu i okolicach. *Przegląd Geol.* 53(6), 470-474.
19. MIZERA, A.; 2010. Gleba – mechanizmy jej degradacji. *Aura*, 10, 4-6.
20. MOCEK, A.; MOCEK-PŁÓCINIĄK, A.; 2010. Ksenobiotyki w środowisku glebowym Polski. *Nauka Przyroda Technologie*, 4(6), 1-12, 84.
21. OBOJSKI, J.; STRĄCZYŃSKI, S.; 1995. Odczyn i zasobność gleb Polski w makro i mikroelementy. IUNG Puławy; ss. 48.
22. OLESZCZUK, P.; 2007. Zanieczyszczenia organiczne w glebach użytkowanych osadami ściekowymi. Część II. Losy zanieczyszczeń w glebie. *Ecological Chemistry And Engineering*, 14(S2), 185-198.
23. PIESTRZYŃSKI, A.; 1996. Okruszcowanie [W: *Monografia KGHM Polska Miedź S.A. Red. A. Piestrzyński*]. Wydaw. CBPM Cuprum, Wrocław-Lubin, 200-237.
24. PTG; 1989. Systematyka gleb Polski. *Rocz. Glebozn.* 40(3/4); ss.150.
25. PTG; 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych. *Rocz. Glebozn.* 60(2), 5-16.
26. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. *Dz.U.* 2002 nr 165 poz. 1359.
27. SEQUI, P.; DE NOBILI, M.; 2000. Carbonio Organico. In *Metodi di Analisi Chimica del Suolo*, Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico e per la Qualità del Suolo, Franco Angeli, VII, 1-16.

28. SEŁK, J.; PLASKOTA, D.; 2010. Badanie procesu sorpcji jonów chromu i żelaza w strukturach porowatych. *Inż. Ap. Chem.*, 49, 3, 107-108.
29. SITARSKI, M.; 2008. Charakterystyka warunków glebowych i szaty roślinnej w wybranych osiedlach mieszkaniowych Warszawy. [W:] *Człowiek i Środowisko*. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Mieszkalnictwa w Warszawie, 32(1-2), 19-41.
30. SIUTA, J.; 1995. Gleba, diagnozowanie stanu i zagrożenia. IOŚ, Warszawa.
31. SZYMAŃSKI, K.; EWERTOWSKA, Z.; SIEDEŁKO, R.; 1996. Gospodarka odpadami komunalnymi w zlewni rzeki. Wydaw. Politechniki Koszalińskiej, Koszalin; ss. 117.
32. TERELAK, H.; MOTOWICKA-TERELAK, T.; STUCZYŃSKI, T.; PIETRUCH, CZ.; 2000. Pierwiastki śladowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa; ss. 69.
33. TERELAK, H.; PIOTROWSKA, M.; 1997. Nikiel w glebach Polski. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 448B, 317-323.
34. WASYLEWICZ, R.; 2013. Czynniki ryzyka środowiskowego na terenach przemysłu metalowego. Praca doktorska. Uniwersytet Zielonogórski w Zielonej Górze; ss. 61.

**BASIC CHEMICAL PROPERTIES AND CONTENTS OF Pb, Zn,
Cu, Ni, Cd IN SOILS ON AREA OF FORMER IRON FOUNDRY
AND NON-FERROUS METALS IN NOWOGARD
(WEST POMERANIAN PROVINCE)**

S u m m a r y

The aim of this work was assessment of basic chemical properties and Pb, Zn, Cu, Ni, Cd total content in soil humus horizon from area of former iron foundry and non-ferrous metals in Nowogard (West Pomeranian Province). This foundry does not work from approx. 10 years and the area now largely covered by the rubble of crumbling buildings and other waste of stored illegally. It was found that the investigated soils had alkaline character and their low salinity was the result of loose texture. The maximum contents of metals were: 467.4 for Pb, 546.0 for Zn, 452.0 for Cu, 64.9 for Ni and 4.45 mg·kg⁻¹ for Cd. Content higher than permitted by law for built-up urban areas reported for Zn, Cu, Pb and Cd. Soil enrichment in Ni was low and no sign of contamination. Given the current soil quality and location of former foundry on the Nowogard area, rational way will be to allocate this terrain to productive activities (small production), storage and warehousing. This area should be in high degree covered with grasses and surrounded by a belt of dense trees and shrubs to reduce the migration of metals in the environment by phytosta-

bilization and minimize the risk of erosion. This action would be desirable considering the loose texture of soils and the existence in the vicinity of the valley with the communities of rushes and wet meadows.

Key words: metal foundry, soils, chemical properties, pH, organic matter, salinity, heavy metals

JUSTYNA CHUDECKA, TOMASZ TOMASZEWICZ*

**OCENA POROLNYCH GLEB RDZAWYCH
JAKO SIEDLISKA LEŚNEGO NA PODSTAWIE
INDEKSU TROFIZMU GLEB LEŚNYCH (ITGL)
I SIEDLISKOWEGO INDEKSU GLEBOWEGO (SIG)**

Streszczenie

Celem pracy była ocena odlogowanych gleb rdzawych, jako siedliska leśnego w oparciu o indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL) i siedliskowy indeks glebowy (SIG). Badano gleby VI klasy bonitacyjnej położone na równinie sandrowej we wsi Ginawa w woj. zachodniopomorskim. Wartości ITGL i SIG pozwoliły określić je jako siedliska lasów mieszanych, a w jednym przypadku nawet lasu.

Słowa kluczowe: zalesianie, gleby rdzawe, uziarnienie, właściwości chemiczne, indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL), siedliskowy indeks glebowy (SIG)

WSTĘP

Spadek opłacalności produkcji rolniczej na początku lat 90. XX wieku w Polsce spowodował odlogowanie części gruntów rolnych, zwłaszcza najluźniejszych gleb piaszczystych o skrajnie niekorzystnych właściwościach [Ślusarczyk 1996, Ostrowski 2001]. Grunty te mogą być jednak z pożytkiem przeznaczone pod zalesienie [Józefaciuk i in. 1998], co pozwoliłoby na poprawę warunków przyrodniczych i podniesienie lesistości Polski.

Przy określaniu typu siedliskowego lasu uwzględnia się warunki geograficzno-klimatyczne, drzewostan, roślinność runa oraz właściwości gleb [Lasota i in. 2011]. Dla gruntów bezleśnych niemożliwe jest wykorzystanie informacji o drzewostanie i roślinności runa, a na małym obszarze klimat wpływa podobnie na życie drzew [Kowalkowski 1999]. Oznacza to, że potencjalny typ siedliskowy określa się na podstawie gleby, której rozpoznanie potencjału produk-

* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska

cyjnego umożliwiają tylko badania gleboznawcze [Gałązka 2011, Pietrzykowski i in. 2010, Instrukcja urządzania lasu 2012, Wanic i Błońska 2011].

Klasyczny sposób określania siedlisk w lasach, oparty na typologii gleb jest trudny, w znacznym stopniu subiektywny i zależny od wiedzy taksatora [Brożek i in. 2008, 2011]. Zdaniem Brożka i in. [2007], ze względu na wieloletnie życie drzew, w ocenie siedlisk leśnych uwzględniane są zarówno łatwo zmienne właściwości gleb, jak pH, składniki pokarmowe ekstrahowane w słabych roztworach, jak i trwałe, do których zalicza się uziarnienie. Z tych powodów przydatnym narzędziem w warunkach Polski okazała się liczbowa wycena gleb leśnych przedstawiona jako indeks trofizmu gleb leśnych – ITGL [Brożek 2001, Brożek i in. 2001], a następnie rozwinięta w siedliskowy indeks glebowy – SIG [Brożek 2007, Brożek i in. 2008, 2011]. Indeksy jakości gleb wykorzystano w opracowaniach przedstawiających siedliska leśne na glebach naturalnych [Lasota 2004, Trawczyńska i Tołoczko 2007, Kondras i in. 2012], jak też gruntach porolnych [Wanic i Błońska 2011, Meller i in. 2013]. Kondras i in. [2012] zwrócili uwagę na trwałość śladów użytkowania rolnego pozwalających na wyróżnianie porolnych odmian gleb co najmniej przez 1-2 pokolenia drzewostanu [Instrukcja urządzania lasu 2012].

Celem pracy jest ocena gleb rdzawych jako siedliska leśnego wykonana w oparciu o indeks trofizmu gleb leśnych (ITGL) i siedliskowy indeks glebowy – SIG [Brożek 2001, Brożek i in. 2008]. Indeksy te jako wskaźniki doboru typu siedliskowego lasu i gatunków drzewostanu uwzględniają uziarnienie i właściwości chemiczne gleb najlepiej, zdaniem twórców indeksów, powiązanych z siedliskową przydatnością gleb.

METODYKA BADAŃ

Badano gleby VI klasy bonitacyjnej położone w obrębie równiny sandrowej, we wsi Ginawa w woj. zachodniopomorskim, położonej w obrębie I krainy przyrodniczo-leśnej [Trampler i in. 1990]. W roku 1988 na polu obsianym jęczmieniem wykonano sześć odkrywek glebowych. Badania powtórzono po 11-letnim okresie odłogowania, w roku 2001, wykonując cztery odkrywki. Byłe pole uprawne porastały wówczas samosiewki sosny, a pomiędzy nimi występowała roślinność zielna.

Wykonano opis poziomów genetycznych gleb i pobrano z nich materiał bez zachowania struktury, w którym oznaczono metodami powszechnie przyjętymi w gleboznawstwie: uziarnienie wg podziału przedstawionego w czwartym wydaniu Systematyki gleb Polski [PTG 1989], pH w H_2O (pH_{H_2O}) i pH w 1N KCl (pH_{KCl}), zawartość węgla organicznego, sumę kationów wymiennych i kwasowość hydrolityczną, zawartość wymiennych form Ca, Mg, K, Na oraz zawartość azotu ogólnego.

Dla gleb użytkowanych rolniczo obliczono indeks trofizmu gleb leśnych – ITGL, wg Brożka [2001], zaś dla odłogowanych ITGL i siedliskowy indeks glebowy – SIG [Brożek i in. 2008]. Do obliczeń SIG użyto wartości gęstości objętościowej, nieprzedstawionych w pracy, a uzyskanych w roku 2001 z zastosowaniem cylinderek Kopecky'ego o pojemności 100 cm³.

WYNIKI BADAŃ

Badane gleby o układzie poziomów genetycznych ApBv-Bv1-Bv2-C, bez śladów występowania wody gruntowej [Tomaszewicz 1996], zaklasyfikowano według Systematyki gleb Polski [PTG 2011] jako rdzawe właściwe, a według Klasyfikacji gleb leśnych [Biały i in. 2000], jako rdzawe właściwe porolne.

Gleby rdzawe właściwe występują w obrębie siedlisk odpowiadających w klasyfikacji typologicznej siedlisk leśnych: borom (B), borom mieszanym (BM) i lasom mieszanym (LM) [Zwydak i in. 2011, Lasota i in. 2011a, 2011c]. Stwierdzono je również w powierzchniach siedlisk lasowych (L) [Brożek i in. 2011a, Lasota i in. 2011b]. Przedstawione w literaturze wartości ITGL dla gleb rdzawych właściwych zawierały się w przedziale 13,7-24,2 [Trawczyńska i Tołoczko 2007, Kondras i in. 2012], a dla gleb rdzawych właściwych porolnych 17,3-27,4 [Brożek i Zwydak 2003, Kondras i in. 2012].

Według wytycznych przedstawionych w pozycji „Przewodnik po działaniu. Zalesianie gruntów rolnych oraz zalesianie gruntów innych niż rolne” [Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi 2011] oraz Zasadach hodowli lasu [2012], gleby VI klasy gruntów orných odpowiadają potencjalnemu typowi siedliskowemu lasu określanemu jako bór (B). ITGL badanych gleb wynosił od 20,4 do 28,2 (tab. 1). Brożek i Zwydak [2003], przyjęli że gleby o wartości ITGL 16,1-26,0 są mezotroficzne i kwalifikują się do kategorii siedlisk lasów mieszanych (LM), a gleby o ITGL 26,1-36,0 zalicza się do eutroficznych – siedlisk lasów (L). Pozwala to glebę nr 5, o wartości ITGL 28,2, określić jako eutroficzną, potencjalnie stanowiącą siedlisko lasowe (L). Pozostałe dziewięć gleb określono jako mezotroficzne, czyli potencjalne siedlisko lasów mieszanych (LM). Wartości siedliskowego indeksu glebowego (SIG) przedstawione w tab. 2, obliczone dla gleb odłogowanych, wynosiły od 25 (profil 8) do 30 (profil 10). Wartość graniczna SIG między borami mieszanymi a lasami mieszanymi wynosi 23, zaś między lasami mieszanymi a lasami 33 [Lasota i in. 2011]. Jednak dla krainy I – Bałtyckiej ze względu na warunki klimatyczne korzystniejsze dla wzrostu dębu bezszypułkowego, buka i grabu, zakresy SIG, odpowiadające zespołom roślinnym siedlisk borów mieszanych (BM), lasów mieszanych (LM) i lasów (L) obniżono. Lasy mieszane odpowiadają zakresowi SIG 21-28, a lasy 29-40. Pozwala to uznać, że gleby nr 7, 8 i 9 reprezentują siedliska lasów mieszanych (LM), a gleba nr 10 siedlisko lasowe (L).

W przypadku ich leśnego zagospodarowania, w nasadzeniach mających doprowadzić do uzyskania siedliska lasu mieszanego świeżego (LMśw) powinny dominować gatunki liściaste: buk, dąb bezszypułkowy, lipa, klon, stanowiące w sumie 40-50% nasadzenia, następne pod względem udziału są sosna 20-30% i modrzew 20-30%. Na grunty określone jako potencjalny typ siedliskowy las świeży (Lśw) wprowadza się buk, dąb bezszypułkowy 50-60%, modrzew 30-40% oraz lipę, klon i inne 10% [Zasady hodowli lasu 2012].

Tab. 1. Wskaźniki liczbowe oraz wartości indeksu trofizmu gleb leśnych (ITGL) obliczone według kryteriów Brożka [2001]

Tab. 1. The numerical indexes and values of forest soil trophism index (ITGL) calculated acc. criteria of Brożek [2001]

Nr	Miażdżość poziomu [cm]	Procent frakcji o średnicy w mm			Wskaźniki			C:N	I _{C:N}	pH w H ₂ O	I _{pH}	S [cmol·dm ⁻³]	I _S	I _{suma}	ITGL
		>1,0	0,1-0,02	<0,02	I _{szkielet}	I _{pył}	I _{il}								
GLEBY UPRAWNE															
1	0-28	12,8	26,0	16,0	0	9	8	9,8	10	4,7	2	0,2	1	30	23,1
	28-50	23,9	16,2	9,0	0	8	6			5,0	3	0,4	6	23	
	50-86	30,5	5,0	9,0	1	4	6			5,4	6	1,5	6	21	
	86-100	11,5	3,7	4,0	0	4	4			5,7	5	0,7	7	20	
	100-150	10,5	9,0	3,0	0	6	3			6,0	6	1,7	7	22	
2	0-30	10,6	15,7	22,0	0	8	8	12,7 3,2	8	4,1	4	0,6	4	32	23,3
	30-50	14,0	23,1	22,0	0	8	8			4,2	4	0,4	3	33	
	50-75	13,4	4,6	5,0	0	4	5			4,4	4	0,2	2	15	
	75-150	18,1	6,2	5,0	0	5	4			4,5	5	1,5	6	20	
3	0-28	6,5	17,9	20,0	0	8	8	11,7	9	5,0	6	0,1	1	32	21,2
	25-52	18,2	7,2	10,0	0	5	6			5,1	6	0,6	4	21	
	52-95	20,5	32,9	10,0	0	9	6			5,4	6	0,7	5	26	
	95-150	9,6	8,7	3,0	0	3	3			7,4	9	1,7	6	12	
4	0-28	8,6	22,5	20,0	0	8	8	12,3	8	5,0	6	1,7	6	36	22,8
	28-50	18,4	15,7	14,0	0	8	7			4,8	5	0,3	3	23	
	50-100	16,1	7,5	5,0	0	5	4			5,0	6	0,4	3	18	
	100-150	20,5	4,1	4,0	0	4	4			5,8	7	0,7	5	20	
5	0-25	14,3	26,0	13,0	0	9	7	5,3	10	4,3	4	0,1	1	31	28,2
	25-48	12,8	28,0	14,0	0	9	7			4,9	5	0,3	3	24	
	48-80	10,8	18,0	7,0	0	8	5			5,4	6	0,7	5	24	
	80-150	14,3	26,0	10,0	0	9	6			5,7	7	1,0	5	27	
6	0-27	10,1	24,0	18,0	0	7	5	9,0	10	4,9	5	0,6	4	31	22,5
	27-48	19,5	20,0	14,0	0	6	4			5,1	6	0,8	5	21	
	48-72	28,0	7,7	7,0	0	4	3			5,6	7	1,8	6	20	
	72-100	19,7	2,2	7,0	0	1	4			6,6	8	4,6	7	20	
	100-150	19,8	5,2	5,0	0	3	3			6,4	8	3,0	7	21	
3	0-28	6,5	17,9	20,0	0	8	8	11,7	9	5,0	6	0,1	1	32	21,2
	25-52	18,2	7,2	10,0	0	5	6			5,1	6	0,6	4	21	
	52-95	20,5	32,9	10,0	0	9	6			5,4	6	0,7	5	26	
	95-150	9,6	8,7	3,0	0	3	3			7,4	9	1,7	6	12	
4	0-28	8,6	22,5	20,0	0	8	8	12,3	8	5,0	6	1,7	6	36	22,8
	28-50	18,4	15,7	14,0	0	8	7			4,8	5	0,3	3	23	
	50-100	16,1	7,5	5,0	0	5	4			5,0	6	0,4	3	18	
	100-150	20,5	4,1	4,0	0	4	4			5,8	7	0,7	5	20	
5	0-25	14,3	26,0	13,0	0	9	7	5,3	10	4,3	4	0,1	1	31	28,2

	25-48 48-80 80-150	12,8 10,8 14,3	28,0 18,0 26,0	14,0 7,0 10,0	0 0 0	9 8 9	7 5 6			4,9 5,4 5,7	5 6 7	0,3 0,7 1,0	3 5 5	24 24 27	
6	0-27 27-48 48-72 72-100 100-150	10,1 19,5 28,0 19,7 19,8	24,0 20,0 7,7 2,2 5,2	18,0 14,0 7,0 7,0 5,0	0 0 0 0 0	7 6 4 1 3	5 4 3 4 3	9,0	10	4,9 5,1 5,6 6,6 6,4	5 6 7 8 8	0,6 0,8 1,8 4,6 3,0	4 5 6 7 7	31 21 20 20 21	22,5
GLEBY ODŁOGOWANE															
7	0-25 25-30 30-50 50-90 90-110 110-150	10,4 8,3 25,4 20,3 24,4 32,1	10,3 24,5 13,8 3,8 3,8 3,1	15,0 14,0 12,0 7,0 4,0 4,0	0 0 0 0 0 1	6 8 7 4 4 3	7 7 7 5 4 4	16,1 22,5	6 3	5,1 4,9 5,2 5,3 5,8 5,9	6 5 6 6 7 7	2,4 2,6 0,3 0,4 0,7 1,3	7 7 3 3 5 6	32 30 23 18 20 19	21,9
8	0-30 30-50 50-85 85-100 100-150	9,1 20,0 24,2 42,6 27,6	18,1 13,0 1,3 0,0 1,1	16,0 13,0 11,0 8,8 6,0	0 0 0 2 0	8 7 1 1 1	8 7 7 6 5	18,5	5	5,2 5,2 5,0 6,4 6,9	6 6 6 8 8	1,4 1,2 1,1 2,2 2,6	6 6 6 7 7	33 26 20 20 21	23,7
9	0-30 30-60 60-135 135-150	10,0 23,4 31,2 12,6	20,0 18,3 1,6 3,7	20,0 15,0 6,0 4,0	0 0 1 0	8 8 1 4	8 7 5 4	13,2	8	4,5 5,0 5,3 5,1	5 6 6 6	2,9 1,3 0,1 0,6	7 6 1 4	36 27 12 18	20,4
10	0-32 32-51 51-85 85-127 127-150	8,7 13,1 24,6 11,1 18,3	16,8 18,9 5,1 2,8 2,2	16,0 16,0 7,0 4,0 5,0	0 0 0 0 0	8 8 4 3 2	8 8 5 4 4	10,2	9	5,0 5,2 5,3 5,3 5,6	6 6 6 6 7	2,9 1,1 0,1 0,7 0,1	7 6 1 5 1	38 28 16 18 14	22,2

Objaśnienia do tab. 1: S – suma zasad wymiennych, I_{szkielet} , $I_{\text{pył}}$, I_{ib} , $I_{\text{C/N}}$, I_{pH} , I_{S} – wskaźniki liczbowe obliczone według Brożka [2001] dotyczące odpowiednio: frakcji szkieletu, pyłu i części spławialnych, stopnia rozkładu materii organicznej (C:N), odczynu (pH) i sumy zasad wymiennych (S)

Tab. 2. Elementy i wartość siedliskowego indeksu glebowego (SIG) obliczone według kryteriów Brożka i in. [2008]

Tab. 2. The elements of soil site index (SIG) calculated acc. criteria of Brożek et al. [2008]

Nr	Czsv	Sv	Yv/Czsv	N2/C	Wczs	Ws	Wy	Wn	SIG
7	168,9	29,0	0,299	0,0031	7	8	8	3	26
8	237,5	34,5	0,273	0,0021	7	8	8	2	25
9	239,7	23,0	0,253	0,0059	7	7	8	5	27
10	203,1	26,0	0,273	0,0098	7	8	8	7	30

Objaśnienia do tab. 2: Czsv – zasób części spławialnych (o średnicy <0,02 mm) wyrażony w kg na 1,5 m³ gleby, Sv – suma kationów Ca, Mg, K i Na wyrażona w molach na 1,5 m³ gleby, Yv/Czsv – całkowita kwasowość wyrażona w kg jonów H⁺ na 1,5 m³ gleby podzielona przez zawartość części spławialnych wyrażonych w kg na 1,5 m³ gleby, N2/C – procentowy udział azotu całkowitego w pierwszym poziomie mineralnym gleby podzielony przez stosunek C:N w tym poziomie, Wczs – wskaźnik zasobów części spławialnych (o średnicy <0,02 mm wyrażonych w kg na 1,5 m³ gleby), Ws – wskaźnik zasobów sumy kationów Ca, Mg, K, Na

wyrażonej w molach na $1,5 \text{ m}^3$ gleby, Wy - wskaźnik całkowitej kwasowości wyrażonej w kg jonów H^+ na $1,5 \text{ m}^3$ gleby podzielonej przez zawartość części spławialnych wyrażonych w kg na $1,5 \text{ m}^3$ gleby, Wn - wskaźnik procentowego udziału azotu całkowitego w pierwszym poziomie mineralnym gleby podzielonego przez stosunek C:N w tym poziomie

DYSKUSJA

Przedstawione wyniki pozwalają na stwierdzenie, że potencjalna przydatność do gospodarki leśnej gleb w Ginawie, określona w oparciu o ITGL i SIG, odpowiada siedlisku lasu mieszanego (LM) i lasu (L) i jest wyższa niż określona bez badań glebowych, tj. w oparciu o klasę bonitacyjną gruntów ornych, kiedy siedliska te kwalifikują się jako borowe (B). Przyczyną tego może być fakt, że badane gleby użytkowano rolniczo. Zdaniem Kondras i in. [2012], nawet kilkadziesiąt lat po zalesieniu, gleby porolne odznaczały się większą miąższością poziomu ornopróchnicznego, nieco mniejszym zakwaszeniem i wyższym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego zasadami. Efektem tego była wyższa wartość indeksu trofizmu gleb leśnych. Na podniesienie siedliskowej wartości gleb w Ginawie wpływała również wyższa zawartość frakcji drobnoziarnistych w wierzchnich poziomach (tab. 1). Podobną sytuację odnotowali Trawczyńska i Tołoczko [2007] – w wierzchnich warstwach gleby cechy fizykochemiczne kształtowały się korzystniej i pogarszały się stopniowo w głąb profilu. Uziarnienie i właściwości chemiczne badanych profili (tab. 1, 2) można porównać z glebami rdzawymi kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej w lesie mieszanym świeżym (LMśw), przedstawionymi przez Lasotę i in. [2005].

Z problemami zaklasyfikowania gleb odłogowanych do odpowiedniego typu siedliskowego lasu spotkali się Wanic i Błońska [2011]. Grunty orne klasy bonitacyjnej VI i V, dla których typ siedliskowy określono odpowiednio jako bór (B) i bór mieszany (BM), w oparciu o SIG zaklasyfikowano jako las mieszany (LM) i las (L). Również Gałązka [2011] stwierdził, że prace gleboznawcze ujawniły wyższy potencjał produkcyjny gleb niż określony na podstawie klasyfikacji bonitacyjnej.

Odłogowana gleba 10 została na podstawie ITGL zakwalifikowana do kategorii siedlisk lasów mieszanych, zaś w oparciu o SIG do kategorii lasów. Zróżnicowanie to należy przypisać różnicy jaką na końcową wartość wskaźników wywiera stwierdzona w glebie zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego. W przypadku ITGL wskaźnik liczbowy określony na podstawie stosunku C/N jest tylko jednym z sześciu, a dodatkowo jego wagę pomniejsza fakt, że dotyczy tylko poziomu próchnicznego o miąższości 32 cm. W przypadku SIG procentowy udział azotu całkowitego w pierwszym poziomie mineralnym gleby podzielony przez stosunek C:N w tym poziomie pozwala otrzymać jeden z czterech równoważnych wskaźników.

WNIOSKI

1. Według przyjętych zasad hodowli lasu gleby rdzawe VI klasy bonitacyjnej w Ginawie kwalifikują się do typu siedliskowego lasu określanego jako bór (B).
2. Według wartości indeksu trofizmu gleb leśnych (ITGL) były to siedliska lasów mieszanych (profile nr 1-4 i 6-10) oraz lasu (profil nr 5). Według siedliskowego indeksu glebowego (SIG), obliczonego dla gleb nr 6-10, były to siedliska lasów mieszanych (profile nr 6-9) oraz lasu (profil nr 10).
3. Zalesienie przeprowadzone w oparciu o liczbową wycenę gleb leśnych - ITGL i SIG – pozwoliłoby pełniej wykorzystać wartość gleby oraz uzyskać nasadzenia o większej różnorodności gatunkowej i wartości gospodarczej.

LITERATURA

1. BIAŁY K., BROŻEK S., CHOJNICKI J., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., JANUSZEK K., KOWALKOWSKI A., KRZYŻANOWSKI A., OKOŁOWICZ M., SIENKIEWICZ A., SKIBA S., WÓJCIK J., ZIELONY R. 2000. Klasyfikacja gleb leśnych Polski, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss. 123.
2. BROŻEK S. 2001. Indeks trofizmu gleb leśnych. *Acta Agraria et Silvestria* 39, 17-33.
3. BROŻEK S. 2007. Liczbowa wycena „jakości” gleb – narzędzie w diagnozowaniu siedlisk leśnych. *Sylvan* 151/2, 35-42.
4. BROŻEK S., LASOTA J., ZWYDAK M. 2001. Próba zastosowania indeksu trofizmu gleb leśnych do diagnozy siedlisk nizinnych i wyżynnych, *Acta Agraria et Silvestria* 39, 35-46.
5. BROŻEK S., LASOTA J., ZWYDAK M., WANIC T., GRUBA P., BŁOŃSKA E. 2011. Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego (SIG) w diagnozie typów siedlisk leśnych. *Rocz. Glebozn.* 62/4, 133-149.
6. BROŻEK S., ZWYDAK M. 2003. Atlas gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, ss.467.
7. BROŻEK S., ZWYDAK M., LASOTA J. 2008. Liczbowy indeks troficznych odmian podtypów gleb bielcowych i rdzawych. *Rocz. Glebozn.* 60[1], 7-17.
8. BROŻEK S., ZWYDAK M., PACANOWSKI P. 2011a. Odmiany troficzne podtypów gleb jako jednostki niższego rzędu w systematyce gleb w lasach. *Rocz. Glebozn.* 62[4], 124-132.
9. BROŻEK S., ZWYDAK M., WANIC T., GRUBA P., LASOTA J. 2007. Kierunki doskonalenia metod rozpoznawania siedlisk leśnych. *Sylvan* 151[2], 26-34.

10. GAŁĄZKA S. 2011. Potencjał produkcyjny gleb porolnych przekazanych do zalesienia w nadleśnictwie Międzyrzecz. Zarządzanie ochroną przyrody w lasach. Tom V. Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi. Tuchola 2011, 50-56. ISSN 2081-1438.
11. INSTRUKCJA URZĄDZANIA LASU 2012. Część 2. Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, ISBN 978-83-61633-66-2 [całość], 978-83-61633-70-9 [tom II], Warszawa, ss.160.
12. JÓZEFACIUK A., JÓZEFACIUK CZ., NAWROCKI S. 1998. Racjonalizacja wykorzystania gleb marginalnych. PBZ-89-02, temat badawczy nr 16: Synteza przyrodniczych uwarunkowań wydzielania i zagospodarowania gruntów. IUNG Puławy, ss.50.
13. KONDRAS M., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., SIENICKA P., OTRĘBA A., TORZEWSKI K., OKTABA L. 2012. Zapas węgla organicznego w glebach leśnych zespołu kontynentalnego boru mieszanego świeżego w Kampinoskim parku narodowym Rocz. Glebozn. 63[4], 26-33.
14. KOWALKOWSKI A. 1999. Rola gleboznawstwa i geologii w typologicznej analizie lasu. Sylwan 10, 95-117.
15. LASOTA J. 2004. Próba wykorzystania indeksu trofizmu gleb leśnych do oceny żyzności górskich gleb leśnych Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar. 3[2], 69-78.
16. LASOTA J., BROŻEK S., ZWYDAK M. 2011. Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego [SIG] w projektowaniu składu gatunkowego odnawianych lasów. Rocz. Glebozn. 62[4], 150-162.
17. LASOTA J., BROŻEK S., ZWYDAK M., WANIC T. 2011a. Różnorodność gleb acydofilnych lasów liściastych, świetlistej dąbrowy subkontynentalnej oraz ubogich postaci grądów. Rocz. Glebozn. 62[4], 73-92.
18. LASOTA J., BROŻEK S., ZWYDAK M., WANIC T. 2011b: Różnorodność gleb żyznych buczyn i grądów. Rocz. Glebozn. 62[4], 93-108.
19. LASOTA J., KARP M., BISKUP S. 2005. Siedliska kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej [Calamagrostio arundinaceae-quercetum petraeae] w Środzkiej Wielkopolsce. Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar. 4[1], 23-39.
20. LASOTA J., ZWYDAK M., WANIC T., BROŻEK S. 2011c. Różnorodność gleb zespołów borów mieszanych. Rocz. Glebozn. 62[4], 54-72.
21. MELLER E., NIEDŹWIECKI E., MALINOWSKI R., KUBUS M., PODLASIŃSKI M. 2013. Przydatność gleb przeznaczonych pod powiększenie kolekcji Ogrodu Dendrologicznego w Przelewicach. Część II. Właściwości sorpcyjne i zawartość składników chemicznych Folia Pomer. Univ. Technol. Stetin., Agric., Aliment., Pisc., Zootech. 305 [27], 51-66.

22. MINISTERSTWO ROLNICTWA I ROZWOJU WSI 2011. Przewodnik po działaniu. Zalesianie gruntów rolnych oraz zalesianie gruntów innych niż rolne. Warszawa, 2011 rok. Wydanie III ss.36. ISBN: 978-83-62164-36-3
23. OSTROWSKI J. 2001. Ekologiczne i gospodarcze aspekty marginalnych użytków rolnych. Inżynieria Ekologiczna 4, Biopreparaty w ochronie i użytkowaniu środowiska, Ochrona i rekultywacja gruntów, 139-150.
24. PIETRZYKOWSKI M., PAJĄK M., KRZAKLEWSKI W. 2010. Próba zastosowania metod liczbowej wyceny gleb na podstawie Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych [ITGL] oraz Siedliskowego Indeksu Glebowego [SIG] do opisu zmienności warunków siedliskowych na zrehabilitowanych dla leśnictwa zwałowiskach KWB „Bełchatów”. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, 26[3], 155-165.
25. PTG. 1989. Systematyka gleb Polski. Wydanie IV. Rocz. Glebozn. 40[3/4], ss. 150.
26. PTG. 2011. Systematyka gleb Polski. Wydanie 5. Rocz. Glebozn. 62[3], ss.193.
27. ŚLUSARCZYK E. 1996. Opracowanie zasad i kryteriów wydzielania gleb marginalnych z punktu widzenia warunków przyrodniczych i ochrony środowiska. PBZ-89-02, temat badawczy nr 8: Racjonalizacja wykorzystania gleb marginalnych. IUNG Puławy, ss. 76.
28. TOMASZEWICZ T. 1996. Możliwości zalesienia piaszczystych gleb zdegradowanych na przykładzie obiektu w Ginawie. Praca dyplomowa. Studium Podyplomowe „Ekologia i Ochrona Środowiska”, WRMiTŻ, AR Szczecin, maszynopis, ss. 45.
29. TRAMPLER T., KLICKOWSKA A., DMYTERKO E., SIERPIŃSKA A. 1990. Regionalizacja przyrodniczo - leśna na podstawach ekologiczno - fizjograficznych. PWRiL Warszawa.
30. TRAWCZYŃSKA A., TOŁOCZKO W. 2007. Żyzność siedlisk leśnych w gminie Ujazd. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 31, 46-51.
31. WANIC T., BŁOŃSKA E. 2011: Zastosowanie metody SIG w ocenie przydatności terenów porolnych do hodowli lasu. Rocz. Glebozn. 62[4], 173-181.
32. ZASADY HODOWLI LASU. 2012. Załącznik do Zarządzenia nr 53 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 roku, obowiązujący w jednostkach organizacyjnych Lasów Państwowych od dnia 1 stycznia 2012 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, ISBN 978-83-61633-65-5, Warszawa, ss.72.
33. ZWYDAK M., LASOTA J., BROŻEK S., WANIC T. 2011. Różnorodność gleb zespołów borów sosnowych. Rocz. Glebozn. 62[4], 39-53.

THE EVALUATION OF RUSTY SOILS AS FOREST HABITAT ON THE BASE OF FOREST SOIL TROPHISM INDEX (ITGL) AND SOIL SITE INDEX (SIG)

S u m m a r y

The aim of this work was evaluation of rusty soil, which were fallowed in the early 90s, as forest habitat made based on the indexes of forest soil trophism index (ITGL) and soil site index (SIG) with using criteria proposed by Brożek (2001) and Brożek et al. (2008). Investigated rusty soils with VI quality class are located within the sandr plain in the village Ginawa in the province of West Pomerania. The values of ITGL and SIG, helped to determine them as mixed forest habitat, and in one case even the forest.

Key words: forestation, rusty soils, texture, chemical properties, forest soil trophism index (ITGL), soil site index (SIG)

KORNELIA KWIECIŃSKA, ŁUKASZ SZALAŁA*

**WEGETATYWNE BUFORY ŚRODOWISKOWE W STRATEGII
REDUKCJI UCIAŻLIWOŚCI ZAPACHOWEJ INSTALACJI
IPPC, NA PRZYKŁADZIE PROJEKTU PASA ZIELENI DLA
SKŁADOWISKA ZUO W ŚCINAWCE DOLNEJ**

Streszczenie

Prawo ochrony środowiska nakłada na zarządzających składowiskami odpadów szereg wymagań, mających na celu zapewnienie, by składowisko nie stanowiło zagrożenia dla środowiska naturalnego. Jednym z nich jest konieczność otoczenia składowiska pasem zieleni. Wegetatywne bufory środowiskowe rozmieszczone wokół obiektów emitujących odory, pełnią funkcję bariery biogeochemicznej dla obiektu oraz skutecznie redukują przemieszczanie się gazów złośliwych do sąsiednich nieruchomości.

Słowa kluczowe: odory, wegetatywne bufory środowiskowe, pasy zieleni, składowiska odpadów

WSTĘP

W świetle Prawa ochrony środowiska, obiekty takie jak np. oczyszczalnie ścieków, zakłady przetwórstwa żywności, składowiska odpadów czy hodowle zwierząt, noszą nazwę 'instalacji'. Budowa, a także rozbudowa czy modernizacja instalacji już istniejącej, opisywana w prawie jako "istotna zmiana instalacji", może wiązać się z czynnościami powodującymi negatywne oddziaływanie na środowisko naturalne, poprzez emisję substancji lub energii do poszczególnych komponentów środowiska. Przed uruchomieniem nowej lub przebudowywanej instalacji, właściciel lub podmiot dysponujący tytułem prawnym do instalacji, ma obowiązek wystąpić do odpowiedniej jednostki administracyjnej z wnioskiem o pozwolenie zintegrowane. Pozwolenie zintegrowane jest decyzją administracyjną, będącą rodzajem szczegółowej licencji na prowadzenie instalacji, uzyskiwaną dla instalacji przemysłowych i innych, o których mowa

* Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Wrocławska

w ustawie, na warunkach ustalonych dla wszystkich komponentów środowiska oraz przy spełnieniu wymagań technicznych określanych jako "najlepsze dostępne techniki", czyli BAT (ang.: *Best Available Techniques*). Prawo ochrony środowiska definiuje termin BAT, jako najbardziej efektywny i zaawansowany poziom technologii i metod prowadzenia danej działalności. Celem stosowania przez instalację BAT jest zapobieganie lub/i ograniczanie jej negatywnego oddziaływania na środowisko. Pozwolenie zintegrowane powinno również określać rodzaj i ilość wykorzystywanej energii, materiałów, surowców i paliw [ippc.mos.gov.pl].

Zgodnie z Prawem ochrony środowiska, organem kompetentnym do wydania pozwolenia zintegrowanego jest [ippc.mos.gov.pl]:

- wojewoda - dla instalacji mogących znacząco oddziaływać na środowisko, dla których istnieje ustawowy wymóg sporządzenia raportu o oddziaływanie przedsięwzięcia na środowisko. (Rodzaje przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, dla których istnieje ustawowy wymóg sporządzenia raportu o oddziaływanie przedsięwzięcia na środowisko, określa rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, oraz szczegółowych kryteriów związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięć do sporządzania raportu o oddziaływaniu na środowisko (Dz. U. Nr 179, poz. 1490);
- starosta - dla pozostałych instalacji.

Prawo ochrony środowiska, nakłada na właścicieli, lub zarządzających składowiskami odpadów, będących zazwyczaj integralną częścią Regionalnej Instalacji Przetwarzania Odpadów Komunalnych, szereg wymagań, mających na celu zapobieganie i ograniczanie negatywnego oddziaływania tych instalacji na środowisko. Najbardziej aktualnym aktem prawnym, który wymienia i opisuje te wymagania, jest Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r., w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy i prowadzenia składowisk odpadów, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów (Dz. U. z dnia 2 maja 2013 r.), na podstawie art. 124 ust. 6 ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. z 2013 r. poz. 21). Jednym z wymagań o których mowa w 'Rozporządzeniu', jest konieczność otoczenia składowiska pasem zieleni złożonym z drzew i krzewów w celu ograniczenia do minimum niedogodności i zagrożeń powstających na składowisku odpadów w wyniku emisji odorów i pyłów, roznoszenia odpadów przez wiatr, hałasu i ruchu drogowego, oddziaływania zwierząt, tworzenia się aerozoli oraz pożarów. W rozporządzeniu określona została minimalna szerokość pasa zieleni, która powinna wynosić 10 m.

ZASTOSOWANIE PASÓW ZIELENI IZOLACYJNEJ WOKÓŁ OBIEKTÓW EMITUJĄCYCH ODORY

Pasy zieleni, zwane także wegetatywnymi buforami środowiskowymi (ang.: VEB – *vegetative environmental buffer*), rozmieszczone wokół obiektów emitujących odory, pełnią funkcję bariery biogeochemicznej oraz skutecznie redukują przemieszczanie się gazów złośliwych do sąsiednich nieruchomości. Pasy zieleni izolacyjnej mają zdolność do zmniejszania natężenia odorów w pobliżu oraz w samym ich źródle oraz zmniejszają skutki emisji gazów złośliwych poprzez:

- rozcieńczanie i dyspersję gazowych cząstek zapachu poprzez efekt mieszania i rozpraszania smugi odorantów w zadrzewieniach. Poprzez dobrze zaprojektowane pasy zieleni przechodzi ok. 40% wiatru, co skutkuje rozcieńczeniem i rozproszeniem smugi;
- osadzanie się cząstek gazów odorotwórczych od nawietrznej i zawietrznej strony pasa zieleni. Nośnikiem większości zapachów są cząstki pyłu zawieszonego oraz aerozole atmosferyczne, ze względu na zmniejszenie prędkości wiatru przez pas zieleni, mniejsza ilość aerozoli oraz pyłu zawieszonego jest porywana przez wiatr. W powstałych dzięki temu strefach ciszy (zarówno od nawietrznej jak i zawietrznej strony pasa), następuje grawitacyjne osiadanie cząstek pyłu zawieszonego, co zmniejsza proces rozprzestrzeniania się odorów;
- gromadzenie i przechowywanie w biomasie drzew i krzewów chemicznych składników zanieczyszczeń powietrza. Drzewa i krzewy absorbują część zanieczyszczeń z powietrza - wynika to z powinowactwa chemicznego niektórych związków chemicznych do składu powłoki woskowej występującej na liściach i częściach zdrewniałych roślin. Najlepszą zdolność do pochłaniania związków chemicznych (w tym odorotwórczych gazów) z powietrza, mają gatunki drzew iglastych. Niektóre związki, w tym te tworzące odoranty, są również pochłaniane przez mikroorganizmy żyjące na powierzchni roślin. Jednym z najskuteczniej absorbowanych przez roślinność drzewiastą związków chemicznych jest amoniak - jeden z głównych składników gazów odorotwórczych;
- fizyczne przechwytywanie cząstek zapachów (pyłu zawieszonego i aerozolu atmosferycznego). Gatunki drzew i krzewów o wysokim stopniu szorstkości liści a także te o dużej powierzchni w stosunku do biomasy, są najbardziej efektywne w fizycznym przechwytywaniu cząstek pyłu zawieszonego i aerozoli;
- walory estetyczne – wegetatywne bufory środowiskowe są doskonałą propozycją również w mediacjach środowiskowych – estetyczna zasłona odgraniczająca obiekt emitujący odory od siedzib ludzkich, wpływa na psycholo-

giczne aspekty odbioru otoczenia i znacznie zmniejsza ilość skarg związanych z uciążliwością gazów zło wonnych.

Układ i projekt pasa zieleni ma kluczowe znaczenie dla jego prawidłowego funkcjonowania. Dobrze zaprojektowany pas zieleni tworzy strefę ciszy, która może rozciągać się na odległość nawet do 25 razy większą niż wysokość linii drzew. Na obszarach gdzie róża wiatru wskazuje na silną dominację wiatrów z określonego kierunku, pas zieleni od strony danego kierunku projektuje się z szerszą rozstawą drzew i krzewów w poszczególnych szeregach, po to aby uniknąć odkształceń w budowie drzewa spowodowanych mechanicznym działaniem wiatru. Szersza rozstawa ma również zminimalizować opór jaki gęsty szpaler drzew stanowi dla wiatru, po to aby uniknąć połamania konarów i powstania wiatrołomów i wywrotów, które mogłyby uszkodzić znaczną część pasa.

MATERIAŁY I METODY

Podstawą wykonania dokumentacji projektowej była konieczność uzupełnienia "Raportu o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięcia pn.: Rozbudowa kwatery składowiska Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej". Raport został wykonany przez Stowarzyszenie EKO-BIEGŁY, z siedzibą we Wrocławiu. Projekt pasa zieleni izolacyjnej wokół składowiska w Ścinawce Dolnej, miał na celu dostosowanie ww. składowiska do stanu zgodnego z obowiązującymi wymogami prawnymi. Pierwszym krokiem koniecznym do wykonania tego projektu było przeprowadzenie inwentaryzacji zadrzewień istniejących na terenie obiektu i w bezpośrednim jego sąsiedztwie. Przeprowadzona inwentaryzacja wykazała, że istniejące na terenie obiektu zadrzewienia i zakrzewienia oraz młode nasadzenia występujące na skarpie, nie tworzą pasa zieleni izolacyjnej, w myśl przepisów zawartych w Rozporządzeniu, m.in. nie zachowują minimalnej szerokości 10m. Poza granicami, lecz przylegając do obiektu, od strony południowo-zachodniej części składowiska, występuje zadrzewienie o zwartym charakterze, występujące na tym siedlisku od ponad 30 lat. Szerokość zadrzewienia znacznie przekracza 10m i składa się z różnych gatunków drzew i krzewów. Istniejący starodrzew może spełniać rolę fragmentu pasa zieleni izolacyjnej, ponieważ spełnia wymogi Rozporządzenia, m.in. z uwagi na szerokość skupiska oraz jego skład gatunkowy. Właścicielowi terenu na którym występuje zadrzewienie, zalecono dokonanie zabiegów pielęgnacyjno-sanitarnych.



Fot. 1. Korona wału w północnej części składowiska, przeznaczona do obsadzenia projektowanymi gatunkami drzew i krzewów [fot. aut.]

Fig. 1. Northern part of the landfill embankment, to be planted with designed trees and shrubs species [own photo]



Fot. 2 Zadrzewienie o charakterze zwartym w południowej części składowiska (widok z zachodniej skarpy) [fot. aut.]

Fig. 2. Dense tree row, on the southern part of the landfill (view from the embankment on the western part) [own photo]

Podstawowym założeniem projektowym było uzyskanie pasa zieleni o szerokości 10m, dostosowanego do cech charakterystycznych obiektu – projekt nasadzeń miał na celu uzupełnienie brakujących drzew i krzewów w istniejącym założeniu oraz dosadzenie pasa drzew iglastych oraz krzewów liściastych, w celu uzyskania odpowiedniej szerokości oraz różnorodności gatunkowej pasa zieleni. Projekt zakłada przeprowadzenie nasadzeń na koronie wału oraz na skarpie, każdy pas zieleni powinien nawiązywać strukturą gatunkową do łączonych przez nią biocenoz (na podstawie inwentaryzacji terenu) i składać się z gatunków drzew i krzewów, charakteryzujących się wytrzymałością na działanie wiatru, mrozu oraz zanieczyszczeń chemicznych. Najlepszy wegetatywny bufor środowiskowy stanowi pas złożony z trzech rzędów drzew – dwóch rzędów drzew lub/i krzewów liściastych, które rozpraszają wiatr oraz pasa składającego się z drzew zimozielonych. W przypadku tworzenia pasów zieleni izolacyjnej na skarpach, jak w niniejszym projekcie, zalecane jest wprowadzanie roślinności poprawiającej dodatkowo stateczność skarp oraz hamującej proces erozji skarpy.

Łącznie zaprojektowano 2712 nowe stanowiska drzew i krzewów, proponowane gatunki to:

- Sosna pospolita (*Pinus sylvestris*): drzewo dorastające do 30 - 40m wysokości, zimozielone, iglaste, gatunek mało wymagający, tolerujący ubogie, suche gleby, odporny na mróz i suszę. Gatunek wybrany m.in. w celu nawiązania do składu gatunkowego zadrzewień występujących poza granicą działki, od południowo-zachodniej części obiektu, a także o odpowiednich właściwościach dla nasadzeń w pobliżu brzegu skarpy;
- Berberys Thunberga ‘Atropurpurea’ (*Berberis thunbergii* ‘Atropurpurea’): ciernisty krzew dorastający do 1,5 - 2 m wysokości, gatunek o niskich lub przeciętnych wymaganiach glebowych, odporny na suszę i rdzę żdźbłową.
- Róża pomarszczona (*Rosa rugosa*): krzew dorastający do 1,5 - 2m wysokości, z licznymi rozłogami, gatunek odporny na suszę, zanieczyszczenie powietrza, o niskich wymaganiach glebowych, odpowiedni dla niestabilnego, suchego podłoża, stosowany m.in. do utrwalania skarp;
- Wiąz górski (*Ulmus glabra*): drzewo liściaste o średnich wymaganiach glebowych, do miejsc słonecznych lub półcienistych, bardzo dobrze znosi zanieczyszczenia powietrza. Gatunek wybrany m.in. w celu nawiązania do składu gatunkowego młodych nasadzeń występujących na skarpie;
- Pęcherznica kalinolistna ‘Diabolo’ (*Physocarpus opulifolius*): szybko rosnący krzew o czerwonych liściach, osiągający 3m wysokości, gatunek niewymagający, tolerujący stanowiska słoneczne jak i cieniste, gleby suche i wilgotne, kwaśne i alkaliczne. Odporna na mróz, suszę i zanieczyszczenia powietrza.

Dokumentacja projektowa zawierała również szczegółowy opis sposobu wykonywania nasadzeń, schemat nasadzeń, uwzględniający rozstawy drzew

i krzewów w każdym rzędzie pasa oraz odległości pomiędzy poszczególnymi rzędami, a także operat pielęgnacyjny dla powstałego pasa zieleni.



Fot. 3. Przykład dojrzałego pasa zieleni – pas otaczający farmę świń w Południowej Dakocie, USA [daycd.org]

Fig. 3. An example of a mature shelterbelt around a swine farm, Southern Dakota, USA [daycd.org]

WNIOSKI

Pasy zieleni jako wegetatywne bufory środowiskowe, mają liczne zalety w minimalizowaniu zagrożeń związanych z negatywnym oddziaływaniem na środowisko niektórych instalacji, m.in. składowisk odpadów. Z tego powodu konieczność otaczania składowisk pasem zieleni, została włączona w szereg wymogów, jakie Prawo ochrony środowiska nakłada na właścicieli, lub zarządzających składowiskami odpadów. Pasy zieleni mają również ogromnie wiele zalet w ograniczaniu uciążliwości zapachowej związanej z pracą niektórych instalacji, zaletą tej metody jest także jej stosunkowo mały koszt, a także podnoszenie walorów estetycznych i krajobrazowych otoczenia instalacji. Odpowiedni projekt pasa zieleni, uwzględniający charakterystyczne cechy danej instalacji, może zintensyfikować działanie wegetatywnych buforów środowiskowych i ma kluczowe znaczenie w zmniejszaniu skutków emisji gazów złownych. Pasy zieleni, jako wegetatywne bufory środowiskowe dla wielu rodzajów obiektów emitujących odory, nie tylko składowisk odpadów, są z powodzeniem stosowane w wysoko uprzemysłowionych krajach, takich jak np. USA czy Niemcy.

LITERATURA

1. BOTTCHE R., MUNILLA R., BAUGHMAN G., KEENER K., 2000. Designs for Windbreak Walls for Mitigating Dust and Odor Emissions from Tunnel Ventilated Swine Buildings, 2000. North Carolina State University;
2. LEUTY T., 2004. Using Shelterbelts to Reduce Odors Associated with Livestock Production Barns. Horticulture/Agroforestry Specialist, Ontario Ministry of Agriculture and Food;
3. Raport o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięcia pn.: "Rozbudowa kwatery składowiska Zakładu Unieszkodliwiania Odpadów w Ścinawce Dolnej" Szałata, Cuske, Rybak, Zwoździak, 2014, Stowarzyszenie EKO-BIEGŁY, 50-155 Wrocław, Purkyniego 1;
4. SENETA W., DOLATOWSKI J., 2005. „Dendrologia“ PWN Warszawa 2005, wyd.III poprawione i uzupełnione;
5. TYNDALL J., 2008. The use of vegetative environmental buffers for livestock and poultry odor control. Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations. Des Moines, Iowa. p. 21-26;
6. daycd.org;
7. ippc.mos.gov.pl

**VEGETATIVE ENVIRONMENTAL BUFFERS
IN MITIGATION STRATEGY OF ODOUR NUISANCE
FROM IPCC INSTALLATIONS, ON THE EXAMPLE
OF A SHELTERBELT PROJECT FOR LANDFILL
IN SCINAWKA DOLNA, POLAND**

A b s t r a c t

Polish Environmental Law impose a number of specific requirements to landfill administrators, concerning all measures aimed to prevent the landfill from posing a threat to the environment. Vegetative environmental buffers located around odour emitting objects act as biogeochemical barriers for these objects and effectively reduce propagation of malodorous gases to adjacent areas.

Key words: odour, vegetative environmental buffer, shelterbelt, landfill

**EWA PORA, JAROSŁAW KASZUBKIEWICZ*,
DOROTA KAWAŁKO**

**WPŁYW KATIONÓW JEDNO- I DWUWARTOŚCIOWYCH
ORAZ ZASOLENIA ROZTWORU NA WŁAŚCIWOŚCI
SORPCYJNE WYBRANEGO SUPERABSORBENTU**

Streszczenie

Główną zaletą superabsorbentów (SAPów) jest zdolność pęcznienia i magazynowania roztworów. Istnieją czynniki, które znacznie ograniczają zdolności absorpcyjne superabsorbentów. Należą do nich m.in. występowanie w roztworze kationów dwuwartościowych oraz zasolenie. Celem badań było określenie wpływu jonów jedno- i dwuwartościowych oraz stopnia zasolenia roztworu na właściwości sorpcyjne superabsorbentu o nazwie handlowej Aquarorb 3005 KL.

Słowa kluczowe: superabsorbent, sorpcja, kationy, zasolenie

WSTĘP

Główną zaletą superabsorbentów (SAPów) jest zdolność pęcznienia i magazynowania roztworów w ilości przekraczającej setki razy wagę SAPu w stanie suchym [Zheng i in., 2007].

Pod względem chemicznym superabsorbenty są hydrofilowymi, luźno usieciowanymi polimerami [Dąbrowska, Lejcuś, 2012]. Zdolność absorpcji wody, roztworów, nawozów, a także leków sprawiły, że substancje te znalazły zastosowanie m.in. w rolnictwie i ogrodnictwie, produkcji materiałów higienicznych, medycynie, zabezpieczeniach przeciwozryjnych i rekultywacji [Zhang i in., 2006; Lejcuś i in., 2008; Bereś, Kołédkowska, 1992].

W rolnictwie, ogrodnictwie i rekultywacji rola superabsorbentów polega przede wszystkim na dostarczeniu roślinom niezbędnej do życia wody w okresie suchym lub na obszarach, na których występuje jej deficyt (większość roślin może wykorzystać nawet 90% wody związanej w SAPie), oraz zapobieganie wypłukiwaniu z gleby związków nawozowych, których również superabsorbenty mogą być nośnikiem [Lejcuś i in., 2008; Jhurry, 1997]. Oprócz korzyści związanych ze zwiększeniem retencji wody w glebie należy wymienić pozy-

tywny wpływ SAPów na strukturę gleby [Dąbrowska, Lejcuś, 2012] poprzez wielokrotne cykle pęcznienia i skurczu SAPu (pęcznienie SAPu odbywa się w wyniku absorpcji roztworu, natomiast skurcz jest wynikiem pobierania wody przez rośliny) [Lejcuś i in., 2008].

Dodatkową zaletą superabsorbentów jest ich biodegradowalność, co jest bardzo ważną cechą z punktu widzenia ochrony środowiska [Zhang i in., 2006]. Wprowadzony do gleby SAP po upływie 5-7 lat ulega biodegradacji, rozkładając się na amon, dwutlenek węgla i wodę [Dhodapkar i in., 2009].

Niestety istnieją czynniki, które znacznie ograniczają zdolności absorpcyjne superabsorbentów. Należą do nich m.in. występowanie w roztworze kationów dwuwartościowych oraz zasolenie [Foster, Gary, 1990].

Celem badań było określenie wpływu jonów jedno- i dwuwartościowych oraz stopnia zasolenia roztworu na właściwości sorpcyjne superabsorbentu o nazwie handlowej Aquarorb 3005 KL.

OBIEKT I METODY BADAŃ

Doświadczenie przeprowadzono w pięciu powtórzeniach z wykorzystaniem superabsorbentu o nazwie handlowej Aquasorb 3005 KL, który jest usieciowanym kopolimerem akryloamidu z akrylanem potasu. Według producenta absorpcja tego superabsorbentu w wodzie demineralizowanej wynosi $300 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$.

Superabsorbent nawilżano wodą destylowaną oraz roztworami soli: NaCl (o stopniu zasolenia 226, 550 i $1200 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) i MgCl_2 (o stopniu zasolenia 226, 550 i $1200 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$). Przewodność właściwa rzędu $226 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ odpowiada wartościom dla roztworu glebowego pobranego z poziomu akumulacyjnego (A) gleby należącej do typu gleb rdzawych (podtypu gleb rdzawych typowych) o składzie granulometrycznym piasku słabogliniastego. Przewodność właściwa rzędu $550 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ odpowiada wartości dla roztworu glebowego pobranego z poziomu akumulacyjnego (A) gleby należącej do typu czarnych ziem (podtypu czarnych ziem typowych) [Systematyka gleb Polski, 2011] o składzie granulometrycznym gliny średniej pylastej, przy zastosowaniu podciśnienia 20-50 kPa. Przewodność właściwa rzędu $1200 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ jest wartością ekstremalną, niewystępującą naturalnie w glebach, jednakże może wystąpić na terenach poprzemysłowych.

Glebę pobrano na polu ornym w rejonie stacji doświadczalnej UP Swojec. Roztwór pozyskiwano przy zastosowaniu podciśnienia 20 kPa.

Zasolenie roztworów (przewodnictwo właściwe) określono konduktometrycznie – zgodnie z normą ISO 11265. Ze względu na bardzo dużą chłonność badanego superabsorbentu, waga suchego SAPu wynosiła 0,1g. Superabsorbent nawilżano metodą swobodnego podsiąku poprzez umieszczenie suchego SAPu w pierścieniu PCV o średnicy 7,5 cm, zabezpieczonego od spodu prze-

puszczającym roztwory materiałem, dzięki czemu możliwy był swobodny dostęp roztworu do każdej grudki SAPu.

WYNIKI

Średnią absorpcję roztworów NaCl i MgCl_2 (w przeliczeniu na 1 g suchego SAPu), w wybranych wariantach zasolenia przedstawiono w tabeli nr 1 oraz porównano na wykresach nr 1 i 2.

Tab. 1. Absorpcja wody destylowanej oraz roztworów soli jedno- i dwuwartościowych w różnych wariantach zasolenia

Tab. 1. Absorption of distilled water and mono- and divalent saline solutions in various salinity

Zasolenie [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Średnia absorpcja roztworu w przeliczeniu na 1g SAPu [$\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]		
	Woda destylowana	NaCl	MgCl_2
4	298,9	-	-
226	-	201,6	162,3
550	-	151,0	95,7
1200	-	108,0	38,9

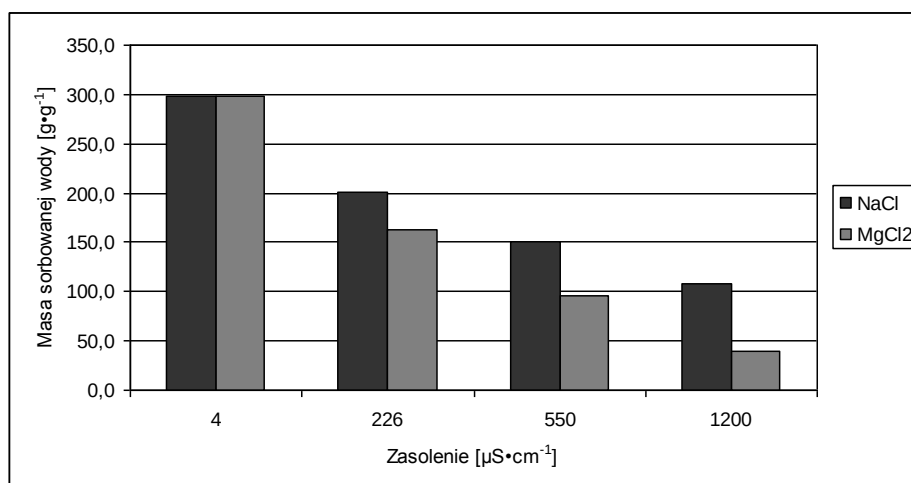
Chłonność badanego superabsorbentu wahała się od $298,9 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ (woda destylowana) do $38,9 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ (roztwór MgCl_2 o zasoleniu $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Jak podaje Zheng i in. [2007], wraz ze wzrostem wysycenia sorbowanego roztworu kationami (zasolenia roztworu) maleje absorpcja wody.

Biorąc pod uwagę wartości średnie z pięciu powtórzeń, absorpcja roztworu o zasoleniu $226 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ w przypadku soli NaCl była o 32,6% mniejsza niż absorpcja wody destylowanej. W przypadku soli MgCl_2 różnica ta była znacznie większa i wynosiła 45,7%.

W przypadku roztworu o zasoleniu $550 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ absorpcja soli NaCl była o 49,5% mniejsza niż absorpcja wody destylowanej, a soli MgCl_2 68,8%.

Największe różnice zaobserwowano w roztworach o zasoleniu $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; absorpcja soli NaCl była o 63,9% mniejsza niż absorpcja wody destylowanej, a soli MgCl_2 aż 87,0%. Ji-Heung i in. [2002] w swoich badaniach nad superabsorbentem opartym na kwasie poliasparaginowym wykazał spadek retencji roztworu NaCl o 82,2% względem wody destylowanej. Badając superabsorbent zbudowany z akrylanu sodu-co-akrylamidu, Sadeghi i Koutchakzadeh [2007] wykazali spadek sorpcji roztworu CaCl_2 o 48% względem wody destylowanej.



Rys. 1. Absorpcja wody destylowanej o zasoleniu $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ oraz roztworów NaCl i MgCl₂ o zasoleniu 226, 550 i 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

Fig. 1. Absorption of distilled water with salinity of $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and solutions NaCl and MgCl₂ with salinity of 226, 550, 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

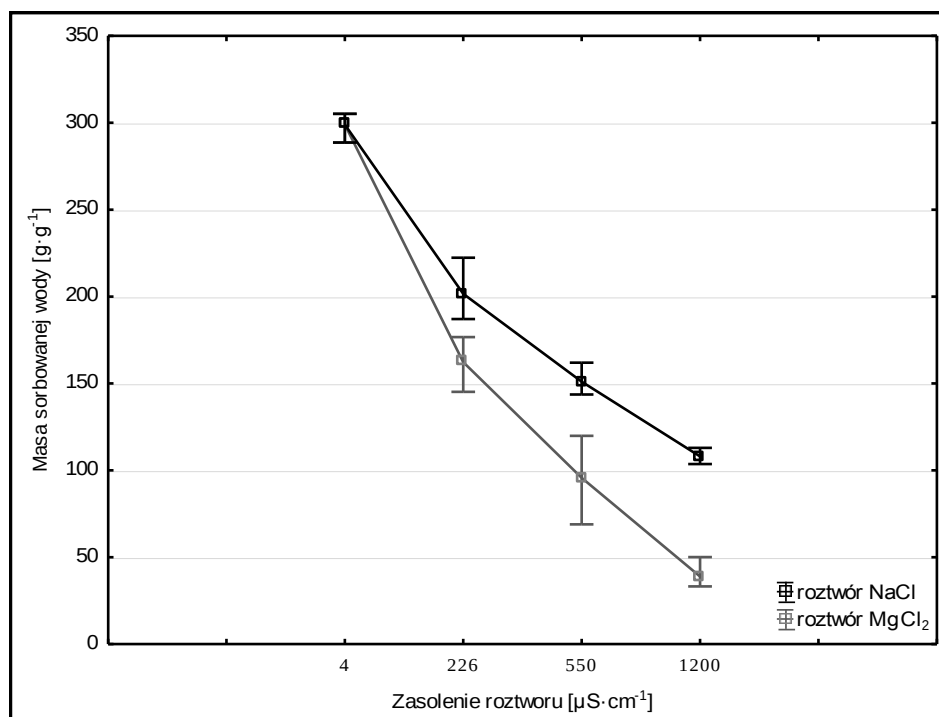
Tab. 2. Statystyczne porównanie testem HSD Tukeya wody destylowanej o zasoleniu $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ i roztworu NaCl w wariantach zasolenia 226, 550, 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

Tab. 2. A statistical comparison by Tukey HSD test of distilled water with a salinity $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and the solution of NaCl with salinity variants: 226, 550, 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

NaCl	woda destylowana	roztwór 226 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	roztwór 550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	roztwór 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
średnia	298,9	201,6	151,0	108,0
woda destyl.	---	0,000185	0,000185	0,000185
226 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	---	---	0,000186	0,000185
550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	---	---	---	0,000189

Jak podaje Ekebafe i in. (2011) dwuwartościowe kationy wchodzą w silną interakcję z superabsorbentami i są w stanie przemieszczać cząsteczki wody uwięzione w polimerze. Jednowartościowe kationy (Na^+) również mogą wypierać cząsteczki wody, jednak efekt ten nie jest tak wyraźny, jak w przypadku kationów. Proces ten jest w pełni odwracalny poprzez wielokrotne moczenie w wodzie dejonizowanej.

Otrzymane wyniki poddano analizie Testem HSD Tukey'a. Zarówno w przypadku roztworu NaCl jak i MgCl₂ różnice w absorpcji roztworów o poszczególnych poziomach zasolenia są statystycznie istotne (tab. 2 i 3).



Rys. 1. Absorpcja wody destylowanej o zasoleniu $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ oraz roztworów NaCl i MgCl_2 o zasoleniu 226, 550 i $1200\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Punkt środkowy przedstawia średnią masę zaabsorbowanej wody, natomiast wąsy wartość min-max.

Fig. 1. Absorption of distilled water with salinity of $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and solutions NaCl and MgCl_2 with salinity of 226, 550, $1200\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. The center point represents the average weight of absorbed water, while whiskers value min-max.

Tab. 3. Statystyczne porównanie testem HSD Tukeya wody destylowanej o zasoleniu $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ i roztworu MgCl_2 w wariantach zasolenia 226, 550, $1200\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

Tab. 3. A statistical comparison by Tukey HSD test of distilled water with a salinity $4\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and the solution of MgCl_2 with salinity variants: 226, 550, $1200\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

MgCl_2	woda destylowana	roztwór 226 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	roztwór 550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	roztwór 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
średnia	298,9	162,3	95,7	38,9
woda destyl.	---	0,000185	0,000185	0,000185
226 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	---	---	0,000186	0,000185
550 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	---	---	---	0,000189

Porównania ilości sorbowanej przez SAPy wody z roztworów NaCl i MgCl_2 o jednakowym poziomie zasolenia dokonano za pomocą testu t-studenta (tabela

4). We wszystkich wariantach zasolenia średnie ilości zaabsorbowanej wody różnią się w sposób istotny. Poziom istotności dla hipotezy o braku różnicy pomiędzy sorpcją roztworu o zasoleniu $226 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ wynosił 0,001189, a dla roztworu o zasoleniu $550 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ wynosił 0,000354. W przypadku roztworu o zasoleniu $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ wartość parametru p była mniejsza niż $5\cdot 10^{-7}$.

Tab. 4. Wybrane parametry statystyczne dla porównania masy sorbowanego roztworu NaCl i MgCl_2 w wariantach zasolenia: 226, 550 i $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

Tab. 4. Selected statistical parameters to compare weight of sorbed NaCl and MgCl_2 solutions in salinity variants: 226, 550, and $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

PARAMETR	ROZTWÓR	ZASOLENIE ROZTWORU [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]		
		226	550	1200
ŚREDNIA	NaCl	201,6	151,0	108,0
	MgCl_2	162,3	95,7	38,9
ODCHYLENIE STANDARDOWE	NaCl	13,50812	9,725907	3,486355
	MgCl_2	11,80554	18,51682	6,781902
P	---	0,001189	0,000354	$>5\cdot 10^{-7}$

WNIOSKI

1. Superabsorbent Aquasorb 3005 KL wykazał największe zdolności absorpcyjne podczas nawilżania wodą destylowaną.
2. Występowanie w roztworze kationów, zwłaszcza dwuwartościowych zmniejsza zdolności absorpcyjne superabsorbentu. Różnice te wynoszą od 45,7% do 87%.
3. Wraz ze wzrostem zasolenia sorbowanego roztworu spada zdolność superabsorbentu do magazynowania roztworów. Tendencja ta jest silniejsza w przypadku roztworów soli MgCl_2 niż NaCl.

Badania współfinansowane ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego.

Program Operacyjny Kapitał Ludzki, Priorytet VIII Regionalne Kadry Gospodarki, Działanie 8.2 Transfer Wiedzy, Poddziałania 8.2.2 Regionalne Strategie Innowacji.



LITERATURA

1. BEREŚ, J.; KAŁĘDKOWSKA, M.; 1992. Superabsorbenty. *Chemik* 3, 61-65.
2. DĄBROWSKA, J.; LEJCUŚ, K.; 2012. Charakterystyka wybranych właściwości superabsorbentów. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 3/IV/2012, 59-68.
3. DHODAPKAR, R.; BORDE, P.; NANDY, T.; 2009. Superabsorbent polymers in environmental remediation. *Global NEST J.*, vol. 11, No 2, 223-234.
4. EKEBAFE L.O., OGBEIFUN D.E., OKIEIMEN F.E.; 2011. Polymer applications in agriculture. *Biokemistri*, Vol.23, No.2, 81-89.
5. FOSTER, W.J.; KEEVER G.; 1990. Water absorption of hydrophylic polymers (hydrogels) reduced by media amendments. *J. Environ. Hort.* 8(3), 113-114.
6. JHURRY, D.; 1997. Agricultural polymers. Food and Agricultural Research Council, Reduit, Mauritius.
7. JI-HEUNG, K.; JU HEE, L.; SEUNG-WOOK, Y.; 2002. Preparation and swelling behavior of biodegradable superabsorbent gels based on polyaspartic acid. *J.Ind. Eng. Chem.*, Vol. 8, No. 2, 138-142.
8. LEJCUŚ, K.; ORZESZYNA, H.; PAWŁOWSKI, A.; GARLIKOWSKI D.; 2008. Wykorzystanie superabsorbentów w zabezpieczeniach przeciwozryjnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 9/2008, 189-194.
9. SADEGHI, M.; KOUTCHAKZADEH, G.; 2007. Swelling kinetics study of hydrolyzed carboxymethylcellulose-poly (sodium acrylate-co-acrylamide) superabsorbent hydrogel with salt-sensitivity properties. *J. Sci. I. A. U.*, vol. 17, No. 64, 19-26.
10. ZHANG, J.; LI, A.; WANG, A.; 2006. Study on superabsorbent composite. VI. Preparation, characterization and swelling behaviors of starch phosphate-graft-acrylamide/attapulgit superabsorbent composite. *Carbohydrate Polymers*, 65, 150-158.
11. ZHENG, Y.; LI, P.; ZHANG, J.; WANG, A.; 2007. Study on superabsorbent composite XVI. Synthesis, characterization and swelling behaviors of poly(sodium acrylate)/vermiculite superabsorbent composites. *European Polymer Journal* 43, 1691-1698.

EFFECT OF VARIOUS CATIONS AND SOLUTION SALINITY ON WATER ABSORBENCY OF SELECTED SUPERABSORBENT

S u m m a r y

The main advantage of superabsorbents (SAPs) is swelling ability and storage solutions. There are factors that significantly reduce superabsorbent's absorption capacity. These include the presence of mono- and divalent cations in a solution and salinity. The aim of this study was to determine the impact of single- and divalent cations and solution salinity on sorption ability of superabsorbent with trade name Aquarorb 3005 KL.

Key words: superabsorbent, sorption, cations, salinity

LIPNICKI ZYGMUNT*, PĄZIK RAFAŁ**

**ANALIZA PORÓWNAWCZA SPRĘŻARKOWEGO UKŁADU
CHŁODNICZEGO WSPÓŁPRACUJĄCEGO Z ODWIERTEM
I UKŁADU CHŁODZONEGO POWIETRZEM ZEWNĘTRZNYM**

Streszczenie

Celem pracy jest porównanie sprężarkowego układu chłodniczego współpracującego z odwiertem w gruncie do układu, gdzie odbiornikiem ciepła jest otoczenie zewnętrzne oraz wskazanie – jak korzystne może być wykorzystanie gruntu, dla upustu ciepła. Przedstawiona przykładowa analiza dotyczy alternatywnej możliwości wykorzystania odwiertu geotermalnego, jako źródła chłodu.

Słowa kluczowe: pompa ciepła, chłodzenie, odwiert

WSTĘP

W obecnych czasach chłodzenie obiektów staje się coraz popularniejsze. Najczęściej stosowanym odbiornikiem ciepła w takich układach jest otoczenie zewnętrzne. Układ chłodzenia może być wykorzystany, między innymi, do przygotowania „wody lodowej” stosowanej w układach klimatyzacyjnych. Zarówno termodynamiczna analiza pracy jak i analiza ekonomiczna, tego typu rozwiązania jest również bardzo istotna. Literatura w tym zakresie jest dość bogata [Ulrich 1999, Kalinowski i in. 2000, Gutkowski i Butrymowicz 2006, Pązik i in. 2009, Pązik i Lipnicki 2009].

Koszty eksploatacji układów klimatyzacyjnych i chłodniczych powinny być możliwie jak najniższe, co bezpośrednio wynika ze sprawności układu chłodniczego. Niska sprawność układu to wzrost zapotrzebowania na energię potrzebną do klimatyzacji. Powoduje to wzrost zużycia dodatkowej energii, której produkcja w znacznym stopniu oparta jest na wykorzystywaniu wyczerpywanych i nieodnawialnych zasobów przyrody, takich jak węgiel, ropa naftowa i gaz

* Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

** Doktorant Wydziału Budownictwa, Architektury i Inżynierii Środowiska
Uniwersytetu Zielonogórskiego

ziemny. Aby wzrastające zapotrzebowanie na chłód nie powodowało dodatkowego zużycia zasobów naturalnych można wykorzystywać do tego celu geotermalną energię odnawialną. Znanym sposobem jej użycia jest wykorzystanie pionowych sond i odwiertów jako upustów ciepła.

W stosowanych obecnie układach chłodniczych najczęściej odbiornikiem ciepła jest otoczenie, które latem ma temperatury w ciągu dnia przewyższające 25°C, a nawet 30°C. Ma to wpływ na określone warunki pracy i sprawność układu. Ponadto wykorzystywanie pomp ciepła dla pracy odwróconej celem naturalnego chłodzenia tzw. „natural cooling”, nie daje efektów porównywalnych ze standardowymi instalacjami wody lodowej 10.

Z dotychczas przeprowadzonych pomiarów geologicznych wynika, że w strefie umiarkowanej do której należy np. teren Polski, na głębokości 1÷4 m w ciągu całego roku panuje stała temperatura $+10\pm 1,5^{\circ}\text{C}$ (7). W miarę wzrostu głębokości grunt jest coraz cieplejszy. Temperatura wzrasta średnio o 1°C na każde 33÷50 m głębokości. W związku z powyższym na głębokościach ok. 100 - 200 m, na jakich lokalizuje się pionowe sondy 7, panuje temperatura w przybliżeniu stała i wynosi ona ok. 12 - 17°C. Na wydajność układu ma duży wpływ również wilgotność i porowatość gruntu wpływające na jego przewodność.

„Darmowa” energia chłodu, jaką jest upust ciepła do gruntu czyni ją bardzo przydatną. Z tego też powodu, zastosowanie odwiertu jako upustu ciepła jest celowe.

CEL I ZAKRES PRACY

Celem niniejszego artykułu jest porównanie pracy układu chłodzenia współpracującego z odwiertem geotermalnym, jako odbiornikiem ciepła, do najczęściej stosowanego układu chłodzonego powietrzem zewnętrznym oraz wskazanie, na podstawie analizy, jak bardzo korzystne może być wykorzystanie gruntu do upustu ciepła.

Ciepło pobrane z obiektu chłodzonego będzie odprowadzane do gruntu poprzez sondę ciepła. Analiza dotyczy upustu ciepła z chłodzonego obiektu do gruntu o mocy chłodzenia 20 kW.

METODYKA

Założenia ogólne

Alternatywnym źródłem chłodu do układu chłodzonego powietrzem, jest grunt otaczający odwiert. Sprężarkowy układ chłodzenia transportuje czynnik syntetyczny R717 (amoniak) przenoszący ciepło z górnego źródła: obiektu

chłodzonego – do dolnego źródła: gruntu. Odbiornikiem ciepła jest odwiert o głębokości 100 m z przepływem koncentrycznym (pierścieniowym, typu „rura w rurze”) płynu (np. wody w przypadku wykorzystania odwiertu tylko, jako upustu ciepła lub roztworu glikolu dla pracy przemiennej letnio -zimowej odwiertu) przy zastosowaniu doskonałej izolacji rury wewnętrznej. W analizie układu chłodniczego przyjęto płyn, jakim jest ergolid EKO 18%. Temperatura zasilania zatłaczanego płynu wynosi 20°C, a powrotu 16°C. Natomiast parametry wody lodowej w instalacji chłodzenia w obiekcie przyjmuje się na doprowadzeniu i odprowadzeniu z klimatyzatora równe 7/12°C. Umożliwia to pracę układu sprężarkowego w temperaturze skraplania $t_s = 26^\circ\text{C}$, dającej wysoki współczynnik efektywności i pracę w przyjętej temperaturze parowania $t_p = 2^\circ\text{C}$. Przyjęte wartości głębokości odwiertu i temperatury panujące w układzie, założono na podstawie literatury fachowej [Sevec 1987, Zalewski 2001, Kujawa i in. 2006, Rubik 2006].

Ilość ciepła oddawanego do odwiertu i następnie do gruntu zależna jest od temperatury płynu zatłaczanego do odwiertu, a więc różnicy temperatur między temperaturą gruntu i płynu przepływającego w odwiercie.

Założenia szczegółowe

Badania obejmowały wykonanie obliczeń obiegu termodynamicznego i efektywności odbioru ciepła przez grunt i przez otoczenie w okresie letnim (cykl chłodzenia) dla założonych wg tabeli 1 i 2 parametrów temperaturowych. Parametry do obliczeń dla obiegu oddającego ciepło do gruntu przedstawiono w tabeli 1, natomiast dla obiegu oddającego ciepło do otoczenia zewnętrznego w tabeli 2.

Tab. 1 Temperatura czynnika chłodniczego, wody i ergolidu EKO- grunt jako odbiornik ciepła

Tab. 1 Temperature of refrigerant, water and ergolid ECO- the ground as a heat sink

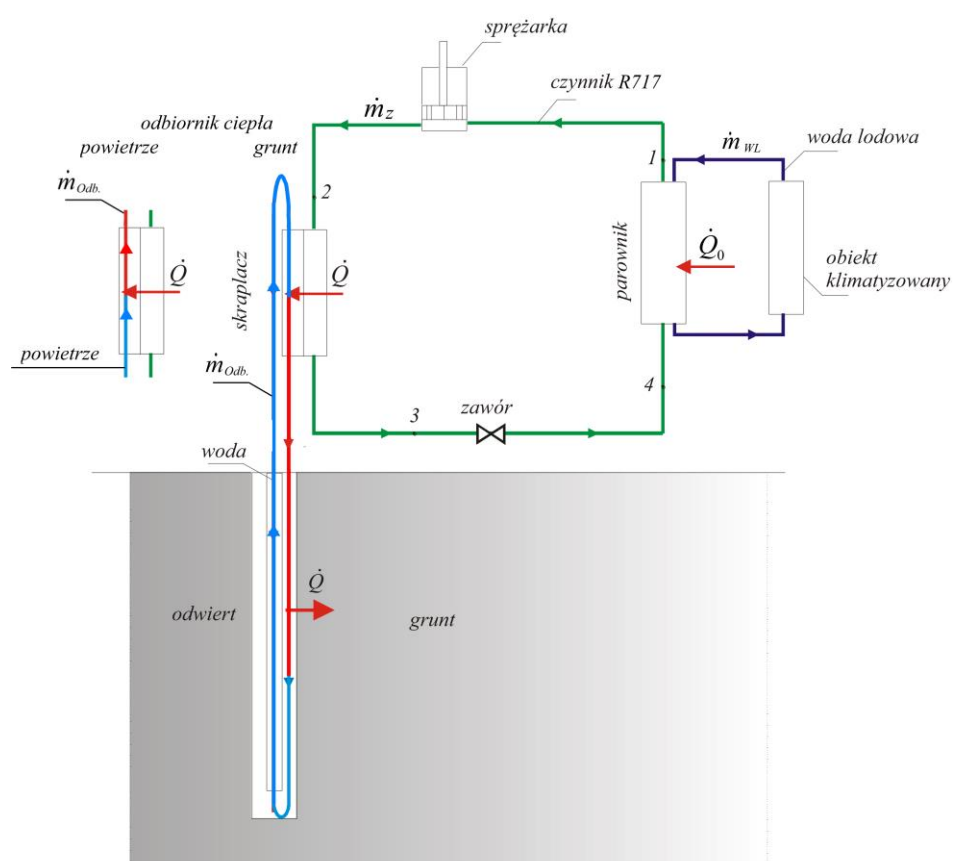
Parownik - temperatura czynnika	Parownik - temperatura wody	Skraplacz - temperatura czynnika	Skraplacz - temperatura ergolidu
$T_p = 2^\circ\text{C}$	$T_{z(WL)} = 12^\circ\text{C}$	$T_s = 58^\circ\text{C}$	$T_{zodb} = 16^\circ\text{C}$
$T_p = 2^\circ\text{C}$	$T_{p(WL)} = 7^\circ\text{C}$	$T_s = 26^\circ\text{C}$	$T_{podb} = 20^\circ\text{C}$

Do analizy porównawczej wybrano czynnik niskowrzący amoniak R717 (w obiegu sprężarki), wodę lodową (w obiegu obiektu chłodzonego) i roztwór glikolu – ergolid EKO 18% (w obiegu odbiornika ciepła, jako gruntu) lub dla porównania -powietrze zewnętrzne (w obiegu odbiornika ciepła, jako otoczenie).

Tab. 2 Temperatury czynnika chłodniczego, wody i powietrza – otoczenie, jako odbiornik ciepła

Tab. 2 Temperature of refrigerant and water - the air as a heat sink

Parownik - temperatura czynnika	Parownik - temperatura wody	Skrapłacz - temperatura czynnika	Skrapłacz - temperatura powietrza
$T_p = 2\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_{Z(WL)} = 12\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_s = 110\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_{Zodb} = 35\text{ }^{\circ}\text{C}$
$T_p = 2\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_{P(WL)} = 7\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_s = 50\text{ }^{\circ}\text{C}$	$T_{Podb} = 45\text{ }^{\circ}\text{C}$

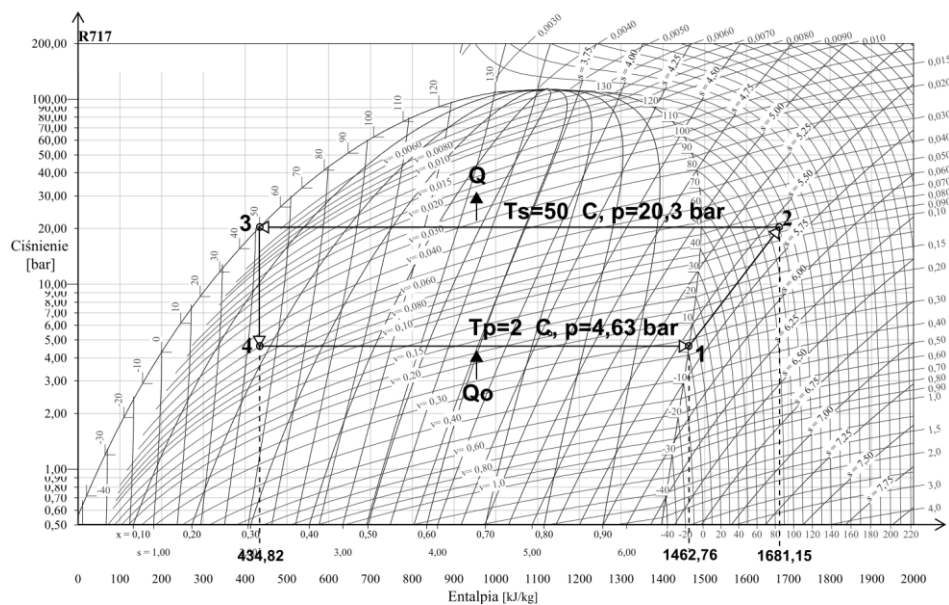


Rys. 1. Schemat układu chłodniczego współpracującego z gruntem i otoczeniem

Fig. 1. Scheme of cooling system cooperating with the ground and environment

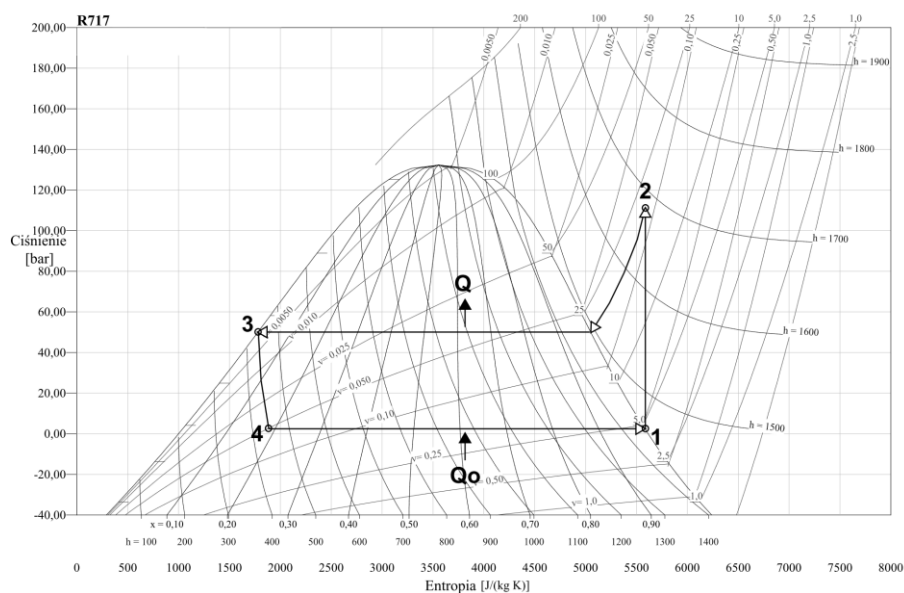
Schemat układu sprężarkowego chłodniczego pokazano na rysunku 1, a odpowiadający mu obieg termodynamiczny w układzie $p - i$ i $T - s$ na rysunkach 2 i 3 dla otoczenia, jako odbiornika oraz na rysunkach 4 i 5 dla gruntu, jako odbiornika.

Działanie układu chłodniczego polega na poborze ciepła $\dot{Q}_o$ w obiekcie chłodzonym przez czynnik chłodniczy w parowniku (1). Następnie w postaci gazowej jest on sprężany w sprężarce do ciśnienia skraplania i doprowadzany do skraplacza (2), w którym oddaje ciepło skraplania $\dot{Q}$ do płynu przepływającego w odwiercie lub otoczeniu poprzez powietrze. Następnie ciekły czynnik chłodniczy (3) rozpręża się na zaworze dławiącym i wraca do parownika (4).

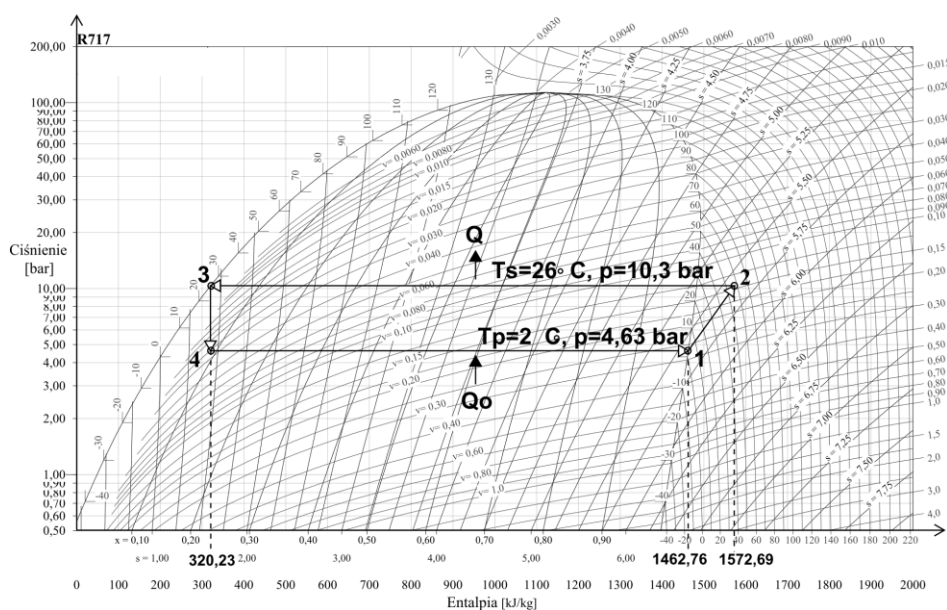


Rys. 2. Obieg termodynamiczny ze skraplaczem chłodzonym powietrzem zewnętrznym w układzie $p - i$

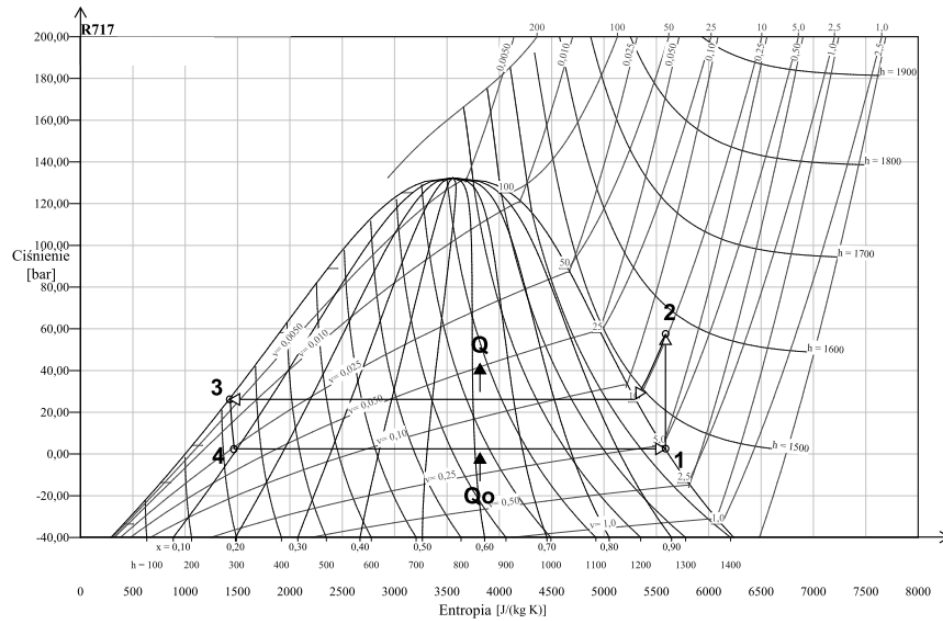
Fig. 2. Thermodynamic cycle with outdoor air-cooled condenser in the $p - i$



Rys. 3. Obieg termodynamiczny ze skraplaczem chłodzonym powietrzem zewnętrznym w układzie $T-s$
 Fig. 3. Thermodynamic cycle with outdoor air-cooled condenser in the $T-s$



Rys. 4. Obieg termodynamiczny ze skraplaczem chłodzonym gruntem w układzie $p-h$
 Fig. 4. Thermodynamic cycle with ground-cooled condenser in the $p-h$



Rys. 5. Obieg termodynamiczny ze skraplaczem chłodzonym gruntem w układzie $T - s$
 Fig. 5. Thermodynamic cycle with ground-cooled condenser in the $T - s$

Obliczenia wykonano w oparciu o wzory:

1. strumień masowy zasysanego przez sprężarkę czynnika roboczego (mając daną moc chłodniczą oraz wartości entalpii):

$$\dot{m}_z = \frac{Q_o}{i_1 - i_4}; \quad (1)$$

2. moc sprężarki

$$N_s = Q_o \cdot \frac{i_2 - i_1}{i_1 - i_4}; \quad (2)$$

3. współczynnik efektywności EER :

$$EER = \frac{Q_o}{N_{sp}}; \quad (3)$$

4. potrzebną moc skraplacza:

$$Q = Q_o + N_{sp}; \quad (4)$$

5. strumień masowy wody lodowej w obiegu chłodzonego obiektu:

$$\dot{m}_{WL} = \frac{Q_o}{c \cdot \rho \cdot (T_{Z(WL)} - T_{P(WL)})}; \quad (5)$$

6. strumień masowy ergolidu EKO lub powietrza w obiegu odbiornika ciepła (otoczenia lub gruntu):

$$\dot{m}_{Odb.} = \frac{Q}{c \cdot \rho \cdot (T_{POdb.} - T_{ZOdb.})}; \quad (6)$$

7. logarytmiczną różnicę temperatur w parowniku:

$$\Delta T_{\log P} = \frac{(T_{Z(WL)} - T_P) - (T_{P(WL)} - T_P)}{\ln \left(\frac{T_{Z(WL)} - T_P}{T_{P(WL)} - T_P} \right)}; \quad (7)$$

8. logarytmiczną różnicę temperatur w skraplaczu:

$$\Delta T_{\log S} = \frac{(T_S - T_{ZOdb.}) - (T_S - T_{POdb.})}{\ln \left(\frac{T_S - T_{ZOdb.}}{T_S - T_{POdb.}} \right)}; \quad (8)$$

Znając rozkład temperatur w parowniku i skraplaczu, moc chłodniczą parownika oraz strumień ciepła oddawany przez skraplacz do gruntu lub otoczenia, a także przyjmując współczynniki przenikania ciepła: dla parownika $u_p = 3500 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ 7; dla skraplacza chłodzonego powietrzem zewnętrznym $u_{SK} = 60 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ 7 i dla skraplacza chłodzonego gruntem $u_{SK} = 4000 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$ 7 obliczono, według poniższych wzorów, powierzchnię parownika

$$F_p = \frac{\dot{Q}_o}{\Delta T_{\log P} \cdot u_p} \quad (9)$$

i powierzchnię skraplacza

$$F_s = \frac{\dot{Q}}{\Delta T_{\log S} \cdot u_s}, \quad (10)$$

WYNIKI BADAŃ

Poniżej zaprezentowano wyniki obliczeń, w których pominięto przechłodzenie czynnika chłodniczego. Założenie to nie ma znaczącego wpływu na końcowy wynik porównawczy.

W tabeli 3 przedstawiono wartości entalpii i ciśnień dla poszczególnych charakterystycznych punktów obiegu dla dwóch rodzajów chłodzenia skraplacza,

Tab. 3 Parametry obiegu

Tab. 3 Cycle parameters

Czynnik chłodniczy	Chłodzenie skraplacza	p_p bar	p_s bar	i_1 kJ/kg	i_2 kJ/kg	i_3 kJ/kg	i_4 kJ/kg
R717	GRUNT	4,63	10,34	1462,76	1572,69	320,23	320,23
R717	POWIETRZE	4,63	20,33	1462,76	1681,15	434,82	320,23

natomiast wyniki obliczeń zestawiono w tabeli 4.

Tab. 4 Wyniki obliczeń

Tab. 4 The results of calculations

Czynnik	Chłodzenie skraplacza	$\dot{Q}_0$	$\dot{Q}$	$\dot{m}_z$	N_{sp}	EER	F_p	$\dot{m}_{WL}$	F_s	$\dot{m}_{odb}$
-		kW	kW	kg/s	kW	-	m ²	kg/s	m ²	kg/s
R717	GRUNT	20,0	21,9	0,018	1,92	10,39	0,87	0,96	0,64	1,35
R717	OTOCZENIE	20,0	24,2	0,019	4,25	4,71	0,96	0,96	36,62	2,12

Na podstawie wykonanych obliczeń stwierdzono, że zastosowanie odwiertu zmniejsza znacznie koszty eksploatacyjne poprzez ponad dwukrotne zwiększenie współczynnika EER z 4,71 do 10,39. Jest to znaczna poprawa biorąc pod uwagę, że EER=4,71 jest już współczynnikiem bardzo korzystnym i zaliczającym urządzenie do klasy energetycznej A (EER>3,2).

PODSUMOWANIE

Zapotrzebowanie na chłód wciąż wzrasta co powoduje popyt na sprawne rozwiązania techniczne i urządzenia służące do chłodzenia w okresie letnim. Istotne są, obok inwestycyjnych – koszty eksploatacyjne takich urządzeń. Dotychczas najczęściej stosowane są układy chłodzenia z odprowadzaniem nadmiaru ciepła do otoczenia. Wpływa to na wartość współczynnika efektywności takich urządzeń. Wraz z jego wzrostem maleją koszty eksploatacyjne. Ważnym zadaniem jest analiza możliwości zwiększenia tego współczynnika. W tym celu

należy znaleźć odpowiedni odbiornik ciepła. Odbiornikiem takim może być grunt, do którego oddawane jest ono przy pomocy odwiertów. Energia geotermiczna możliwa jest do zastosowania na szeroką skalę w tym także na potrzeby klimatyzacyjne i chłodnicze.

Wykorzystanie pionowego odwiertu w celach chłodniczych jest bardzo korzystnym rozwiązaniem; znacznie zwiększa współczynnik EER instalacji chłodniczej. Na głębokościach ok. 100 m w gruncie panuje stabilna temperatura wynosząca ok. 12°C, co stwarza warunki upustu ciepła znacznie korzystniejsze niż do otoczenia zewnętrznego (32-35°C).

Przy takim rozwiązaniu należy pamiętać o stopniowym nagrzewaniu się gruntu wokół odwiertu, jednakże podobnie jak w przypadku pracy pomp ciepła dla celów grzewczych - okres przerwy w pracy będzie stanowił czas na częściową regenerację odwiertu [Nowak i in. 2000]. Czas ten będzie dłuższy niż w przypadku układu pracującego zimą z uwagi na krótszy okres chłodzenia niż grzania.

Wadą analizowanego układu jest duży koszt inwestycyjny. Wykonanie odwiertu dla chłodzenia może przerastać znacznie opłacalność wykorzystania gruntu jako upustu ciepła. Jednakże koszty eksploatacji są bardzo niskie i zdecydowanie należy rozważyć wykorzystanie gruntu do tego celu. Aby wyeliminować wadę związaną z kosztami inwestycyjnymi należy rozpatrywać przedstawione rozwiązanie w połączeniu z zastosowaniem pompy ciepła w celach grzewczych. Oznaczałoby to wykorzystywanie odwiertu naprzemiennie do celów grzewczych i chłodniczych powodując dodatkowo bardzo korzystne zjawisko jakim jest przyspieszona regeneracja ciepła gruntu [Pązik 2013].

Wykorzystanie gruntu do celów chłodniczych jest więc bardzo korzystne. Jednakże należy w tym wypadku dodatkowo rozważyć jego naprzemienną pracę.



HUMAN CAPITAL
HUMAN – BEST INVESTMENT



Autor jest stypendystą w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa

Wykaz skrótów i symboli

$\dot{m}_z$ - strumień czynnika chłodniczego zasysanego przez sprężarkę, kg/s

$\dot{m}_{WL}$ - strumień wody przepływającej w obiegu wody lodowej, kg/s

$\dot{m}_{Odb.}$	- strumień płynu przepływającego w odwiercie lub strumień powietrza przepływający przez skraplacz, kg/s
N_{sp}	- moc sprężarki, kW
$\dot{Q}$	- ciepło oddawane w skraplaczu, kW
$\dot{Q}_O$	- moc chłodnicza parownika, kW
c	- ciepło właściwe, $J/(kg \cdot K)$
F_p	- powierzchnia wymiany parownika, m^2
F_s	- powierzchnia wymiany skraplacza, m^2
i	- entalpia właściwa, J/kg
u_p	- współczynnik przenikania ciepła w parowniku, $W/(m^2K)$
u_s	- współczynnik przenikania ciepła w skraplaczu, $W/(m^2K)$
p_p	- ciśnienie parowania czynnika chłodniczego, N/m^2
p_s	- ciśnienie skraplania czynnika chłodniczego, N/m^2
$T_{Z(WL)}$	- temperatura zasilania wody lodowej, K
$T_{P(WL)}$	- temperatura powrotu wody lodowej, K
$T_{ZOdb.}$	- temperatura zasilania czynnika w skraplaczu w odbiorniku ciepła, K
$T_{POdb.}$	- temperatura powrotu czynnika w skraplaczu w odbiorniku ciepła, K
T_p	- temperatura parowania czynnika chłodniczego, K
T_s	- temperatura skraplania czynnika chłodniczego, K
EER	- współczynnik efektywności układu chłodniczego

LITERATURA

1. Gutkowski K. M., Butrymowicz D. J.: Chłodnictwo i klimatyzacja. Wydawnictwo Naukowo- Techniczne, Warszawa, 2006.
2. Kalinowski K., Paliwoda A., Bonca Z., Butrymowicz D., Targański W.: „Amoniakalne Urządzenia Chłodnicze T.1 i T.2”, Wydawnictwo MASTA, Gdańsk 2000.
3. Kujawa T., Nowak W., Stachel A. A.: Utilization of existing deep geological wells for acquisitions of geothermal energy. Energy vol. 31, p. 650–664, 2006.
4. Nowak W., Sobański R., Kabat M., Kujawa T.: Systemy pozyskiwania i wykorzystania energii geotermicznej. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin 2000.

5. Pązik R., Krasowski T., Lipnicki Z.: „Analiza współpracy odnawialnych źródeł ciepła z obiegiem silnika cieplnego wykorzystujących niskowrzące czynniki termodynamiczne”, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska.- 2009, nr 136 (16), s. 184-194.
6. Pązik R., Lipnicki Z.: Analiza strumieniowego układu chłodniczego napędzanego energią geotermalną = The analysis of the jet cooling system driving of the heat from ground”, XLI Dni chłodnictwa: konferencja naukowo-techniczna: nowe techniki i technologie w chłodnictwie, klimatyzacji i pompach ciepła obniżające koszty produkcji i eksploatacji urządzeń oraz instalacji. Poznań, Polska, 2009- Poznań: Systherm Chłodnictwo i Klimatyzacja Sp. z o. o., 2009, s. 145-153.
7. Rubik M.: Pompy ciepła Poradnik. Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”, Warszawa 2006.
8. Sevec O. J.: Potential of ground heat source systems, International Journal of Energy Research, vol. 11, p. 573-581, 1987.
9. Ullrich H. J.: „Technika chłodnicza- poradnik T.1 i T.2”, Wydawnictwo MASTA, Gdańsk 1999.
10. Viesmann 2008: „Pompy ciepła.”, Zeszyty fachowe.
11. Zalewski W.: „Pompy Ciepła Sprężarkowe, Sorpcyjne i termoelektryczne”, Wydawnictwo MASTA, Gdańsk 2001.
12. Pązik R. 2013: „Wykorzystanie odwiertu, jako źródła i upustu ciepła do ogrzewania i chłodzenia” Praca doktorska, Uniwersytet Zielonogórski.

THE COMPARATIVE ANALYSIS OF THE BORE HOLE COOPERATING WITH THE COMPRESOR COOLING SYSTEM AND THE SYSTEM COOLED BY THE OUTSIDE AIR

S u m m a r y

Aim of this study is the compare of the compressor cooling system cooperating with the bore hole and ground to system, where the environment is the heat receiver and to indicate – how profitable could be using a ground as heat sink. Presented a sample analysis concerns the alternative possibility of using the geothermal boreholes as a cooling source.

Key words: heat pumps, cooling, bore- hole



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
WYDZIAŁ INŻYNIERII LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKACH INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ORAZ ARCHITEKTURA KRAJOBRAZU**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (3,5-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (1,5-rocze).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** (dotyczy kierunku inżynieria środowiska) odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji: <http://rekrutacja.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, do dokumentacji budowlanej i opracowań planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych;
- projektów zagospodarowania terenów o różnej funkcjonalności.