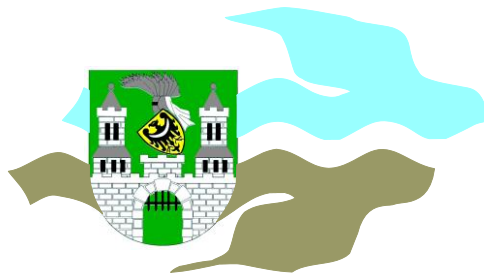


ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 133

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - 13

**4. MIĘDZYNARODOWA KONFERENCJA
“OCHRONA I REKULTYWACJA
TERENÓW DORZECZA ODRY:
REKULTYWACJA TERENÓW ZDEGRADOWANYCH”**



ZIELONA GÓRA · 28-29.06.2007

4. Międzynarodowa Konferencja
“Ochrona i Rekultywacja Terenów Dorzecza Odry:
Rekultywacja terenów zdegradowanych”
Zielona Góra – 28-29.06.2007

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO
dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.
dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.

ISBN 978-83-7481-082-1

RADA WYDAWNICZA:

Krzysztof Urbanowski (*przewodniczący*), Marian Adamski,
Adam Bydałek, prof. nzw., Rafał Ciesielski, Dariusz Dolański,
Magdalena Graczyk, Marian Nowak, Paweł Szczaniecki,
Romuald Świtka, Zdzisław Wołek, Irena Bulczyńska (*sekretarz*)

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



Publikacja współfinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Zielonej Górze

Copyright © by Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2007
Copyright © by 4 MK „OiRTDO”, Zielona Góra 2007

ORGANIZATORZY KONFERENCJI (CONFERENCE ORGANIZERS)



UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
(UNIVERSITY IN ZIELONA GÓRA)
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŁĄDOWEJ I ŚRODOWISKA
(FACULTY OF CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING)
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA
(INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING)

WSPÓŁORGANIZATORZY (COORGANIZERS)



REGIONALNA DYREKCJA LASÓW
PAŃSTWOWYCH W ZIELONEJ
GÓRZE



LUBUSKI ZARZĄD MELIORACJI
I URZĄDZEŃ WODNYCH

c.k. **ZIEMIANIN**

C.K. ZIEMIANIN



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ OCHRONY
ŚRODOWISKA I GOSPODARKI
WODNEJ W ZIELONEJ GÓRZE

CETCO
Poland

CETCO POLAND Sp. z o.o.



POLSKIE TOWARZYSTWO GLEBO-
ZNAWCZE ODDZIAŁ W ZIELONEJ
GÓRZE



POLSKIE TOWARZYSTWO
PRZYJACIÓŁ NAUK O ZIEMI



URZĄD MIASTA ZIELONA GÓRA

PATRONAT HONOROWY (HONOUR PATRONAGE)

Prof. dr hab. Jan Szyszko
Minister Środowiska (Minister of Environment)

CZŁONKOWIE KOMITETU HONOROWEGO (HONOUR COMMITTEE MEMBERS)

Dr inż. Wojciech Perczak
Wojewoda Lubuski (Voivod of the lubuskie province)
Mgr inż. Janusz Kubicki
Prezydent Miasta Zielona Góra (President of the Zielona Góra City)

KOMITET NAUKOWY (SCIENTIFIC COMMITTEE)

Przewodniczący (Chairman):

Prof. dr hab. inż. Henryk Greinert

Członkowie (Members):

Prof. dr hab. inż. Stanisław Baran
Prof. dr hab. Andrzej Dągowski
Prof. dr hab. Adam Koćmit
Prof. dr hab. inż. Wojciech Krzaklewski
Prof. dr hab. Leszek Szerszeń
Dr hab. inż. Michał Drab, prof. nzw.
Dr hab. inż. Mirosława Maria Gilewska, prof. nzw.
Dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.
Dr hab. inż. Andrzej Jędrzak, prof. nzw.
Dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.

KOMITET ORGANIZACYJNY (ORGANIZING COMMITTEE)

Przewodniczący (Chairman):

Dr hab. Marlena Piontek, prof. nzw.

Sekretarz Konferencji (Conference Secretary):

Mgr inż. Anna Asani

Członkowie Komitetu (Committee Members):

Dr hab. inż. Tadeusz Chrzan, prof. nzw.

Dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.

Dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.

Dr inż. Magda Hudak

Dr inż. Marek Maciantowicz

Mgr inż. Leszek Banach

Mgr inż. Katarzyna Bednar

Mgr inż. Barbara Walczak

Mgr inż. Piotr Warcholak

SPIS TREŚCI

WPROWADZENIE	11
MARIA ANDRZEJCZAK – Różnorodność biologiczna i krajobrazowe znaczenie małych powierzchni mokradłowych na przykładzie „Trzeińskich Mokradeł”	13
ANNA ASANI – Zastosowanie bentomaty i ścianki ilastej jako ekranów przeciwfiltracyjnych w wałach przeciwpowodziowych	21
DIERK BAUER, UWE SCHLENKER, ANDRZEJ SZEMRYK – Ryzyka i szanse w recyklingu powierzchni	31
ELŻBIETA JOLANTA BIELIŃSKA, HENRYK DOMŻAŁ – Aktywność enzymatyczna gleb leśnych w strefie oddziaływania zakładów azotowych „Puławy” S.A.	44
ZBIGNIEW BZOWSKI, ANDRZEJ DAWIDOWSKI – Bar, bor i stront w zanieczyszczonych glebach i odpadach zdeponowanych w rejonie Tarnowskich Gór a obecność tych pierwiastków w wodzie Małej Panwi	52
TADEUSZ CHRZAN – Kolmatacja filtrów studni głębinowych na przykładzie ujęcia wody dla Leszna	62
HENRYK CZYŻ, TEODOR KITCZAK – Przydatność mieszanek trawiastych do rekultywacji gruntów bezglebowych z wykorzystaniem materii organicznej i popiołu	68
MICHAŁ CWIĄKAŁA – Badania zagęszczalności kruszyw używanych w budownictwie drogowym	76
CHRISTOPH ERTLE, DANIEL BARTELT – Conversion of instable primary forests in the lusatian post-mining landscape	84
MAGDALENA GAWRON, TADEUSZ CHODAK, LESZEK SZERSZEŃ – Wybrane właściwości osadów poflotacyjnych ze zbiornika „Konrad” nr 1 w Iwinach z uwzględnieniem ich przydatności do rekultywacji biologicznej	95
MAGDALENA GAWRON – Wykorzystanie osadów ściekowych do rekultywacji terenów zdegradowanych na tle ustaleń planistycznych i uwarunkowań prawnych	103
MIROŚLAWA GILEWSKA, KRZYSZTOF OTREMBA – Jakość biomasy uzyskanej na glebie rozwijającej się z gruntów pogórnich	110

MIROSLAWA GILEWSKA, ANNA PŁÓCINICZAK – Aktywność fosfatazy zasadowej w glebach rozwijających się z gruntów pogórnicych	118
GRAŻYNA GŁOSIŃSKA, TADEUSZ SOBCZYŃSKI, JERZY SIEPAK – Badanie frakcjonowania wybranych metali ciężkich w osadach dennych Środkowej Odry	127
ANDRZEJ GREINERT – Planowanie przestrzenne niezbędnym elementem skutecznej strategii rekultywacyjnej	135
HENRYK GREINERT, ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB – Erozja zwałowisk pokopalnianych w rejonie Łęknicy	142
HENRYK GREINERT, ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB – Mikroelementy w pokopalnianych gruntach w rejonie Łęknicy	151
MIECZYŚLAW GRZELAK – Wykształcenie się wariantów w obrębie szuwaru mozgowego <i>Phalaridetum arundinaceae</i> pod wpływem siedliska i czynnika antropogenicznego	158
MICHAEL HOUBOLD-ROSAR, DIRK KNOCHE – Forest reclamation in the Lusatian Coal Mining District (Germany)	166
MAGDA HUDAK – Ocena filtrów zastosowanych na centralnym ujęciu wody w Zawadzie k. Zielonej Góry	177
BARBARA JACHIMKO – Wpływ procesów wietrzenia hałd pokopalnianych na migrację żelaza i wapnia do wód powierzchniowych	185
ANNA JOLANTA KAMIŃSKA, GRZEGORZ KULCZYCKI, ZOFIA SPIAK – Ocena zawartości metali ciężkich w glebach i wybranych roślinach w rejonie oddziaływania zakładów chemicznych „Wizów” S.A.	192
AGNIESZKA KLARZYŃSKA, ANNA KRYSZAK, JAN KRYSZAK, MACIEJ MUSIAŁ – Ecological basis of development of meadow ecosystems in the valley of the southern canal of the Obra river	199
ROLAND KOCH – Erkenntnisse aus der Sanierung von stark sauren und sulfathaltigen Tagebauseen am Beispiel des Tagebausees Gräbendorf	207
URSZULA KOŁODZIEJCZYK – Ocena stateczności wałów przeciwpowodziowych wzmocnionych różnymi przegrodami hydroizolacyjnymi	221
URSZULA KOŁODZIEJCZYK, PIOTR WARCHOLAK – Kontrowersje wokół ochrony przeciwpowodziowej Słubic	232

URSZULA KOŁODZIEJCZYK, MAGDA HUDAK, ANNA ASANI – Zmienność litologiczna gruntów występujących w obrębie pojezierza antropogenicznego w Łęknicy	241
JAKUB KOSTECKI, SYLWIA MYSZOGRAJ – Zawartość metali ciężkich w glebach na plantacji wierzby energetycznej nawożonej osadami ściekowymi.....	251
ANDRZEJ KRAIŃSKI, AGNIESZKA GONTASZEWSKA – Postglacjalne osady organiczne w Sulechowie	259
ADAM MAŁECKI – Bilans azotu i fosforu w zlewniach cząstkowych Jeziora Sławskiego.....	269
ADAM MAŁECKI – Jakość wód podziemnych zlewni bezpośredniej Jeziora Sławskiego.....	281
IWONA MARKUSZEWSKA – Regeneracja krajobrazu po eksploatacji surowców ilastych ceramiki budowlanej w Wielkopolsce.....	293
AGNIESZKA MEDYŃSKA, CEZARY KABAŁA, TADEUSZ CHODAK – Zmiany zawartości miedzi, cynku i kadmu w glebach użytkowanych rolniczo i glebach leśnych wokół składowiska odpadów po flotacji rud miedzi	305
EDWARD MELLER, ADAM SAMMEL, MARIUSZ SUCHENIA – Skład morfologiczny i właściwości nawozowe kompostów wytwarzanych z frakcji organicznej odpadów komunalnych w zakładzie utylizacji odpadów Gorzów Wielkopolski	315
EDWARD MELLER, EDWARD NIEDŹWIECKI, MARIUSZ SUCHENIA – Zawartość metali ciężkich w kompostach wytwarzanych z frakcji organicznej odpadów komunalnych w zakładzie utylizacji odpadów Gorzów Wielkopolski	323
BOGDAN OLEJNICZAK, MAREK MACIANTOWICZ – Zagrożenia biotyczne i abiotyczne na terenie Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Bory Lubuskie” i podejmowane działania zapobiegawcze.....	330
ANNA ORCZEWSKA, BOŻENA BADACH, STANISŁAW CABALA, JERZY WACH – Ecology of an <i>alder carr Ribeso nigri-Alnetum</i> Sol.-Górn. (1975) 1987 community in an area of subsidence caused by coal mining (Chorzów area case study).....	337
WOJCIECH OW CZARZAK, ANDRZEJ MOCEK, ZBIGNIEW KACZMAREK – Wpływ odkrywki węgla brunatnego „Kožmin” na pokrywę glebową wsi Kobuzów i Podłużyce	352

KINGA PACHUTA, EUGENIUSZ KODA – Dobór gatunkowy roślin dla potrzeb rekultywacji na przykładzie składowiska nawadnianego odciekami	360
LESŁAW PILC – Ocena zagrożenia ekosystemów leśnych przez transport kołowy na przykładzie drogi krajowej nr 2 w Nadleśnictwie Rzepin.....	369
MARLENA PIONTEK, KATARZYNA BEDNAR – Grzyby pleśniowe w obiektach budowlanych po powodziach	376
ARKADIUSZ ROJNA – Występowanie, wykorzystanie i ochrona ujęć wód podziemnych międzyrzecza Odry, Warty i Ilanki.....	386
PIOTR STACHOWSKI, CZESŁAW SZAFRAŃSKI, PAWEŁ KOZACZYK – Uwilgotnienie gruntów pogórnich w suchych i ciepłych latach hydrologicznych	396
CEZARY SZARUGIEWICZ – Zastosowania bentonitowych materiałów hydroizolacyjnych Cetco Poland Sp. z o.o. w budownictwie ziemnym.....	404
TAMARA TOKARCZYK, MARIUSZ ADYNKIEWICZ-PIRAGAS, ANNA BOGUSZ, IRENA OTOP, GRZEGORZ URBAN – Zasoby wodne województwa dolnośląskiego w okresach suszy.....	416
BARBARA WALCZAK – Zawartość całkowita oraz form łatwo przyswajalnych niklu i kadmu w pyłach drogowych w Zielonej Górze.....	425
EDYTA WAWRZYNIAK-GRAMACKA, MICHAŁ DRAB – Wpływ użytkowania gleb na zawartość fosforu i potasu w glebach rdzawych	436
EDYTA WAWRZYNIAK-GRAMACKA, MICHAŁ DRAB – Mikroskładniki w leśnych glebach rdzawych Wału Zielonogórskiego	444
KAROL WOLSKI, MAGDALENA SZYMURA, TOMASZ SZYMURA, DARIA GĄBKA – Wpływ roślinności na nasilenie erozji skarp zbiornika odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most”	451
KAROL WOLSKI, MAGDALENA SZYMURA, DARIA GĄBKA – Waloryzacja krajobrazowa pola golfowego w Krzyżanowicach	462

WPROWADZENIE

Czwarta Międzynarodowa Konferencja z cyklu „Ochrona i Rekultywacja Terenów Dorzecza Odry” odbywa się 3 lata po poprzedniej, która miała miejsce na Uniwersytecie Zielonogórskim w dniach 24-25 czerwca 2004 roku. Problematyka naszych spotkań naukowych nie zdezaktualizowała się, wręcz przeciwnie, nabiera coraz większego znaczenia. Potwierdza to również niniejszy tom publikacji.

W praktyce, w dorzeczu Odry realizowano zadania Programu Odra 2006, takie jak: modernizacja wałów przeciwpowodziowych, czy budowa różnych urządzeń hydrotechnicznych. Prowadzono prace związane z żeglugą rzeczną. Stosunkowo najbardziej zaawansowana jest budowa oczyszczalni ścieków i składowisk odpadów, w mniejszym stopniu natomiast jest rozwiązana sprawa utylizacji osadów ściekowych oraz selektywnej zbiórki odpadów. Do najbardziej zaniedbanych należy zaliczyć melioracje rolne. Przez szereg lat nie tylko nie było środków na konserwację i naprawę urządzeń melioracyjnych, ale brakowało też zrozumienia u wielu decydentów co do potrzeby regulacji stosunków wodno-powietrznych w glebach. Mamy nadzieję, że coraz bardziej dramatyczne apele rolników doczekają się zrozumienia, zwłaszcza po dwóch klęskowych latach suszy w 2005 i 2006 roku. Z kolei lokalne powodzie i podtopienia, wywołane ulewnymi deszczami w drugiej połowie maja 2007 roku wykazały brak przygotowania na takie, przecież nie tak bardzo rzadkie zjawiska. W wielu miejscach brak obiektów małej retencji, zabezpieczeń przeciwerozyjnych oraz sprawnych urządzeń melioracyjnych. Problemów do rozwiązania jest więc dużo, a przyroda na bieżąco ukazuje nam kolejne.

Dzięki możliwości uzyskania znacznie większych niż dotychczas środków z Unii Europejskiej, istnieje szansa na przyśpieszenie realizacji wielu inwestycji niezbędnych dla ochrony środowiska. Zadanie nie jest łatwe, ponieważ inwestycje finansowane z tych środków muszą odpowiadać nie tylko wysokim standardom technicznym i technologicznym, ale być zgodne europejskimi zasadami ochrony środowiska naturalnego. W przeciwnym przypadku można natrafić na problemy podobne do tych, jakie na Podlasiu sprawiła budowa drogi ekspresowej przez dolinę Rozpudy. Dodatkowym utrudnieniem w realizacji inżynierskich obiektów ochrony środowiska może być niedostatek dostatecznej ilości wykwalifikowanych pracowników oraz brak niektórych specjalistów, jak na przykład meliorantów, których kształcenie w ostatnich latach drastycznie ograniczyliśmy.

Wykaz problemów do rozwiązania na tak znacznym obszarze, jak zlewnia Odry, jest bardzo długi. Liczymy na to, że podobnie jak w czasie poprzednich spotkań, w wyniku dyskusji uda nam się ująć te najbardziej istotne oraz ukazać sposób skutecznego się nimi zajęcia.

Życzę owocnych obrad i miłego pobytu na Środkowym Nadodrzu.

W imieniu Komitetu Naukowego i Organizacyjnego
Prof. dr hab. inż. Henryk Greinert

MARIA ANDRZEJCZAK*

RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA I KRAJOBRAZOWE ZNACZENIE MAŁYCH POWIERZCHNI MOKRADŁOWYCH NA PRZYKŁADZIE „TRZCIŃSKICH MOKRADEŁ”

Słowa kluczowe: mokradła, torfowiska, ochrona przyrody, różnorodność biologiczna, krajobraz

Streszczenie

Na obszarze wodno-błotnym, zlokalizowanym w północno-wschodniej części Kotliny Jeleniogórskiej od roku 2005 prowadzone są badania w ramach pracy doktorskiej autorki. Teren badań obejmuje Trzczańskie Mokradła, tereny mokradłowe, zlokalizowane w otulinie Rudawskiego Parku Krajobrazowego. Prezentowana praca jest wstępną analizą wybranych siedlisk bagiennych i pobagiennych. W ostatnich latach tematyka mokradeł podejmowana jest coraz częściej. Do najważniejszych funkcji jakie pełnią bagna należy zaliczyć: retencjonowanie wód powierzchniowych i podziemnych, akumulację organicznego węgla i azotu oraz podtrzymywanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej. Autorka w artykule sygnalizuje krajobrazowe znaczenie Trzczańskich Mokradeł, jako unikatowego terenu mokradłowego w skali regionu oraz siedliska roślin zwiększającego różnorodność biologiczną.

Wstęp

Sudety Zachodnie są regionem o niewielkim udziale powierzchni torfowisk. Obszary te są przede wszystkim reprezentowane przez torfowiska górskie wyższych partii Karkonoszy i Gór Izerskich [Klementowski 2000; Matuła i in. 1997; Potocka 2001; Tołpa 1949] oraz przez położone na północnych krańcach regionu torfowiska terenu Borów Dolnośląskich [Narkiewicz 1999]. Obiekt badań stanowi niewielki fragment dawnych, rozległych terenów mokradłowych północnej części Kotliny Jeleniogórskiej (Rohrlacher Heide), ciągnących się na wysokości 360-380 m n.p.m. [Staffa 1999]. Niewielkie wydzielania gleb organicznych obszarów dolinowych Sudetów zachowały się do dziś dnia w dolinie

* Uniwersytet Przyrodniczy; Wydział Rolniczy; Instytut Gleboznawstwa i Ochrony Środowiska Rolniczego

Bobru w okolicy miejscowości Trzcinińsko na terenie Kompleksu Trzcinińskie Mokradła. Dolinę rzeki budują młodopaleozoiczne granity. Na nich zalegają osady polodowcowe i rzeczne: żwiry, piaski i gliny. Na osadach wykształciły się wilgotne gleby glejowe, a miejscami również gleby torfowe, które budują omawiany kompleks [Staffa 1999]. W skład kompleksu wchodzi przede wszystkim: niewielkie torfowisko śródleśne, zwane „Torfowiskiem na Trzcinińskich Mokradłach”, „Torfowisko przecięte trakcją kolejową” (1865) oraz liczne zabagnienia rozproszone na łąkach i terenach leśnych. Opisywane obszary wodno-błotne były eksploatowane od dawna, czego dowodem mogą być liczne doły potorfowe oraz groble, które służyły do transportu wydobywanego torfu. Znaleźć je można na starych niemieckich mapach tego obszaru [Topografische Karte 1939]. Jednocześnie na tym terenie prowadzono liczne prace odwadniające już w wieku XIX. Ich pozostałością jest osuszony staw noszący nazwę Faule Teich, duże obszary łąk podmokłych oraz liczne rowy odwadniające, spotykające się i krzyżujące z dopływami Radomierki [Staffa 1999].



Fot. 1. Kompleks Trzcinińskie Mokradła [Geoportal 2007]

W latach 60-tych XX wieku omawiane mokradła zostały niemalże całkowicie zmeliorowane. Na całym obszarze można zaobserwować efekty opisywanych powyżej działań w postaci gleb hydrogenicznych charakteryzujących się różnym stopniem przeobrażenia i degradacji.



*Fot. 2. Niewielki fragment „Torfowiska przeciętego trakcją kolejową”
(fot. autor)*

Mokradła

W ostatnich 30 latach ubiegłego wieku problem obszarów mokradłowych, jako ekosystemów zagrożonych, został dostrzeżony. Postanowienia Konwencji z Ramsar (1971) uruchomiły szereg działań na rzecz poprawy ich sytuacji [Strategia Ochrony ... 2006].

Mokradła powstają w różnego typu obniżeniach terenu, w miejscach koncentracji wód. Na skutek dużego uwilgotnienia oraz występowania warunków beztlenowych ma miejsce niepełna mineralizacja i gromadzenie się materii organicznej.

W ujęciu ekologicznym i gleboznawczym „mokradła” to siedliska uwodnione w stopniu umożliwiającym występowanie w nich hydrofilnej roślinności oraz akumulację organicznych utworów glebowych [Okruszko 1983; Okruszko i in. 2001]. W niektórych klasyfikacjach, ale również w wspomnianej wyżej Konwencji do obszarów mokradłowych włączono większość wód śródlądowych oraz wybrzeża morskie i oceaniczne [Dobrowolski i in. 1998]. Mokradło to rodzaj kontinuum pomiędzy systemem terestycznym, a głębokowodnym [Cowardin i in. 1979]. Profesor Okruszko wyróżnia cztery typy mokradeł: fluwiogeniczne, soligeniczne, topogeniczne i ombrogeniczne, opierając klasyfikację na typie hydrolo-

gicznego zasilania [Okruszko 1992]. Synonimami słowa mokradło są: bagno [Tobolski 2003], teren lub obszar hydrogeniczny, lub też glebotwórcze siedlisko hydrogeniczne [Okruszko 1992]. W wyjątkowych przypadkach mokradłami określane są tereny przeobrażone w wyniku odwodnień podkreślając tym samym ich ewentualne możliwości renaturyzacji [Dembek i in. 2000]. Najważniejszą grupę wśród mokradeł stanowią torfowiska. Podstawą wyodrębnienia tych ostatnich są czynniki: hydrologiczny, geologiczny i roślinny [Tobolski 2003].

Omawiane obszary wodno-błotne należą do strefy wyżynno-górskiej i podstrefy łańcucha Sudetów [Dembek i in. 2000] oraz makroregionu Sudety Zachodnie [Konracki 1998]. Tereny te nie były objęte zlodowaceniami środkowopolskimi. Ukształtowanie powierzchni jest jednym z najważniejszych kryteriów delimitacji mokradeł w skali regionalnej, ale również lokalnej [Dembek i in. 2000]. Według ekologicznych kryteriów podziału torfowisk „Torfowisko na Trzczańskich Mokradłach” należy prawdopodobnie do grupy torfowisk wysokich, natomiast „Torfowisko przecięte trakcją kolejową” do torfowisk przejściowych, które to stanowią jedynie formę pośrednią między torfowiskami wysokimi i niskimi [Tobolski 2000].

Na temat mokradeł w ostatnich latach zwraca się szczególną uwagę, jako na siedliska zwiększające różnorodność krajobrazową i biologiczną [Łachacz 2004]. Obszary bagiennie są opisywane jako tradycyjne elementy krajobrazu wiejskiego Polski decydujące o jego wyjątkowości w skali Europy [Dembek i Liro 2001].

Przyroda Kompleksu „Trzczańskie Mokradła”

Dotychczasowy stan wiedzy na temat przyrody Kompleksu „Trzczańskie Mokradła” obejmuje jedynie charakterystykę „Torfowiska na Trzczańskich Mokradłach” pod względem botanicznym [Narkiewicz 1993]. Dotyczy ona tylko niewielkiego fragmentu terenu będącego obiektem zainteresowań autorki. Z cytowanego opracowania wynika, że opisywane obszary występowania gleb bagiennych i pobagiennych są obiektem unikalnym w całym regionie Sudetów Zachodnich. Proponuje się nawet utworzenie w tym miejscu ścisłego rezerwatu ochrony przyrody. Na terenie „Torfowiska na Trzczańskich Mokradłach” wydzielono dwa zbiorowiska torfowiskowe:

- mszar wełniankowy (*Eriophoro angustifolii*), zbudowany głównie z mchów torfowców: torfowca odgiętego i torfowca spiczastolistego (*Sphagnum recurvum* i *Sphagnum cuspidatum*) oraz w miejscach bardziej suchych z mchu cienkiego (*Polytrichum strictum*). Z roślin naczyniowych bardzo obficie występują: rosziczka okrągłolistna (*Drosera rotundifolia*), żurawina błotna

(*Vaccinium Oxycoccus*) oraz wełnianka wąskolistna (*Eriophorum angustifolium*),

- brzezina bagienna (*Betula pubescentis*), zbudowana z brzozy omszonej (*Betula pubescens*), sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris*) oraz wełnianki pochwowatej (*Eriophorum vaginatum*), mchów torfowców (*Sphagnum* sp.) i płonnika pospolitego (*Polytrichum commune*) [Narkiewicz 1993; Narkiewicz 1999; Woźniak 2007].

Na uwagę zasługują również grzyby z hełmówką błotną (*Galerina paludosa*), która jest charakterystyczna dla pła mszarnego i znajduje się na czerwonej liście grzybów zagrożonych wyginięciem [Wojewoda, Ławrynowicz 1992].

Rośliny błotne są reprezentowane przez skromną grupę, którą stanowią: karabiniec pospolity (*Lycopus europeus*), tarczycza pospolita (*Scutellaria galericulata*) oraz fiołek błotny (*Viola palustris*) [Narkiewicz 1993].

Na całym torfowisku występują również rośliny objęte całkowitą ochroną prawną (Rozp. Min. Środ. z dnia 9 lipca 2004 w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną (Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004), ale nie będące roślinami torfowiskowymi, m.in.: stopłamek plamisty (*Dactylorhiza maculata*), stopłamek szerokolistny (*Dactylorhiza majalis*), arnika górską (*Arnica Montana*), gnidosz rozestłany (*Pedicularis sylvatica*) [Narkiewicz 1999]. Na Torfowisku na Trzczańskich Mokradłach można również spotkać gatunki objęte ochroną częściową: konwalia majowa (*Convallaria majalis*), marzanka wonna (*Galium odoratum*), czy kalina koralowa (*Viburnum opulus*).

Podczas prowadzonych badań terenowych wyznaczono, aż 18 punktów badawczych, które mają charakteryzować zmieniające się zbiorowiska roślinne na obu omawianych torfowiskach. Pomimo, iż flora torfowiskowa jest tu reprezentowana bardzo skromnie, to dla wielu gatunków jest to jedyne stanowisko w Kotlinie Jeleniogórskiej, czy też w Sudetach Zachodnich.

Różnorodność florystyczna ma ogromne znaczenie nie tylko z punktu widzenia nauki traktującej o fitosocjologicznych strukturach zbiorowisk, ale również jako przejaw wewnętrznych stosunków i związków warunkujących różnorodność nisz ekologicznych [Jurko 1986].

Krajobrazowe znaczenie Kompleksu „Trzczańskie Mokradła”

Europejska szkoła określa krajobraz, jako całość zbudowana z geokompleksów, tzw. przestrzennych jednostek przyrodniczych, wzajemnie ze sobą połączonych [Borc 1999]. Jest to definicja właściwa dla geografów i biologów. Do naturalnych elementów krajobrazu należą: rzeźba terenu, woda, gleba, szata roślinna i fauna.

Torfowiska są niezwykle cennymi przyrodniczo i atrakcyjnym wizualnie elementem krajobrazu o bardzo silnie zaznaczonej indywidualności [Żarska 2005]. Są to ekosystemy najbardziej zagrożone i stanowią bardzo cenny pod względem przyrodniczym i fizjonomicznym element krajobrazu [Ilnicki 2002; Pawlaczyk i in. 2001]. Jednym z dwóch podstawowych czynników warunkujących o wartości polskich ekosystemów jest ich mozaikowość siedliskowa, na którą niewątpliwie wpływa występowanie i ochrona terenów mokradłowych. Torfowiska w kompleksie „Trzczańskie Mokradła” – unikatowe w skali regionu, są szczególnie narażone na degradację, nie tylko z powodu działalności człowieka (osuszania terenu), ale również ze względu na ekspansję gatunków obcych, które to zmieniają charakter całego obszaru, powodując jego stopniowe zarastanie i zanikanie.

Literatura

1. BORCZ Z.: *Krajobraz nizinnych wsi dolnośląskich*, AR Wrocław, ss.69, 1999
2. COWARDIN L.M., CARTER V., GOLET F.C., LAROE E.T.: *Classification of wetlands and deepwater habitats of United States*, FWS/OBS – 79/31, Washington DC: U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, ss.103, 1979
3. DEMBEK W., OKRUSZKO H., OŚWIT J., SZEWCZYK M.: *Mokradła – czym są obecnie?*, W: Aktualna problematyka ochrony mokradeł, Mat.Semin., 43, Wydawnictwo IMUZ, s. 29-38, Falenty 1999
4. DEMBEK W., PIÓRKOWSKI H., RYCHALSKI M.: *Mokradła na tle regionalizacji fizjograficznej Polski*, Wydawnictwo IMUZ, ss. 135, Falenty 2000
5. DEMBEK W. LIRO A.: *Ochrona i kształtowanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej obszarów wiejskich*, Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, t.1, z.2(2), s. 5-7, 2001
6. DOBROWOLSKI K., A., HALBA R., LEWANDOWSKI K.: *The strategy of wetland protection in Poland*, Institute of Ecology PAS, Publishing Office, s.7-38, 1998
7. JURKO A.: *Plant communities and some questions of their taxonomical diversity*, Ekologia (ČSSR), vol. 5, No. 1, s. 3-32; 1986
8. KLEMENTOWSKI J.: *Morfogeneza, współczesna transformacja i ochrona torfowisk górskich Sudetów*, Acta Universitatis Wratislaviensis, No 2269, s. 79-98, 2000
9. KONDRACKI J.: *Geografia fizyczna Polski*, PWN, ss.440, Warszawa 1998

10. ILNICKI P.: Torfowiska i torf, Wydaw. AR im. Augusta Cieszkowskiego, ss.606, Poznań 2002
11. ŁACHACZ A.: *Mokradła w Krajobrazie – wybrane pojęcia*, Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, t.4, z.2a (11), s. 295-301, 2004
12. MATUŁA J., WOJTUŃ B., TOMASZEWSKA K., ŻOŁNIERZ L.: *Torfowiska polskiej części Karkonoszy i Gór Izerskich*, Annales Silesiae, vol. XXVII, s. 125-140, 1997
13. NARKIEWICZ CZ.: *Waloryzacja botaniczna projektowanego rezerwatu torfowiskowego „Torfowisko na Trzczańskich Mokradłach” w Rudawskim Parku Krajobrazowym*, maszynopis, ss.28, Jelenia Góra 1993
14. NARKIEWICZ CZ.: *Torfowisko na Trzczańskich Mokradłach w Kotlinie Jeleniogórskiej*, Przyroda Sudetów Zachodnich, t.2, s. 3-6, 1999
15. PAWLACZYK P., WOŁEJKO L., JERMACZEK A., STAŃKO R.: *Poradnik ochrony mokradeł*, Wydaw. Lubuskiego Klubu Przyrodników, ss.265, 2001
16. POTOCKA J.: *Torfowiska polskiej części strony Gór Izerskich – charakterystyka obiektów*, Przyroda Sudetów Zachodnich, t.4, s. 43-58, 2001
17. OKRUSZKO H.: *Zróżnicowanie warunków hydrologicznych mokradeł w aspekcie ich melioracji*, Wiad. IMUZ, t.15, z.1, s. 13-31, 1983
18. OKRUSZKO H.: *Siedliska hydrogeniczne, ich specyfika i zróżnicowanie*, W: Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe, Bibl. Wiad. IMUZ, nr 79, s. 5-14, 1992
19. OKRUSZKO H., DEMBEK W., OŚWIECIMSKA-PIASKO Z.: *Morfologia mokradła jako problem naukowy*, Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, t.1, z. specj.(3), s. 17-21, 2001
20. STAFFA M.: *Słownik geografii turystycznej Sudetów*, Kotlina Jeleniogórska, t.4, Wydawnictwo I-BIS, ss. 518, Wrocław 1999
21. *Strategia Ochrony Obszarów Wodno-Błotnych w Polsce wraz z planem działania (na lata 2006-2013)*, Ministerstwo Środowiska, Departament Leśnictwa, Ochrony Przyrody i Krajobrazu, ss.60, 2006
22. TOBOLSKI K.: *Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych*, Wyd. PWN, ss. 508, 2000
23. TOBOLSKI K.: *Torfowiska na przykładzie Ziemi Świeckiej*, Towarzystwo Przyjaciół Dolnej Wisły, s.255, 2003
24. TOŁPA S.: *Torfowiska Karkonoszy i Gór Izerskich*, Roczn. Nauk. Rol., 25, s. 7-77, 1949
25. *Topographische Karte - 5161 KUPFERBERG*, 1939,
26. WOJEWODA W., ŁAWRYNOWICZ M.: *Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce*, W: Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z., Lista roślin zagrożonych w Polsce, PAN, s. 87-98, Kraków 1992
27. WOŹNIAK M.: *Trzczańskie Mokradła*, Sudety, nr 2, s.32-33, 2007

28. ŻARSKA B.: *Ochrona krajobrazu*, Wydaw. SGGW, ss. 252. Warszawa 2005

**BIOLOGICAL DIVERSITY AND LANDSCAPE MEANING
OF SMALL WETLANDS ON THE EXAMPLE
OF „TRZCIŃSKIE MOKRADŁA”**

Key words: wetlands, peatlands, wildlife conservation, biodiversity, landscape

S u m m a r y

On the wetland in north – east part of Kotlina Jeleniogórska carried out research since 2005 as part of gather material fore one’s doctoral thesis. This area is located in protection zone of Rudawski Park Krajobrazowy. The aim of presented paper is introductory analize of paludal and postpaludal habitats. During a few, last years the topic of marshy ground is often undertake. The most important of marshy ground functions are: retention of surface and underground water, accumulation organic carbon and nitrogen and keep bio – and landscape diversity. In the paper author shows mean of landscape and biological diversity of “Trzczańskie Mokradła” – unique, marshy ground in hole region.

ANNA ASANI *

ZASTOSOWANIE BENTOMATY I ŚCIANKI ILASTEJ JAKO EKRAŃÓW PRZECIWFILTRACYJNYCH W WAŁACH PRZECIWPOWODZIOWYCH

Słowa kluczowe: uszczelnianie wałów, filtracja wody przez wał przeciwpowodziowy, technologie uszczelnienia wałów, bentomata, ścianka ilasta

Streszczenie

Przedmiotem badań przedstawionych w niniejszym opracowaniu jest analiza wpływu uszczelnień wałów przeciwpowodziowych w postaci bentomaty i ścianek ilastych, na filtrację wody. Badania te przeprowadzono w obrębie wałów zlokalizowanych na lubuskim odcinku Odry, od 561,6 do 565,0 km biegu rzeki. Obliczenia filtracji wody przeprowadzono w roku hydrologicznym 2004/2005. Podstawą obliczeń były obserwacje hydrogeologiczne dokonane w specjalnie do tego celu zainstalowanych sieciach piezometrów umiejscowionych we fragmentach wałów różniących się technologią uszczelnień. Wynikiem przeprowadzonych badań jest porównanie skuteczności zastosowanych uszczelnień w ograniczeniu filtracji wody przez wał.

Wstęp

Analiza skuteczności uszczelnienia wałów przeciwpowodziowych przegradą przeciwfiltacyjną w postaci bentomaty i ścianki ilastej została przeprowadzona w obrębie wałów przeciwpowodziowych lubuskiego odcinka Odry, a dokładnie w rejonie miejscowości Urad, gdzie analizowany fragment stanowi 3,4 km odcinek wału powodziowego oznaczonego symbolem P-10 zlokalizowanego na prawym brzegu Odry wzdłuż 561,6 do 565,0 km biegu rzeki.

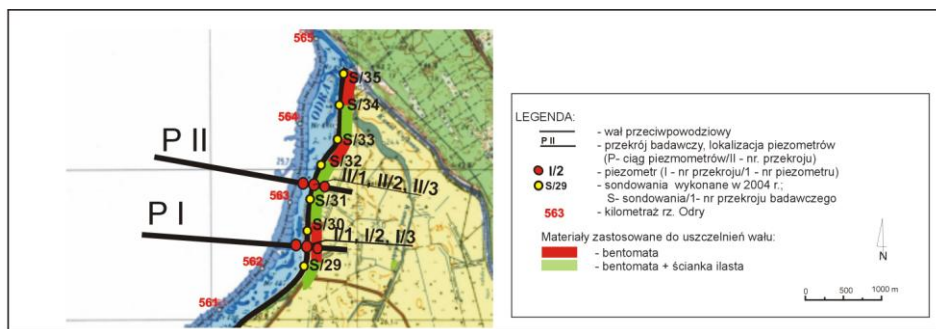
Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska z dnia 20 grudnia 1996 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać obiekty budowlane gospodarki wodnej (Dz.U. z 1997 nr 21, poz. 111), analizowany odcinek wału jest wałem II klasy.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Odcinek ten został zbudowany prawdopodobnie za czasów działalności królewskiego nadinspektora ds. budów wodnych i wałów na Dolnym i Górnym Śląsku oraz funkcjonowania związków wałowych (tzn. po 1846 r.) Jednak zasadniczy kształt nadano mu po wielkiej powodzi, jaka miała miejsce w 1985 r., a przede wszystkim – po 1905 r., kiedy zaczęła obowiązywać tzw. Ustawa Odrzańska. Podczas wielkiej powodzi w 1997 r. wał został znacznie uszkodzony [Kołodziejczyk 2002]. W wyniku przeglądu wałów dokonanego w 1998 r. stwierdzono, że z uwagi na zbyt niską koronę, a także występowanie nieszczelności i licznych deformacji, wał nie spełnia swoich funkcji. Dlatego też w roku 2000 przeprowadzono jego gruntowną modernizację [Bobowska i Kołodziejczyk 2004]. Podczas modernizacji tego odcinka wałów, w celu ograniczenia filtracji wody przez wał i zwiększenia bezpieczeństwa przeciwpowodziowego w rejonie, zostały zainstalowane przegrody przeciwfiltacyjne [Asani 2006]. W zależności od budowy geologicznej korpusu i podłoża oraz odległości wału od koryta rzeki zastosowano izolacje w postaci (rys.1):

- bentomaty uszczelniającej korpus wału,
- bentomaty uszczelniającej korpus wału połączonej ze ścianką ilastą uszczelniającą podłoże wału.

W ramach modernizacji uwzględniono również dostosowanie wysokości wału do rzędnych korony wałów znajdujących się po niemieckiej stronie Odry.



Rys. 1. Lokalizacja analizowanego odcinek wałów z wyszczególnieniem zastosowanych technologii uszczelnienia

Aktualnie wał ma wysokość 3,5-5,0 m, zróżnicowaną lokalnie ze względu na morfologię terenu. Skarpa od strony rzeki ma nachylenie około 1:3, a od zawala 1:2,5, co można uznać za właściwe i bezpieczne dla stateczności wału. Na znacznej długości wału, w stronie odpowietrznej występuje ławka. Szerokość wału w koronie wynosi 5 m. Korona wyłożona jest betonowymi płytami.

Ocena filtracji wody przez wał

Przeprowadzona w 2004 r. wizja lokalna wykazała, że zmodernizowany wał jest w dobrym stanie i nie wymaga remontu lub napraw. Stan ten potwierdziły dalsze badania szczegółowe, np. sondowania sondą lekką DPL wykazały stałość stopnia zagęszczenia gruntu wbudowanego w wał. Pozwala to przypuszczać, że modernizacja wału, jaka miała miejsce pięć lat wcześniej wykonana została prawidłowo, a parametry wału są zgodne z wymogami bezpieczeństwa dla tego typu budowli [BIPROWODMEL 1990, 2000; PROXIMA 1999; EKO-PROJEKT 1999].

Kolejnym etapem prac było oszacowanie natężenia przepływu wody przez wał. W tym celu zainstalowano w odcinku wałów przeciwpowodziowych P-10 dwie sieci piezometrów:

- PI – we fragmencie wału uszczelnionego matą bentonitową w korpusie wału,
- PII – we fragmencie wału uszczelnionego matą bentonitową w korpusie wału oraz ścianką ilastą w części podłoża.

Przeprowadzono również monitoring zjawisk hydrologicznych w pobliskich posterunkach wodowskazowych, zlokalizowanych najbliżej analizowanego odcinka wału, czyli w Połęczku i Słubicach. Piezometry stanowiły rury o przekroju $\varnothing=50$ mm i długości od 3 m (w międzywałiu i na zawalu) do 6 m (w koronie wału), zakończone filtrem siatkowym.

Odczytów stanu wody w piezometrach dokonywano raz w miesiącu. Wyniki pomiarów uzyskiwanych w kolejnych miesiącach roku hydrologicznego 2004/2005 zestawiono w tabeli 1.

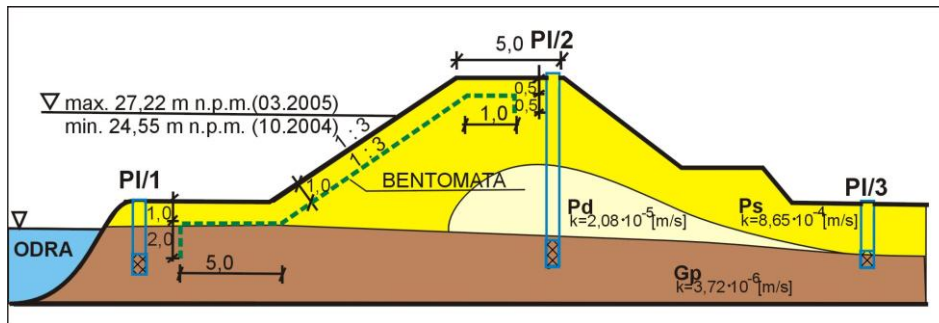
Do obliczenia natężenia przepływu wody przez wał przyjęto uproszczenia zakładające gradienty równe nachyleniu linii depresji. W zależności jednak od warunków miejscowych, tj. rodzaju podłoża i jego przepuszczalności oraz sposobu uszczelnienia korpusu wału, w obliczeniach uwzględniono następujące przypadki:

- wał ze szczelną przesłoną wyłącznie w korpusie wału (podłoże wału jest izolowane przez rodzime grunty nieprzepuszczalne) – rys. 2,
- wał ze szczelną przesłoną w korpusie i w części podłoża – rys. 3.

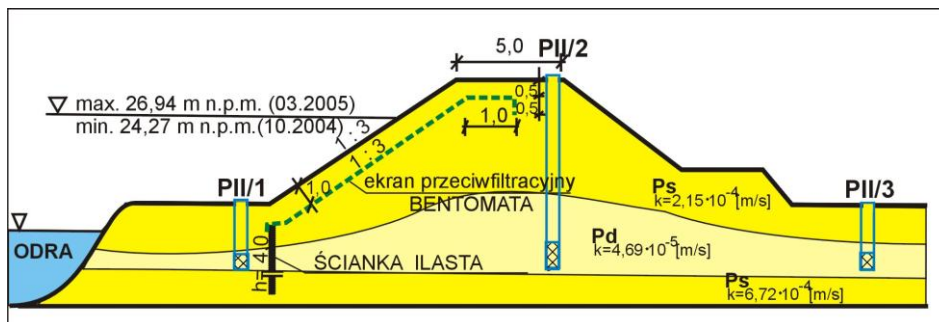
Tab. 1. Zestawienie stanu wody w piezometrach oraz w Odrze

Data pomiaru	Uszczelnienie korpusu wału bentomatą oraz podłoża ścianką ilastą			Uszczelnienie korpusu wału bentomatą				
	Stan wody w Odrze (m n.p.m.)	Stan wody w piezometrach (m n.p.m.)			Stan wody w Odrze (m n.p.m.)	Stan wody w piezometrach (m n.p.m.)		
		II/1	II/2	II/3		I/1	I/2	I/3
21.10.04	24,27	24,20	< 26,92	23,98	24,55	23,76	< 25,06	23,93
25.11.04	25,46	24,50	< 26,92	23,90	25,74	24,09	< 25,06	24,36
20.12.04	24,81	25,30	< 26,92	24,15	25,09	25,49	< 25,06	25,23
24.01.05	25,64	24,76	< 26,92	24,98	25,95	24,74	< 25,06	24,78
21.02.05	25,84	24,26	< 26,92	24,87	26,12	25,66	< 25,06	25,46
21.03.05	26,94	22,40	26,04	24,14	27,22	25,86	< 25,06	25,37
25.04.05	26,03	22,40	25,78	23,62	26,31	25,39	< 25,06	25,10
28.05.05	25,60	23,80	25,56	23,36	25,88	26,26	< 25,06	24,98
25.06.05	24,97	23,60	< 26,92	23,39	25,25	25,18	< 25,06	24,68
29.07.05	24,87	24,20	< 26,92	23,98	25,15	24,96	< 25,06	24,63
25.08.05	24,74	24,50	< 26,92	23,90	25,02	24,79	< 25,06	24,46
26.09.05	24,82	25,30	< 26,92	24,15	25,10	24,36	< 25,06	24,13

Znak (<) oznacza poziom wody poniżej zasięgu piezometru



Rys. 2. Schemat rozmieszczenia piezometrów w wale przeciwpowodziowym uszczelnionym bentomatą w korpusie wału



Rys. 3. Schemat rozmieszczenia piezometrów w wale przeciwpowodziowym uszczelnionym bentomatą oraz ścianką ilastą w podłożu

Wał ze szczelną przesłoną wyłącznie w korpusie walu

Jednostkowe natężenie przepływu wody (q) zainstalowaną wyłącznie w korpusie walu obliczono na podstawie wzoru:

$$q = k_p \frac{h_1 - h}{s + l} \left(T + \frac{h_1 + h}{2} \frac{k_k}{k_p} \right)$$

gdzie:

k_p – współczynnik filtracji w podłożu [m/s],

k_k – współczynnik filtracji w korpusie [m/s],

h – miąższość warstwy wodonośnej liczona od lustra wody do spągu przesłony uszczelniającej [m],

h_1 – wysokość krzywej depresji do spągu przesłony uszczelniającej [m],

s – odcinek spadku krzywej depresji po stronie odpowietrznej walu [m],

l – szerokość podstawy walu [m],

T – miąższość podłoża (zasięg piezometru) [m].

Wał ze szczelną przesłoną w korpusie i w części podłoża

Jednostkowe natężenie przepływu wody przez wał ze szczelną przesłoną zainstalowaną w korpusie i w części podłoża (q) obliczono na podstawie wzoru:

$$q = k_p H f$$

gdzie:

k_p - współczynnik filtracji w podłożu [m/s],

H - poziom wody przy wale [m],

f - współczynnik obliczony zgodnie ze wzorem:

$$f = 0,3 \sqrt[3]{\frac{T}{t}} - 1$$

gdzie:

T - miąższość podłoża (zasięg piezometru) [m],

t - głębokość zagłębienia przesłony uszczelniającej w podłożu [m].

Należy podkreślić, iż obliczenia wykonano z założeniem pełnej szczelności przesłony.

Celem przeprowadzenia dokładniejszej analizy matematycznej do obliczeń wprowadzono średnie wartości współczynnika filtracji k_w (średnie ważone) ustalone zarówno dla korony, jak i podłoża, które w obliczeniach charakteryzują ogólną przepuszczalność całej serii [Pazdro 1977; Turek 1971]. Ustalono je ze wzoru:

$$k_w = \frac{\sum km}{\sum m}$$

gdzie:

k - współczynnik filtracji w danej warstwie [m/s],

m - miąższość warstwy [m].

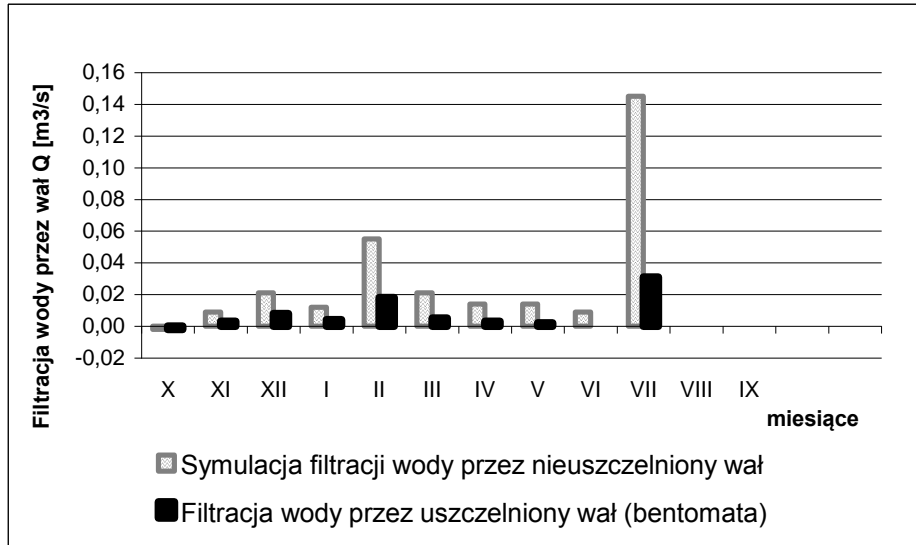
Uwzględniając powyższe założenia obliczono filtrację na analizowanym odcinku wału przeciwpowodziowego P-10. uzyskane wyniki zestawiono w tab. 2 oraz na rys. 4 i rys. 5.

Tab. 2. Zestawienie obliczeń filtracji przez analizowany fragment wału

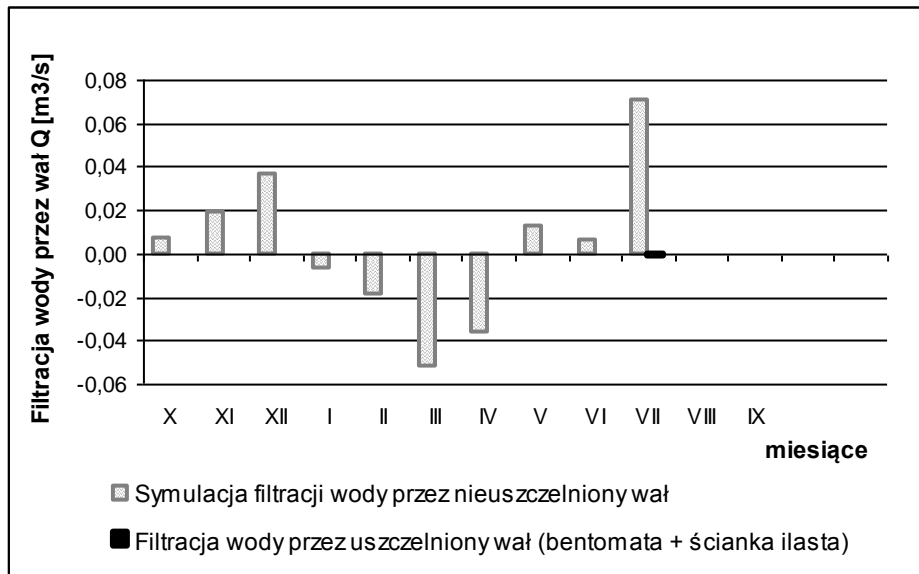
Okres badawczy	Uszczelnienie korpusu wału bentomata oraz podłoża ścianką ilastą		Uszczelnienie korpusu wału bentomata	
	Filtracja wody przez uszczelniony wał Q [m ³ /s]	Symulacja filtracji wody przez nieuszczelniony wał (brak uszczelnienia) Q [m ³ /s]	Filtracja wody przez uszczelniony wał Q [m ³ /s]	Symulacja filtracji wody przez nieuszczelniony wał (brak uszczelnienia) Q [m ³ /s]
21.10.04	0,000047	0,017	-0,006	-0,007
25.11.04	0,000074	0,024	-0,006	-0,011
20.12.04	-0,000071	0,064	0,002	0,011
24.01.05	0,000011	0,007	-0,002	-0,002
21.02.05	-0,000055	0,019	0,003	0,009
21.03.05	-0,000135	0,037	0,008	0,021
25.04.05	-0,000080	-0,007	0,004	0,012
28.05.05	-0,000352	-0,019	0,018	0,055
25.06.05	-0,000137	-0,052	0,005	0,021
29.07.05	-0,000091	-0,036	0,003	0,014
25.08.05	-0,000091	0,013	0,002	0,014
26.09.05	-0,000063	0,006	0,000	0,009
suma	-0,000943	0,071	0,031	0,145

Znak (-) oznacza bilans ujemny (filtracja wody z Doliny Uradzkiej w kierunku Odry)

Celem dokładnej analizy zjawiska przeprowadzono dodatkową symulację filtracji, jaka zachodziłaby przez analizowany odcinek wału, gdyby nie zastosowano technologii uszczelniających. Wykorzystano do tego wzory Michałowa [Borys i Mosiej 2003] wyznaczające jednostkowe natężenie przepływu wody przez korpus wału i podłoże przy zróżnicowanej przepuszczalności podłoża.



Rys. 4. Zestawienie obliczeń filtracji wody przez wał uszczelniony bentomatą w porównaniu z symulacją obliczeniową przy braku uszczelnienia



Rys. 5. Zestawienie obliczeń filtracji wody przez wał uszczelniony bentomatą w korpusie wału oraz ścianką ilastą w podłożu w porównaniu z symulacją obliczeniową przy braku uszczelnienia

Podsumowanie

Porównując otrzymane wyniki można wnioskować, iż instalacja zabezpieczeń przeciwfiltracyjnych w postaci bentomaty i ścianek ilastych znacznie obniżyła sumaryczną filtrację wody przez wał. Zastosowanie bentomaty jako ekranu przeciwfiltracyjnego w korpusie wału obniżyło filtrację wody z wartości $0,145 \text{ m}^3/\text{s}$ do $0,031 \text{ m}^3/\text{s}$, czyli o 78,6 %.

W innym przypadku, czyli przy połączeniu bentomaty zainstalowanej w korpusie wału ze ścianką ilastą wbudowaną u jego podstawy, wielkość filtracji spadła z $0,071 \text{ m}^3/\text{s}$ do $0,00094 \text{ m}^3/\text{s}$ – czyli o 98,7 %.

Obydwa analizowane przypadki potwierdzają słuszność stosowania sztucznych izolacji w wałach przeciwpowodziowych. Ich dobór powinien być jednak nieprzypadkowy i uzależniony od warunków miejscowych, tj.: rodzaju podłoża i jego przepuszczalności oraz szerokości międzywał.

Literatura

1. ASANI A.: *Empiryczny model obliczeniowy filtracji wody przez wał przeciwpowodziowy*. [W]: Woda - Ścieki - Odpady w Środowisku: IX konferencja naukowo-techniczna: Woda w środowisku. s. 9. Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra 2006
2. BIPROWODMEL Biuro Projektów Wodnych i Melioracji w Zielonej Górze: *Odra – wały. Studium modernizacji obwałowań rz. Odry – woj. zielonogórskie.*, Zielona Góra 1990
3. BIPROWODMEL Biuro Projektów Melioracji i Inżynierii Środowiska: *Modernizacja wału p. powodziowego w km 546,0 do 555,4 rz. Odry.* 2000
4. BOBOWSKA A., KOŁODZIEJCZYK U.: *Die Modernisierung der Flussdeiche auf der lubusen Strecke der Oder*. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr 131, Inżynieria Środowiska 12, s. 45-52. Zielona Góra 2004
5. BORYS. M., MOSIEJ K.: *Wytyczne wykonywania ocen stanu technicznego i bezpieczeństwa wałów przeciwpowodziowych*. Wyd. IMUZ, Falenty 2003
6. EKOPROJEKT Sp. z o. o. Biuro Projektów Inżynierii Środowiska i Melioracji: *Urad – modernizacja prawobrzeżnego wału przeciwpowodziowego rz. Odry w km 561,7 - 564,5*, Zielona Góra 1999
7. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża*. Wyd. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
8. PAZDRO Z.: *Hydrogeologia ogólna*. Wyd. Geologiczne, Warszawa 1977

9. PROXIMA S.A. Przedsiębiorstwo Geologiczne we Wrocławiu.: *Dokumentacja z nieinwazyjnych badań geologicznych oraz ocena stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych rzeki Odry w km 545,8 -564,8.*, Wrocław 1999
10. TUREK J.: *Poradnik hydrogeologa*. Wyd. Geologiczne, Warszawa 1971

APPLICATION OF BENTOMATS AND LOAM BARRIER AS IMPERMEABLE WALL IN FLOOD BANKS

Key words: flood banks sealing, water filtration through a flood banks, sealing truck elements of the flood banks, bentomats, loam barrier

S u m m a r y

This article present investigation of effectiveness sealing truck elements of the flood banks with impermeable wall bentomats and protective loam partition. The testing was carried out in the area of flood banks located on the section of the Oder River in the Lubuskie Province, between 561,6 and 565,0 km of the river reaches. The filtration calculations were carried out in the hydrologic year 2004/2005 on the basis of hydrologic observations made in piezometer networks installed in levee fragments that differed in sealing technologies. The result of the tests is comparison of effectiveness sealing truck elements the flood banks in water filtration restriction.

DIERK BAUER, UWE SCHLENKER, ANDRZEJ SZEMRYK *

RYZYKA I SZANSE W RECYKLINGU POWIERZCHNI

Słowa kluczowe: zagospodarowanie terenów, ryzyko inwestycyjne, rekultywacja terenów

Streszczenie

Antropogeniczne wykorzystywanie terenów prowadzi zarówno do pozytywnych zmian w gruncie i w wodach gruntowych, jak i do zmian negatywnych. Często, w przeszłości, tereny wykorzystywane były bez zwracania uwagi na funkcjonujący tam ekosystem. Pozostałości takiego użytkowania są często fatalne, a sprawcy tych zdarzeń często nie mogą być pociągnięci do prawnej odpowiedzialności. W takiej sytuacji zarówno prywatni jak i publiczni inwestorzy muszą ponosić relatywnie duże koszty dla przywrócenia używalności tych terenów. W tym procesie należy uwzględniać kompleksowo różne aspekty: Ekologia: źródła zanieczyszczeń, drogi powstania zagrożeń, skażone powierzchnie i kubatury, wartości graniczne skażeń, niebezpieczeństwa rozpoznawalne i ukryte. Ekonomia: potrzeby terenowe pod nowe inwestycje, koszty przygotowania nowych terenów pod te inwestycje, atrakcyjność terenów położonych często w centralnych częściach miast, wykorzystanie istniejącej infrastruktury na rewitalizowanych terenach, poprawa poziomu życia poprzez likwidację nieużytkowanych terenów przemysłowych, tereny nieużytkowe jako zamrożony kapitał, inwestycje (atrakcyjność, miejsca pracy, żywotność miast, wpływy podatkowe oraz tzw. efekty towarzyszące, np. kooperacja), wycena terenów przed i po rewitalizacji, analiza potrzeb pod kątem przyszłego użytkowania. Z tych analiz wylaniają się różne motywy pozyskiwania do użytkowania przez miasta i gminy zanieczyszczonych terenów przemysłowych. Jest to niezmiernie ważne dla urbanistów, potencjalnych inwestorów przemysłowych lub mieszkaniowych. Każda działalność niesie ze sobą ogromny potencjał błędów i ryzyk ale oczywiście i liczne szanse. W pracy przedstawione zostały przykłady pomyślnych realizacji kompleksowego recyklingu terenów przemysłowych.

* Bauer Spezialtiefbau Polska Sp. z o.o.

Recykling powierzchni jako element cyklu trwałości nieruchomości

Wykorzystania powierzchni terenów lub ponownego przywrócenia używalności wcześniej wykorzystywanym terenom nie wolno traktować osobno, lecz rozpatrywać jako pewien aspekt w cyklu żywotności nieruchomości.

Poczynając od pierwotnej idei projektu budowlanego droga wiedzie poprzez planowanie i przygotowanie budowy wraz z planem inwestycyjnym, analizę lokalizacji oraz rachunek ekonomiczny (przy uwzględnieniu kosztów inwestycyjnych i kosztów kolejnych wynikłych z inwestycji) docierając do planowania założeń projektu i koncesji budowlanej. Po nich następuje faza wykonawcza budowy wraz z kolejnymi etapami przetargu, ustalenie kosztów i przekazanie do realizacji, sterowanie projektem, wykonawstwo i wprowadzenie na rynek. Następną fazą jest okres użytkowania po uruchomieniu, zagospodarowanie techniczne i ekonomiczne, infrastrukturalne zarządzanie budynkami wraz ze scenariuszami eksploatacji i zmiany wykorzystywania. Jako ostatnia faza czyli jakby zainicjowanie nowej epoki następuje zużycie się obiektu. Oznacza to, iż koncepcja wykorzystania terenu się kompletnie zmienia. Następuje rekultywacja (recykling terenu), ustalenie wartości, sprzedaż częściowa lub całkowita i tym samym koło się zamyka.

Spowodowane przez człowieka wykorzystanie powierzchni terenów prowadzi nieodwołalnie do znacznych zmian w naszym środowisku naturalnym. Zmian na dobre i na złe. W przeszłości korzystano częstokroć z gruntów nie zważając na związane z tym oddziaływanie na ekosystem. Po części z niewiedzy, po części z nierozwagi, jednakże w jakimś stopniu również rozmyślnie i to z poważnym przestępczym zapalem.

Z tego względu również pozostałości te udokumentowane są z reguły nadzwyczaj źle i stąd też po prostu trudne do ustalenia pod względem miejsca położenia, rozległości obszaru i stopnia trudności.

Ponadto sprawą problematyczną jest fakt, iż często odpowiedzialni za ten stan rzeczy nie mogą już być pociągnięci do odpowiedzialności. Wówczas w takim przypadku jako wyraziciel spraw publicznych występuje z reguły wspólnota. Ale również w tych przypadkach, kiedy właściciel bezpośrednio chce przywrócić daną powierzchnię do ponownego wykorzystania, istnieje wiele aspektów, które należy rozważyć.

Aspekty recyklingu powierzchni

Aspekty ekologiczne

Zmiany użytkowania danej działki gruntu podyktowane jej wykorzystaniem nie ograniczają się z reguły czyli tylko do jej przestrzennego poszerzenia, lecz

wywierają wpływ na zasadnicze podstawy egzystencji. Na skutek substancji szkodliwych zmieniają się powietrze, woda i grunt. Oznacza to, iż z każdym zaczerpnięciem powietrza, z każdym łykiem wody, każdym kęsem, każdą porą naszej skóry zdani jesteśmy na oddziaływanie owych substancji.

Zadaniem w tej sytuacji jest stwierdzić, który z tych wpływów da się w jakiś sposób znieść, a które wymagają odpowiedniego potraktowania. Takie wymogi działania są np. ujęte przez ustawodawcę w formie odpowiednich ustaw i rozporządzeń. W owych ogólnych zasadach uregulowane są przykładowo potencjalne niebezpieczeństwa i ścieżki zagrożeń, wartości graniczne oraz przedsięwzięcia służące natychmiastowej obronie przed zagrożeniami.

W zależności od przyszłego wykorzystania w ramach współpracy pomiędzy właścicielem gruntu i kompetentnymi władzami opracowywany jest plan rekultywacji stanowiący podstawę danego projektu recyklingu terenu.

Aspekty ekonomiczne

Podstawę każdej parceli stanowi wartość rynkowa w stanie niezabudowanym, wolnym od zanieczyszczeń poeksploatacyjnych. Koszty osiągnięcia takiego status quo są trudne do ustalenia. Pod pewnymi względami nakład sił i środków poniesiony w celu powrotu do status quo jest nieproporcjonalnie wysoki. Z tego względu wybiera się często nie 100%-wą rekultywację, lecz wariant rekultywacji dopasowany do skali wykorzystania gruntu, akceptowalny ekologicznie i ekonomicznie.

Jakie powody przemawiają za częstokroć bardzo kosztownym przywróceniem gruntu do ponownej używalności w porównaniu z budową nową, od podstaw, „w szczerym polu”?

Na ożywionych, urbanistycznie zagospodarowanych obszarach występuje wysoka atrakcyjność gruntów w centrum miasta, na przykład dla zabudowy biurowej, sklepów detalicznych, przychodni lekarskich i szpitali, szkół, przedszkoli i żłobków oraz zabudowy mieszkaniowej. Powierzchnie wykorzystywane już w określony sposób są najczęściej całkiem dobrze zagospodarowane, a istniejąca infrastruktura przydaje im zalet logistycznych i zgodnych z ponoszonymi kosztami.

Wykorzystywanie powierzchni nieuprawianych prowadzi ponadto do polepszenia wizerunku miasta i lepszej jakości życia. Akurat opisana powyżej niepewność co do wiedzy, jakie niebezpieczeństwa wynikają rzeczywiście z zanieczyszczonej lokalizacji (poeksploatacyjnego zanieczyszczenia gruntu), jest częstokroć motorem do wyjścia naprzeciw instytucjom administracyjnym zarówno pod względem finansowym, jak również restrykcyjnym.

Powierzchnia nieuprawiana stanowi dla właściciela gruntu kapitał nieproduktywny. Przy pomocy odpowiedniej koncepcji wykorzystania, np. na bazie analizy potrzeb ośrodka produkcyjnego, nakład kosztów i oczekiwany dochód

mogą prowadzić do sukcesu ekonomicznego. Nie wolno przy tym zaniedbać mechanizmów towarzyszących rekultywacji (atrakcyjność, miejsca pracy, życie w mieście, wpływy podatkowe, efekty uboczne, np. uzyskane dzięki poddostawcom).

Z powyższych rozważań wynikają rozmaite przesłanki przywrócenia użyteczności terenów dla miast i gmin, dla planistów miejskich i specjalistów zajmujących się rozwojem obszarów miejskich, dla przemysłu lub właścicieli gruntów.

Każde pojedyncze przedsięwzięcie oferuje niesamowity potencjał opatrzony błędami i ryzykami, ale oczywiście również szansami.

Metoda postępowania przy projektach recyklingu powierzchni

Jeżeli zdecydowano się na przeprowadzenie przedsięwzięcia recyklingu powierzchni, wówczas dla danego przypadku należy znaleźć także optymalny wariant rekultywacji zgodny z przyszłym scenariuszem wykorzystania.

W zależności od przyczyny wywołującej przeprowadzenie projektu recyklingu powierzchni (nagle zagrożenie dla człowieka, które należy oddalić, aż do zmiany charakteru wykorzystania ze względów ekonomicznych) istnieje mniej lub bardziej ukształtowana wiedza szczegółowa dotycząca terenu wymagającego recyklingu.

Rozpoznanie

Pogłębienie wiedzy na temat danego gruntu. Np. badanie historyczne, ankieta wśród współczesnych, badania wód gruntowych i wglębnych, odwzorowania itd.

Porównanie wariantów

Na podstawie badań rozpoznawczych i wstępnych istnieje często wiele wariantów i/lub kombinacji wariantów prowadzących do celu. Warianty te należy zharmonizować i poddać ocenie ze wszystkimi zainteresowanymi.

Planowanie rekultywacji aż do zawarcia umowy

Z porównania wariantów wynikają propozycje rozwiązań z przydanym im stopniem wartości, prowadzące we współpracy z kompetentnymi gremiami do zaplanowania rekultywacji (pisemne ustalenie między innymi docelowych wartości rekultywacyjnych oraz terminów) wraz z wiążącymi zobowiązaniami. Plan rekultywacji może następnie stanowić postawę umowy pomiędzy władzami administracyjnymi a właścicielem gruntu.

Rekultywacja

W dalszej kolejności następuje właściwa operacja przystosowawcza, poczynając od zabezpieczenia istniejących zabudowań i urządzeń poprzez rozbiórkę

niepotrzebnych budynków i/lub części budynków, rekultywację względnie zabezpieczenie zanieczyszczonych obszarów.

Właściwe przedsięwzięcie budowlane

Po osiągnięciu docelowych wartości rekultywacyjnych może być przeprowadzona właściwa nowa budowa lub przebudowa.

Public relations

Poprzez ukierunkowane informacje w trakcie całego przedsięwzięcia zaleca się włączyć do niego w sposób ofensywny objętych nim mieszkańców. Dzięki temu stworzona zostanie relacja oparta na zaufaniu i wysoka akceptacja dla przeprowadzenia owych działań.

Wprowadzenie na rynek

Ryzyka w przedsięwzięciach recyklingu powierzchni

Ryzyka wynikające z pozostałości poeksploatacyjnych

Z powodów podanych wyżej rodzaj i zakres prawdopodobnych zanieczyszczeń w gruncie i wodzie gruntowej jest bardzo trudny do stwierdzenia na podstawie poszukiwań i badań wstępnych. Na przestrzeni czasu zmienia się ponadto jeszcze zarówno zatrucie, jak też jego usytuowanie. Wskutek tlenowych i beztlenowych procesów rozkładu tworzą się produkty rozkładu, produkty przemiany materii i czasami nawet nowe związki kompleksowe. Mieszanki substancji szkodliwych zmieniają się lub są tworzone na nowo. Niekiedy tworzą się również nieoczekiwane substancje, których nie można było się spodziewać w wyniku badań pochodzących z użytkowania wcześniejszego.

Także w substancji budowlanej znajduje się czasami ogniska kontaminacji, których nie można się było spodziewać. W obszarach niedostępnych w momencie rozpoznania również należy liczyć się z niespodziankami. Badanie wstępne nigdy nie obejmuje całej powierzchni i nie jest szczegółowe, wynikają z niego odchylenia w wartościach obciążenia i rozmiarach kontaminacji pomiędzy rozpoznaniem początkowym a późniejszą rekultywacją.

Do niechcianych niespodzianek prowadzić może również wpływ gruntów sąsiednich (kontaminacja powrotna). Jeśli należy się jej spodziewać z powodu kierunku przepływu wód gruntowych oraz jako wynik poszukiwań, zaleca się prowadzenie na ten temat wyrazistej dokumentacji i odgraniczenia gruntu.

Na przykład wskutek zmieniających się sytuacji prawnych (rozporządzenie o składowaniu odpadów) może dojść do znacznych wahań po stronie kosztów utylizacyjnych. Pilnie zalecana jest tutaj dobra znajomość rynku.

Ryzyka wynikające z właściwości gruntu budowlanego

W Niemczech ryzyko gruntu pod budowę spoczywa w pierwszym rzędzie po stronie właściciela działki. Ten jednakże może to ryzyko w części lub w całości przenieść na drodze umowy na zleceniobiorcę. Nieprecyzyjność pojawia się na przykład wskutek ewentualnie występujących w gruncie niewypałów, w szczególności z okresu drugiej wojny światowej.

Niewiadomego pochodzenia uwarstwienia, jak np. warstwy torfu i formacje skalne, oznaczają nie tylko wyższe koszty urządzeń do robót ziemnych i koszty fundamentowania, lecz także wpływają na przepływ wód gruntowych, odkładanie się substancji szkodliwych, odwadnianie oraz zabezpieczanie wykopu budowlanego.

Również znajomość lokalnych wahań wód gruntowych (np. sprężone wody gruntowe) oraz wrażliwości gruntu budowlanego w warunkach dostępności powietrza i wody chroni przed niepożądanymi niespodziankami.

Kolejne ryzyko stanowią nieznanne zabudowy (piwnice, odgałęzienia, puste przestrzenie itd.) w podłożu ziemnym.

Ryzyka wynikające z cech substancji starej zabudowy

Akurat budowie bardzo stare przedstawiają sobą duże ryzyko, bowiem często brak do nich dokładnych planów i obliczeń statycznych. Może się więc zdarzyć, iż w celu zabezpieczenia właściwości budynku, czy to własnego czy w obszarze sąsiadującym, niezbędne staną się znaczące działania zabezpieczające. Uwzględnić przy tym należy również to, że w przypadku ingerencji w zespół spowodować można reakcje podnoszące i osadzające.

Ponadto należy zwrócić uwagę na to, że we wzajemnej zależności fundamentowania i powstającego podłoża ziemnego przedsięwzięcia służące obniżeniu wód gruntowych mogą spowodować szkody. Może to doprowadzić do tego, iż cała koncepcja rekultywacyjna będzie musiała być opracowywana na nowo.

Pomimo wszelkich środków ostrożności należy często przeprowadzać towarzyszącą budowie kontrolę osiadania i konieczne są ewentualnie fundamentowania dodatkowe oraz działania obudowujące, które doprowadzić mogą do znacznych kosztów dodatkowych.

Szanse w przedsięwzięciach recyklingu powierzchni

Istniejąca infrastruktura (oddziały, logistyka, siła nabywcza) oznacza z jednej strony niższe koszty uzbrojenia terenu, mogą one jednakowoż oznaczać w rezultacie także mniejsze bieżące koszty gospodarowania.

Czynnik społeczny ma duży interes w tym, by np. powierzchnie niezagospodarowane uczynić ponownie użytecznymi akurat w obszarze centrum miasta

i stąd też gotowy jest on do ustępstw. Powodami dla strony społecznej są między innymi dodatkowe wpływy podatkowe, wyższa jakość życia dla okolicznych mieszkańców, turystyka wzmocniona lepszym wizerunkiem miasta itd.

Powierzchnie leżące odłogiem obarczone zanieczyszczeniami poeksploatacyjnymi są z reguły korzystne do nabycia. Jeżeli zna się ryzyka i posiada zwartą i uzgodnioną koncepcję, wówczas przy kompetentnym i indywidualnym planowaniu i przeprowadzeniu rekultywacji istnieje nadzwyczaj atrakcyjna szansa na zysk.

Wiele przedsiębiorstw przykładą duże znaczenie do pozytywnego wizerunku. Dzięki niemu określone przedsięwzięcie rekultywacji powierzchni może przynieść spory efekt reklamowy i pozytywny odzew.

Jeśli się przyjrzeć na przykład zużyciu terenów i trendowi rozwojowemu w Niemczech, to utrata wolnych powierzchni w roku 2000 wynosiła jeszcze 131 hektarów na dzień. Obecnie sytuuje się ona na poziomie około 105 hektarów dziennie, co w dalszym ciągu znaczy jeszcze tyle, co ok. 140 boisk piłkarskich. Konsekwencją zużywania się powierzchni jest wyższy odsetek zamknięć, który niesie ze sobą powódzie i związane z tym nie tylko znaczne szkody ekonomiczne. Poprzez ograniczenie zużywania się powierzchni istnieje więc szansa, by zredukować również i te szkody.

Przykłady ryzyka w przedsięwzięciach recyklingu powierzchni

Jak już opisano, w przypadku powierzchni użytkowanych uprzednio zachodzą za każdym razem niespodzianki, przed którymi nie jest się zabezpieczonym nawet poprzez zastosowanie najbardziej zdecydowanego badania, rozpoznania i poszukiwań. I tak na przykład, nawet opróżnione, ale niewypełnione piaskiem zbiorniki mogą zawierać gazy i ciecze, które na przykład są łatwopalne, żrące lub szkodliwe w inny sposób.

Nierzadko natrafia się także na zbiorniki, o których w ogóle niczego nie było wiadomo.

W nieznanach pomieszczeniach piwnicznych lub na dzikich składowiskach napotyka się również niektóre jeszcze całe lub uszkodzone pojemniki z mniej lub bardziej znanymi niebezpiecznymi materiałami.

Jeśli brak planów i dokumentów planistycznych do budowy lub przebudowy istniejących budynków, wówczas zastosowane substancje i materiały budowlane, o ile nie są w sposób oczywisty widoczne, mogą również czynić niezbędnymi poważne działania dodatkowe. Np. rakotwórcze, atakujące płuca, luźno związane włókna azbestowe i mineralne.

Także znaleziona amunicja prowadzi do natychmiastowego wstrzymania wszelkich robót, ewakuacji rozległych obszarów, kolejnych sondowań i tym

samym do zwłoki w realizacji przedsięwzięć właściwych oraz do wysokich kosztów utylizacji i rozbrajania.

Podobnie jak nieznane piwnice i dzikie składowiska, także nieznane tunele odprowadzające, wykopy itd. kryją w sobie niechciane niespodzianki. W ten sposób chociażby niejeden w trakcie prac budowlanych nowo włożony metr sześcienny betonu uwidoczniał się ponownie kilka metrów dalej.

Osiadanie gruntu wskutek nieznanego podłoża ziemnego, stanu wód gruntowych i fundamentowania zabudowy sąsiedniej prowadzi w przypadku obciążania i odciążania gruntu budowlanego lub w przypadku obniżania wód gruntowych do niepożądanych szkodliwych zmian ze znacznymi kosztami dodatkowymi.

Jeżeli pojawiają się niespodziewane zanieczyszczenia, ma to niekiedy spory wpływ na postęp robót. Albowiem działania służące ochronie pracy w istotnym zakresie ograniczają zarówno zaangażowanie pracowników, jak też urządzeń, a również ich wydajność.

Obrazy te są sugestywne i wymowne, ale daleko im jeszcze do kompletności wyrazu. Mają one z jednej strony wyostrzyć świadomość wszystkich uczestników przedsięwzięć i ponadto wyjaśnić, iż doświadczenie, staranność i kompetencja w postępowaniu z wcześniej wykorzystywanymi arealami stanowią gwarancję optymalnej restauracji i tym samym dobrą szansę na niedrogie przedsięwzięcie.

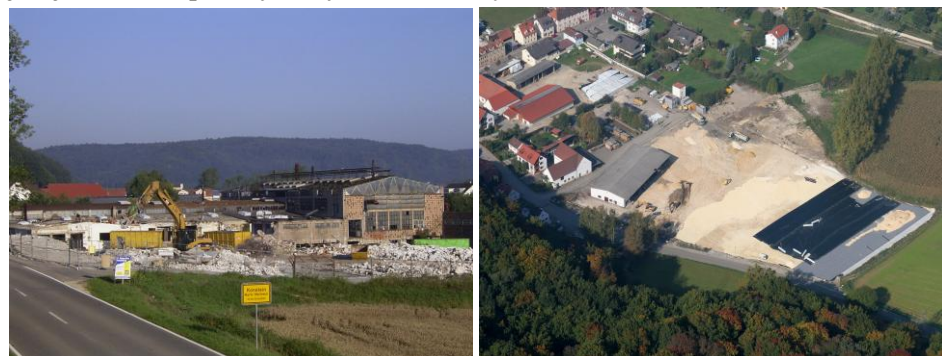


Fot. 1. Przykłady ryzyka związanego z natrafieniem w trakcie rekultywacji terenów na substancje i przedmioty niebezpieczne

Przykłady udanych przedsięwzięć recyklingu terenów

Dane projektowe:	
Wcześniejsze wykorzystanie:	dawne huty szkła Phönix
Późniejsze wykorzystanie:	tereny przemysłowo-handlowe na przedmieściach Konstein
Powierzchnia gruntu:	22.500 m ²
Obraz zanieczyszczeń:	węglowodory oleju mineralnego (MKW), policykliczne węglowodory aromatyczne (WWA), metale ciężkie jak miedź, cynk, arsen, ołów, nikiel i rtęć
Metoda rekultywacji:	całkowita rozbiórka 22 budynków produkcyjnych, zabezpieczenie powierzchni przez uszczelnienie warstwy wierzchniej
Czas:	od czerwca do grudnia 2005
Koszty rekultywacji:	1,0 mln euro

Na terenie dawnej huty szkła „Phönix” produkowane było od roku 1952 do 1986 szkło ołowiowe kryształowe. Grunt i budynki produkcyjne były zanieczyszczone metalami ciężkimi, w szczególności ołowiem i arsenem, które w procesie wytwórczym szkła służyły jako dodatki. Płyty posadzkowe wykazywały miejscowe zanieczyszczenia węglowodorami MKW i WWA, które pochodziły z pracy maszyn i kolejnych eksploatacji. Substancja budowlana była do tego obciążona sztucznymi włóknami mineralnymi i azbestem w formie trwałych i luźnych powiązań. Łącznie rozebrano 22 budynki wraz z zabudowaną przestrzenią w wysokości 62.000 m³. Materiał rozbiórkowy wraz z zanieczyszczeniami został wykorzystany w produkcji torowiska surowego. Zutylizowanych zostało 350 ton bardziej obciążonego materiału. Wykonana nawierzchnia została zabezpieczona przeciwko wnikaniu do wody gruntowej przy pomocy wielowarstwowego uszczelnienia. Po rekultywacji teren usytuowany w odwiedzanym często przez turystów Altmühltal wykorzystywany jest jako obszar przemysłowy i teren zielony.



Dane projektowe:

Wcześniejsze wykorzystanie:	dawny ośrodek chemiczny Leuna
Późniejsze wykorzystanie:	tereny przemysłowo-handlowe na przedmieściach Konstein
Powierzchnia gruntu:	90.000 m ²
Obraz zanieczyszczeń:	BTX, związki ropopochodne, WWA, fenole, produkty z produkcji rafinerijnej
Metoda rekultywacji:	odgruzowanie głębinowe i wymiana gruntu
Okres czasu:	marzec 2006 – styczeń 2007
Koszty rekultywacji:	3,8 mln euro bez kosztów utylizacji (szacowane dodatkowo 4 mln euro)

Teren ten jest zabudowany obiektami chemicznymi od momentu wzniesienia zakładów Leuna w roku 1916, początkowo obiekty te służyły syntezie amoniaku, później nastąpiła przebudowa na rafinerię. Zanieczyszczenia mają swoją przyczynę w szkodach wojennych i stratach spowodowanych eksploatacją. Rafineria była aktywna do połowy lat 90-tych. W czasach NRD wytwarzane tu były paliwa. Rekultywowany teren przejmie Quinn Chemical z Irlandii Północnej i wzniesie tutaj urządzenie do produkcji pleksiglasu.

**Dane projektowe:**

Wcześniejsze wykorzystanie:	dawny dworzec skrzydłowy (zakłady przemysłu złomowego, handel ropą naftową)
Późniejsze wykorzystanie:	części powierzchni zostały włączone do terenu krajowej wystawy ogrodniczej 2002 – później podmiejski obszar wypoczynkowy i park mieszkaniowy
Powierzchnia gruntu:	22.000 m ²
Obraz zanieczyszczeń:	węglowodory oleju mineralnego (MKW), policykliczne węglowodory aromatyczne (WWA), metale ciężkie jak miedź, cynk, arsen, ołów,

Metoda rekultywacji:	nikiel i rtęć wykopanie i utylizacja zanieczyszczonego materiału ziemnego, odgruzowanie głębinowe, odwodnienie i oczyszczenie wody
Okres czasu:	od marca do listopada 2002
Koszty rekultywacji:	6,5 mln euro

Północnofrankońskie miasto Kronach urządziło w roku 2002 bawarską krajową wystawę ogrodniczą. W pełnej zgodności z ideą kontynuacji na potrzeby wystawy nie miał być przeznaczony żaden nowy teren, lecz przekształcony ten już istniejący. I to prawdziwie problematyczny obszar śródmiejski: teren dawnego dworca skrzydłowego. Przez prawie 100 lat swoją siedzibę miały na owym dworcu między innymi zakłady przemysłu złomowego i handlu olejami mineralnymi. Liczne ośrodki pomiaru wód gruntowych i sondowania gruntu wykazały, iż najwyższa warstwa ziemi musi zostać wymieniona. Oczywiście nie wiadomo jeszcze niczego na temat szczególnych „skarbów ziemi”. Z pozytywnych następstw udanej rekultywacji terenów poprodukcyjnych raduje się przede wszystkim ludność Kronach. Krajowa wystawa ogrodnicza uczyniła małe przytulne miasteczko znanym daleko poza granicami Bawarii i przyciągnęła latem ponad 600.000 zwiedzających. Obecnie, kiedy powrócił już spokój, mieszkańcy Kronach mają ten teren dla siebie: jako cenny podmiejski obszar wypoczynkowy.



Dane projektowe:

Wcześniejsze wykorzystanie:	Rewitalizacja dawnej fabryki szkła lanego w Pirnie
Późniejsze wykorzystanie:	
Powierzchnia gruntu:	11.000 m ²
Obraz zanieczyszczeń:	węglowodory oleju mineralnego (MKW), policykliczne węglowodory aromatyczne (WWA),

Metoda rekultywacji:	fenol rozbiórka budynków, wykopanie i utylizacja zanieczyszczonego gruzu budowlanego i ziemi, ponowne wypełnienie wykopu budowlanego, odwodnienie i oczyszczenie wód
Okres czasu:	od maja do sierpnia 2004
Koszty rekultywacji:	2,5 mln euro

Dawny zakład produkcji szkła lanego w Pirnie dysponował własną stacją generatorów gazu. Podłoże ziemne wykazywało z tego względu zanieczyszczenie specyficzne przede wszystkim dla gazowni. Z uwagi na ponowne wykorzystanie przemysłowe tego miejsca zaistniała potrzeba rekultywacji zgodnie z udzieloną swobodą decydowania o zanieczyszczeniach poprodukcyjnych. Wykorzystanie kolejne ...



Dane projektowe:

Wcześniejsze wykorzystanie:	dawny ośrodek wojskowy Großenhain
Późniejsze wykorzystanie:	teren przemysłowo-handlowy
Powierzchnia gruntu:	24.000 m ²
Obraz zanieczyszczeń:	węglowodory oleju mineralnego (diesel, benzyna, kerozyna)
Metoda rekultywacji:	wykopanie i utylizacja zanieczyszczonego materiału, ponowne wypełnienie wykopu budowlanego, odwodnienie
Okres czasu:	od sierpnia 1999 do stycznia 2000
Koszty rekultywacji:	2,2 mln euro

Dawny teren wojskowy w Großenhain wykorzystywany jest obecnie po przekształceniu jako obszar przemysłowo-handlowy.



RISK AND CHANCES IN REUSE OF SURFACE

Key word: area planning, investment risk, reclamation area

S u m m a r y

Anthropogenic areas use is cause of many positive and negative changes in ground and in ground-waters. Often in the past terrains have been used without attention on the ecosystem functioning. Reminders from such use are often disastrous, and former users, as principals, can't be pulled to criminal responsibility. In such situation both: private and public investors have to bear relatively big cost for restoration of these areas functionality. In this process should be accounted different aspects:

Ecology: sources of pollutants, ways of threats, surface and cubature of polluted ground, treshold limits of contaminations, recognizable and hidden dangers; Economy: field needs for investments, cost of new terrains preparation for new investments, attractiveness of areas, often situated in central parts of the cities, utilization of existing infrastructure on the reclaimed areas, improvement of live coditions by the liquidation of useless industrial areas, useless areas as frozen capital, investments (attractiveness, work places, vitality of cities, taxes influences as effects of cooperation), valuation of areas before and after revitalization, analysis of needs for the future using. Different motives of logging to use of polluted industry areas through city and people are appearing with such analysis. It is extremely important for town-planners, potential industrial or communal investors. Every activity brings huge potential of mistakes and risk, but obviously also many chances. A few examples of favorable realizations of post-industrial areas recycling have been introduced in the paper.

ELŻBIETA JOLANTA BIELIŃSKA, HENRYK DOMŻAŁ *

**AKTYWNOŚĆ ENZYMATYCZNA GLEB LEŚNYCH
W STREFIE ODDZIAŁYWANIA ZAKŁADÓW AZOTOWYCH
„PUŁAWY” S.A.**

Słowa kluczowe: gleby leśne, aktywność enzymatyczna, zanieczyszczenia przemysłowe

Streszczenie

Zbadano aktywność enzymatyczną gleb w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. na terenie poleśnym, przyległym do Zakładów oraz na obszarach leśnych usytuowanych w Nadleśnictwie Puławy. Przeprowadzono jednoczesne badania aktywności dehydrogenaz, fosfataz, ureazy i proteazy. Aktywność dehydrogenaz, fosfataz i proteazy w badanych glebach wahała się w szerokich granicach, jednak wyraźnie zależała od intensywności presji antropogenicznej. Prawidłowości takiej nie stwierdzono w przypadku aktywności ureazy. Wykazano ściśle dodatnie korelacje pomiędzy aktywnością badanych enzymów a zawartością mineralnych form azotu w glebach. Świadczy to, że badany ekosystem jest w stanie włączyć do obiegu biologicznego związki azotu docierające z atmosfery.

Wstęp

Wybudowane w latach 60. ubiegłego wieku Zakłady Azotowe w Puławach stały się powodem degradacji drzewostanów oraz ubogich gleb bielicoziemnych. Pomimo malejącej od kilku lat emisji przemysłowej ekosystemy leśne usytuowane na wschód od Zakładów Azotowych znajdują się pod stałą presją czynnika toksycznego. Powierzchnia, na której obecnie występują uszkodzenia drzewostanów jest w zasadzie stabilna i mieści się w granicach 8000-9000 ha [Bielińska i Domżał 2004].

Zmiany aktywności enzymatycznej gleb odzwierciedlają wpływ zarówno korzystnych, jak i niekorzystnych czynników środowiskowych, w związku z czym testy enzymatyczne są stosowane w szacowaniu jakości gleby [Januszek 1999]. Pomiar aktywności enzymatycznej dostarcza wcześniejszych dowodów

* Akademia Rolnicza w Lublinie; Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska

subtelnych zmian w środowisku glebowym, na długo przed zmianami składu chemicznego i właściwości fizycznych gleb [Kieliszewska-Rokicka 2001].

Celem pracy było określenie zmian aktywności enzymatycznej gleb w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. w zależności od położenia od źródła emisji.

Metodyka badań

Badania aktywności enzymatycznej gleb w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. prowadzono w wytypowanych punktach badawczych usytuowanych na terenie poleśnym, w odległości około 0,5 i 0,8 km od Zakładów oraz na obszarach leśnych w obrębie Nadleśnictwie Puławy, w III strefie zagrożenia lasu, w odległości około: 1,2; 2,0 i 5,0 km od źródła emisji. Punkty badawcze zlokalizowano na linii migracji skażonego przez emisje powietrza, w kierunku wschodnim od Zakładów Azotowych. Na badanym terenie występują gleby należące według systematyki PTGleb. do działu gleb autogenicznych, sklasyfikowane do rzędu gleb bielicoziemnych: gleby rdzawe i gleby bielcowe, wytworzone z różnej miąższości piasków eolicznych, zalegających na piaskach fluwiogłacjalnych w podłożu. W punktach badawczych usytuowanych w odległości 0,5 i 0,8 km od Zakładów Azotowych (strefa ochronna Zakładów) występują tam gleba rdzawa właściwa jest pokryta zwartą darnią trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth). W obrębie Nadleśnictwa Puławy, na glebach bielcowych, w punktach badawczych zlokalizowanych w odległości około 1,2 i 2,0 km od źródła emisji występuje drzewostan brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth), a w punkcie odległym o około 5,0 km od Zakładów drzewostan sosnowy (*Pinus sylvestris* L.) z dębem szypułkowym (*Qercus robur* L.) i robinią akacjową (*Robinia pseudacacia* L.) tworzącymi II piętro.

Wiosną 2006 roku z głębokości 5-20 cm pobrano próbki glebowe z każdego punktu badawczego w trzech powtórzeniach. Próbki glebowe po zebraniu w terenie i przywiezieniu do laboratorium przygotowywano do analiz z uwzględnieniem specyfiki oznaczeń parametrów biologicznych [ISO 10381-6]. W próbkach gleby oznaczono aktywność: dehydrogenaz [Thalman 1968], fosfataz [Tabatabai i Bremner 1969], ureazy [Zantua i Bremner 1975] i proteazy [Ladd i Butler 1972]. Dodatkowo oznaczono wybrane właściwości chemiczne gleb: pH w 1 mol·dcm⁻³ KCl [ISO 10390] oraz zawartość: węgla organicznego [ISO 14235], azotu ogółem [ISO 13878], azotu azotanowego i azotu amonowego [ISO 14255].

Wyniki oznaczeń poddano analizie wariancji. Istotność różnic między średnimi oceniono testem Tukey'a.

Wyniki badań i dyskusja

Badane gleby charakteryzowały się odczynem bardzo kwaśnym, z pH w 1 mol·dm⁻³ KCl od 3,1 do 4,2 (tab. 1). Silne zakwaszenie badanych gleb (powstałych z utworów ubogich w kationy zasadowe) jest uwarunkowane przede wszystkim długotrwałą, intensywną emisją tlenków azotu i amoniaku w formie opadu mokrego i suchego.

Gleby w punktach badawczych usytuowanych najbliżej Zakładów Azotowych (w odległości 0,5 i 0,8 km) cechowały się wyższymi wartościami pH niż gleby na obiektach zlokalizowanych dalej od emitora (w odległości 1,2-5,0 km od Zakładów). Wiązało się to z dopływem do środowiska glebowego pyłów alkalicznych emitowanych przez Zakłady Azotowe.

Tab. 1. Właściwości chemiczne gleb

Odległość od źródła emisji [km]	pH-KCl	C	N	C:N	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
		[g·kg ⁻¹]			[mg·kg ⁻¹]	
0,5	4,2	9,05	0,60	15,1	16,8	30,1
0,8	4,0	9,28	0,62	14,9	14,6	25,7
1,2	3,5	11,93	0,87	13,7	21,6	41,3
2,0	3,4	12,45	0,92	13,5	23,9	40,7
5,0	3,1	12,97	0,98	13,2	22,8	36,9
NIR _{0,05}		0,68	0,03	1,8	1,2	3,5

Największą zawartością C_{org} i ogólnej ilości azotu cechowała się gleba w punkcie badawczym zlokalizowanym najdalej od Zakładów Azotowych, w odległości 5,0 km, a najmniejszą gleby na obiektach usytuowanych w bezpośrednim sąsiedztwie źródła emisji (tab. 1). Czynnikiem różnicującym zawartość tych składników w glebach, poza intensywnością wpływów antropogenicznych generowanych głównie przez Zakłady Azotowe, były z pewnością odmienne warunki siedliskowe, stopień rozwoju i skład gatunkowy szaty roślinnej oraz skład chemiczny rozkładającego się materiału organicznego.

Wartości stosunku C:N w badanych glebach zawierały się w przedziale: 13,2-15,1 (tab. 1) i wyraźnie zależały od intensywności presji antropogenicznej. W glebach punktów badawczych położonych w pobliżu źródła emisji wartości C:N były istotnie szersze niż w glebach obiektów usytuowanych dalej od Zakładów Azotowych. Znaczące zawężenie się wartości stosunku C:N w glebach Nadleśnictwa Puławy (w odległości około 1,2-5,0 km) świadczy o wzroście tempa mineralizacji i humifikacji materii organicznej.

Nie wykazano jednoznacznego wpływu odległości od Zakładów Azotowych na zawartość N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻ w glebach. Relatywnie niska zawartość N mineralnego w glebach położonych w najbliższym sąsiedztwie Zakładów Azoto-

wych mogła być efektem intensywnego pobierania tego składnika przez rozłogowe korzenie zwartej darni trzcinnika piaskowego, a także wymywania przez kwaśne wody opadowe w okresie jesień-zima-wiosna. Obserwowane zróżnicowanie zawartości N mineralnego w glebach poszczególnych punktów badawczych wiązało się z nasileniem procesów biochemicznych sterowanych przez enzymy, na co wskazują wartości współczynników korelacji prostej pomiędzy zawartością N-NH_4^+ i N-NO_3^- w glebach a aktywnością badanych enzymów (tab. 3).

W badanych glebach zawartość amonowej formy azotu była kilkakrotnie większa niż azotanowej (tab. 1). Znaczącym czynnikiem decydującym o relacjach obu form azotu mineralnego w glebach był odczyn. Silne zakwaszenie badanych gleb mogło przyczynić się do spowolnienia tempa procesów mikrobiologicznego utleniania jonów amonowych. Należy podkreślić, że azotany (V) są znacznie bardziej narażone na straty niż sole amonowe ze względu na większą różnorodność procesów prowadzących do strat. Oprócz strat w postaci gazowej (NO , N_2O i N_2) znaczną rolę odgrywa wymywanie z gleby przez wody opadowe, oraz łatwość migracji dyfuzyjnej. Ponadto łatwość przemieszczania azotanów nieograniczona przez procesy sorpcyjne, zwiększa ich dostępność i sprzyja pobieraniu tej formy przez rośliny w porównaniu z formą amonową.

Aktywność enzymatyczna gleb była wyraźnie zróżnicowana w poszczególnych punktach badawczych. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian zależne były od indywidualnych właściwości badanego enzymu (tab. 2).

Aktywność dehydrogenaz w badanych glebach była na wyraźnie niższym poziomie niż w glebach piaszczystych w naturalnych ekosystemach leśnych i kształtowała się w zakresie: od $1,12 \text{ cm}^3 \text{ H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ w glebie usytuowanej najbliżej źródła emisji (około 0,5 km) do $2,59 \text{ cm}^3 \text{ H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ w glebie położonej w odległości około 5,0 km od Zakładów Azotowych (tab. 2). Wysoką inaktywację dehydrogenaz w glebach w warunkach długotrwałej emisji przemysłowej wykazały także inne badania [Januszek 1999]. Dehydrogenazy, enzymy występujące w glebie jako integralna część nienaruszonych, żywych komórek drobnoustrojów, są enzymami szczególnie wrażliwymi na działanie naturalnych i antropogenicznych czynników środowiskowych [Januszek 1999; Kieliszewska-Rokicka 2001]. Obserwowano sukcesywny wzrost aktywności tej grupy enzymów wraz z odległością od źródła emisji (tab. 2).

Podobnie jak w przypadku dehydrogenaz aktywność fosfataz i proteazy w badanych glebach wzrastała sukcesywnie wraz z odległością od Zakładów Azotowych i mieściła się w zakresie: aktywność fosfataz od 15,7 do 19,4 mmol $\text{PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; aktywność proteazy od 9,8 do 14,2 mg tyrozyny $\cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (tab. 2). Prawidłowości takiej nie stwierdzono w przypadku aktywności ureazy. Aktywność ureazy w badanych glebach kształtowała się w zakresie: od 3,32 do 5,71 mg $\text{N-NH}_4^+ \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ i w punktach badawczych położonych najbliżej Zakładów

Azotowych była około 2-3-krotnie większa niż w glebach obiektów usytuowanych dalej od źródła emisji (tab. 2). Ureaza jest odporna na działanie czynników zewnętrznych, a w warunkach stresowych obserwuje się wzrost jej aktywności. Jedynym czynnikiem limitującym jej aktywność jest dostępność substratu – mocznika [Carbrera i in. 1994]. Badania Bielińskiej [2002] wykazały, że wysoki poziom aktywności ureazy w glebie polesnej w pobliżu Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. wiązał się z emisją pyłów nawozowych (mocznika i saletry amonowej).

Tab. 2. Aktywność enzymatyczna gleb (dehydrogenazy w $\text{cm}^3 \text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, fosfatazy w $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, ureaza w $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, proteaza w $\text{mg tyrozyny} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)

Odległość od źródła emisji [km]	Dehydrogenazy	Fosfatazy	Ureaza	Proteza
0,5	1,12	15,7	5,98	9,8
0,8	1,30	16,5	6,12	10,3
1,2	1,74	17,6	2,96	12,1
2,0	2,21	18,2	3,02	12,7
5,0	2,59	19,4	1,89	14,2
NIR _{0,05}	0,12	1,8	0,32	0,60

Z danych zawartych w tabeli 3 wynika, że aktywność wszystkich badanych enzymów była dodatnio, statystycznie istotnie, skorelowana z zawartością: C_{org} , N_{og} i azotanów (V) w glebach. Aktywność dehydrogenaz i fosfataz ściśle związku wykazywała także z zawartością azotu amonowego w analizowanych glebach. Badania niektórych autorów [Kieliszewska-Rokicka 2001] wskazują na niekorzystny wpływ związków amonowych na aktywność ureazy i proteazy w glebach. Warto również podkreślić, że ściśle dodatnie korelacje pomiędzy parametrami aktywności biologicznej a zawartością mineralnych form azotu w badanych glebach świadczą o tym, że badany ekosystem jest w stanie włączyć do obiegu biologicznego związku azotu docierające z atmosfery.

Tab. 3. Wartości współczynników korelacji prostej pomiędzy badanymi parametrami biochemicznymi a właściwościami chemicznymi gleb

	C organiczny	N ogółem	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺
Dehydrogenazy	0,74*	0,78*	0,57*	0,48*
Fosfatazy	0,63*	0,64*	0,51*	0,47*
Ureaza	0,65*	0,68*	0,56*	n.i.
Proteza	0,55*	0,56*	0,46*	n.i.

* istotne przy $p = 0,05$; n.i. – nie istotne

Wpływ na kształtowanie się aktywności enzymatycznej badanych gleb miała nie tylko zróżnicowana, w zależności od położenia od źródła emisji intensywność presji antropogenicznej, ale także odmienny charakter roślinności w poszczególnych punktach badawczych. Skład gatunkowy szaty roślinnej wpływa na nagromadzenie się w glebie specyficznych substratów dla reakcji enzymatycznych [Dahm 1984; Koper i Piotrowska 1996]. Burns [1983] podkreśla, że oddziaływanie roślin wyższych na enzymy glebowe zależy od składu chemicznego rośliny, który nawet w przypadku samych wydzielin korzeniowych może być inny u różnych rodzajów, gatunków, a nawet odmian. Według Dahm [1984] indywidualny wpływ poszczególnych gatunków na aktywność enzymatyczną gleby jest związany z różnym składem gatunkowym bakterii zasiedlających korzenie roślin.

Kolejnym czynnikiem modyfikującym aktywność enzymatyczną analizowanych gleb były z pewnością zróżnicowane w poszczególnych punktach badawczych warunki siedliskotwórcze (nasłonecznienie, temperatura, wilgotność). Aktywność enzymów uzależniona jest w dużej mierze od wilgotności i natlenienia gleby. Odpowiednio duża wilgotność gleby jest warunkiem podstawowym dla działania enzymów glebowych [Koper i Piotrowska 1996].

Podsumowując należy stwierdzić, że wykazane zależności pomiędzy aktywnością enzymatyczną i chemicznymi właściwościami gleb ukształtowanymi na tle zróżnicowanej, w zależności od odległości od Zakładów Azotowych presji antropogenicznej i odmiennej szaty roślinnej, wskazują, że wybrane parametry aktywności biologicznej mają dużą wartość porównawczą charakteryzując zjawiska kompleksowe o różnym stopniu złożoności, co w praktyce pozwala na ich wykorzystanie do szybkiej oceny jakości gleb.

Wnioski

1. Aktywność enzymatyczna gleb była zróżnicowana w zależności od położenia od źródła emisji i od rodzaju badanego enzymu.
2. Aktywność dehydrogenaz, fosfataz i proteazy w badanych glebach wahała się w szerokich granicach, jednak wyraźnie zależała od intensywności presji antropogenicznej. Prawidłowości takiej nie stwierdzono w przypadku ureazy, co potwierdza, że jedynym czynnikiem limitującym aktywność tego enzymu jest dostępność substratu – mocznika.
3. Spośród badanych enzymów największą wrażliwość na antropogeniczne czynniki stresowe wykazywały dehydrogenazy.
4. Sukcesywny wzrost aktywności enzymatycznej gleb wraz z odległością od źródła emisji jest wskaźnikiem narastania ich zdolności samoregulacyjnej.

5. Analiza statystyczna wyników wykazała ściśle dodatnie korelacje pomiędzy parametrami aktywności biologicznej a zawartością mineralnych form azotu w glebach. Świadczy to, że badany ekosystem jest w stanie włączyć do obiegu biologicznego związki azotu docierające z atmosfery.
6. Badanie z tego zakresu powinny być kontynuowane, ponieważ ułatwią wybór zabiegów związanych z ochroną i renaturyzacją ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A.

Literatura

1. BIELIŃSKA E.J.: *Aktywność enzymatyczna gleb wskaźnikiem ich zanieczyszczenia*. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 47 (1), 38-44, 2002
2. BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H.: *Zastosowanie testów enzymatycznych do oceny antropogenicznych przekształceń gleb leśnych na terenie Nadleśnictwa Puławy*. *Rocz. Glebozn.* 55, 61-68, 2004
3. BURNS R.G.: *Extracellular enzyme-substrate interactions in soil*. [W:] Slater H. (red.), *Microbes in their natural environments*, Cambridge University Press, New York, 249-298, New York 1983
4. CARBRERA M.L., KISSEL D.L., BOCK B.R.: *Urea hydrolysis in soil. Effect of urea concentration and soil pH*. *Soil Biol. Biochem.* 23, 1121-1124, 1994
5. DAHM H.: *Generic composition and physiological and cultural properties of heterotrophic bacteria isolated from soil, rhizosphere and mycorrhizosphere of pine (Pinus sylvestris L.)*. *Acta Microbial. Pol.* 33, 2, 147-156, 1984
6. JANUSZEK K.: *Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych*. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie, ser. Rozprawy*, 250, 114-117, Kraków 1999
7. KIELISZEWSKA-ROKICKA B.: *Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności mikrobiologicznej gleby*. *Drobnoustroje środowiska glebowego*. (red.) H. Dahm, A. Pokojska-Burdziej, UMK Toruń, 37-47, Toruń 2001
8. KOPER J., PIOTROWSKA A.: *Aktywność enzymatyczna gleby płowej w zależności od uprawy roślin w zmianowaniu i monokulturze*. *Rocz. Glebozn.*, 47: 89-100, 1996
9. LADD N., BUTLER J.H.A.: *Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates*. *Soil Biol. Biochem.*, 4, 19-30, 1972
10. TABATABAI M. A., BREMNER J.M.: *Use of p-nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity*. *Soil Biol. Biochem.*, 1, 301-307, 1969

11. THALMANN A.: *Zur Methodik derestimmung der Dehydrogenase aktivität in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC)*. Landwirtsch. Forsch., 21, 249-258, 1968.
12. ZANTUA M.I., BREMNER J.M.: *Comparison of methods of assaying urease activity in soils*. Soil Biol. Biochem., 7, 291-295, 1975

ENZYMATIC ACTIVITY OF FOREST SOILS IN THE ZONE OF INFLUENCE OF ZAKŁADY AZOTOWE "PUŁAWY" S.A.

Key words: forest soils, enzymatic activity, industrial pollution

S u m m a r y

The enzymatic activity of soils was tested in the zone of influence of Zakłady Azotowe "Puławy" S.A. [Nitric Works], in a deforested area adjacent to the Works and in forest areas of the Puławy Forest Inspectorate. At the same time, tests of the activity of dehydrogenases, phosphatases, urease and protease were carried out. The activity of dehydrogenases, phosphatases and protease in the examined soils varied within a broad range, however, they were clearly dependent on the anthropogenic pressure intensity. Such a regularity was not observed in case of urease activity. Direct positive correlations were indicated between the examined enzymes' activity and the content of mineral forms of nitrogen in soils. This proves that the ecosystem under examination is able to introduce nitrogen compounds of atmospheric origin into the biological cycle.

ZBIGNIEW BZOWSKI, ANDRZEJ DAWIDOWSKI *

**BAR, BOR I STRONT W ZANIECZYSZCZONYCH GLEBACH
I ODPADACH ZDEPONOWANYCH W REJONIE
TARNOWSKICH GÓR A OBECNOŚĆ TYCH
PIERWIASTKÓW W WODZIE MAŁEJ PANWI**

Słowa kluczowe: bar, bor, stront, gleby, odpady, wody Małej Panwi

Streszczenie

W rejonie zlikwidowanego Zakładu Chemicznego „Tarnowskie Góry”, w nagromadzonych tam odpadach oraz miejscami w glebach, występują podwyższone koncentracje baru, boru i strontu. Zanieczyszczenie tymi pierwiastkami stwierdzono zarówno w wodach powierzchniowych (rzeka Stola, potok „bez nazwy”), płynących w pobliżu Zakładu jak i w wodach podziemnych poziomów czwartorzędowych. Prowadzony monitoring wód Małej Panwi w Krupskim Młynie wykazał obecność baru, boru i strontu, co sugeruje, że zasięg kontaminacji wód zanieczyszczeniami pochodzącymi z rejonu Tarnowskich Gór jest znaczący i obejmuje również wody Małej Panwi.

**Charakterystyka rejonu zlikwidowanego Zakładu Chemicznego
„Tarnowskie Góry”**

Teren zlikwidowanego Zakładu Chemicznego „Tarnowskie Góry” położony jest w północnej części miasta Tarnowskie Góry, w dzielnicy Czarna Huta i zaliczany jest w obręb Wyżyny Śląskiej na skraju Garbu Tarnogórskiego. Wysokość powierzchni terenu w tym rejonie wahają się w granicach od 278 do 295 m npm. Podłoże opisywanego terenu budują utwory czwartorzędu i triasu. Czwartorzęd reprezentowany jest przez plejstocenijskie piaski i piaski gliniaste, gliny i gliny pylaste oraz muły i torfy zastoiskowe. Utwory triasowe są wykształcone głównie jako wapienie i dolomity górnego wapienia muszlowego.

W obrębie utworów czwartorzędowych stwierdzono występowanie jednego do trzech poziomów wodonośnych w warstwach piaszczystych i miejscami żwirowych. Czwartorzędowe poziomy wodonośne zasilane są poprzez bezpo-

* Główny Instytut Górnictwa; Zakład Monitoringu Środowiska

średnią infiltrację wód atmosferycznych. Omawiane piętro wodonośne stanowi również źródło zasilania niżej występujących poziomów wodonośnych w utworach triasu. Triasowe piętro wodonośne występuje w osadach wapienia muszlowego i stanowi główny zbiornik wód podziemnych (GZPW) 330 Gliwice.

W rejonie zlikwidowanego Zakładu Chemicznego „Tarnowskie Góry” przepływa rzeka Stoła, której dopływem jest potok „bez nazwy”. Potok ten przepływa w odległościach od 100 do ok. 400 m od składowiska odpadów chemicznych po zlikwidowanym Zakładzie.

Zakres i metodyka badawcza

W pracy wykorzystano wyniki badań odpadów zgromadzonych na składowiskach wokół zlikwidowanego Zakładu Chemicznego „Tarnowskie Góry” oraz gleb w tym rejonie, które zostały zgromadzone w Bazie Danych Zanieczyszczeń Chemicznych Gleb i Gruntów na Terenach Przemysłowych prowadzonej w Zakładzie Monitoringu Środowiska GIG.

Skład chemiczny i zawartości pierwiastków śladowych w glebach oraz stężenia zanieczyszczeń w wodach potoku oznaczono metodami: klasycznej analizy chemicznej, XRF wykorzystując sekwencyjny spektrometr PW 1404 firmy Philips oraz AES-ICP używając spektrometr emisyjny z plazmą wzbudzoną indukcyjnie Optima 3000 DV firmy Perkin Elmer.

Badania przeprowadzono w akredytowanych przez PCA Laboratoriach: Badań Odpadów Stałych oraz Badań Wód i Ścieków, Zakładu Monitoringu Środowiska GIG. Wykorzystano własne procedury badawcze opracowane w tych laboratoriach.

Zagadnienia zobrazowania zawartości zanieczyszczeń w glebach pochodzących z monitorowanych obszarów realizowano przy użyciu pakietu oprogramowania SURFER firmy Golden Software. Pakiet ten pozwala na zastosowanie dla aproksymacji jedno lub wielowymiarowej wartości pomiędzy punktami pomiarowymi podstawowych metod statystycznych. W celu zobrazowania na płaszczyźnie wyników pomiarowych zastosowanie przedstawionych metod aproksymacji jest subiektywne i zależy od doświadczenia zespołu badawczego [Wiatr 1996; Namysłowska-Wilczyńska; Pyra 2000; Dawidowski 2003; Bzowski; Dawidowski 2004]. Podstawy teoretyczne poszczególnych metod są rozpowszechnione, dlatego poniżej przedstawiono rozważania dotyczące metody odwrotności kwadratu odległości zastosowane w pracy.

Technika odwrotności kwadratu odległości jest metodą obliczania średnich wartości badanych parametrów w punktach nieopróbowanych. Funkcja jest określona jako:

$$Z_j = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{Z_i}{h_{ij}}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{h_{ij}}}$$

gdzie:

$d_{i,j}$ – odległość pomiędzy obliczanym punktem „j” a punktami bazowymi „i”,

Z_j – wartość obliczana,

Z_i – wartość w i-tym punkcie bazowym,

β i δ - współczynniki,

$$h_{ij} = \sqrt{d_{ij}^2 + d^2}$$

Prognozę zmiany stężeń w wodzie Małej Panwi przeprowadzono metodą analizy trendu z wykorzystaniem programu Statistica 7.0.

Wyniki badań

Nagromadzone odpady

Na terenie zlikwidowanego Zakładu Chemicznego w Tarnowskich Górach o powierzchni ok. 70 ha występują składowiska odpadów chemicznych i osadniki, zajmując tereny o powierzchni ok. 30 ha. Na obecnie likwidowanych składowiskach i osadnikach występują bardzo zróżnicowane pod względem chemicznym odpady, związane z minioną działalnością Zakładów. Szacuje się, że zeskladowano i usunięto do osadników od 700 tys. do 1 mln ton odpadów.

Do najczęściej spotykanych należą [Ocena 2000]:

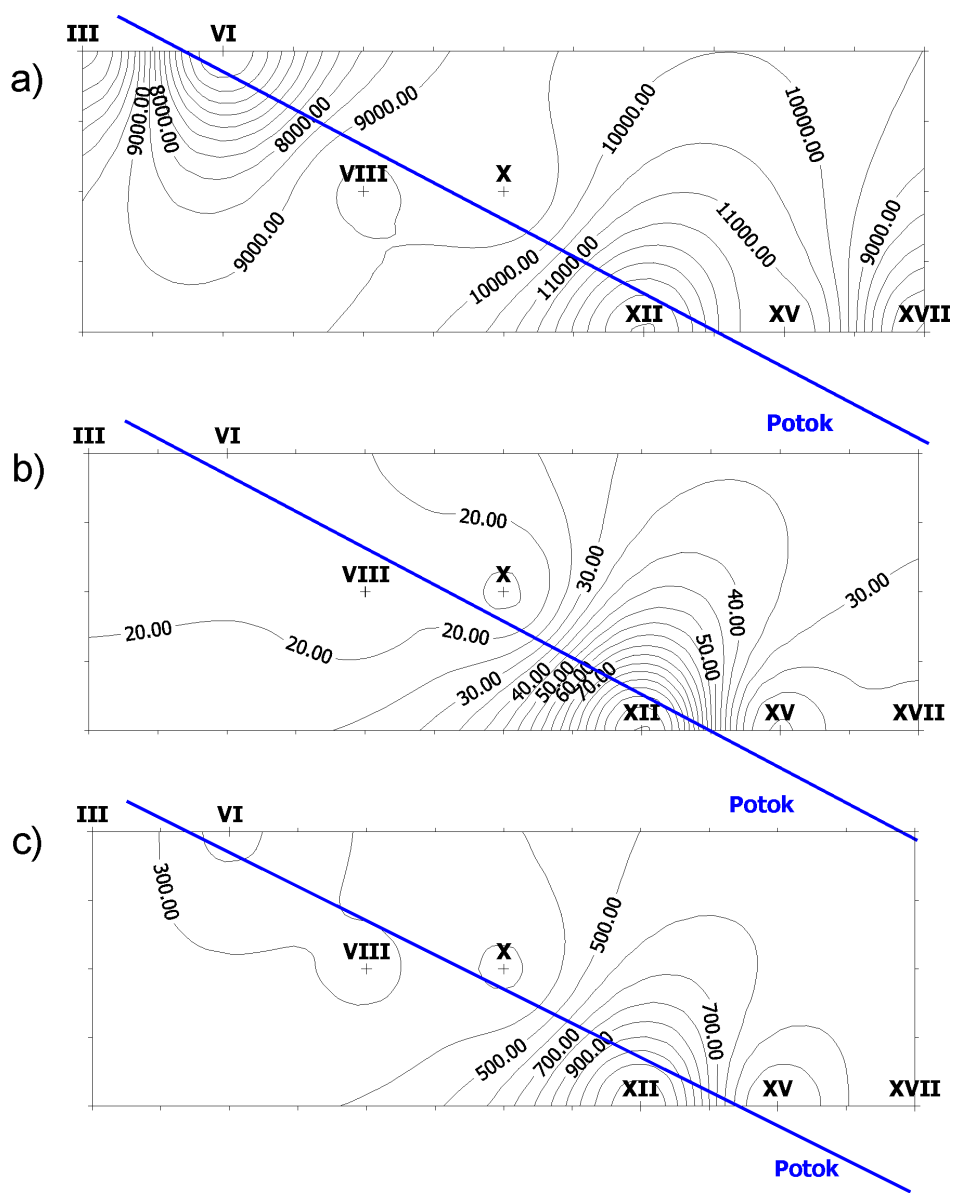
- odpady po produkcji siarczku baru w szacunkowej ilości ok. 330 tys. ton, w których bar rozpuszczalny w wodzie stanowi ok. 2 %,
- osady – szlamy pochodzące z oczyszczalni ścieków technologicznych w ilości ok. 380 tys. ton, w których występuje przede wszystkim $BaSO_4$ (ok. 60-80%) i CaO (ok. 10-20%) z dodatkiem cynku (do 10%) i $BaCO_3$ (ok. 5%),
- odpady borowe pochodzące z produkcji kwasu borowego i boraksu w ilości ok. 45 tys. ton, w których zawartość rozpuszczalnego w wodzie B_2O_3 waha się od ok. 1,5 % do ok. 5% przy tym obecne są inne metale, takie jak: glin, żelazo, ołów oraz stront w formach rozpuszczalnych,

- odpady pocelulozowe w ilości ok. 173 tys. ton, zawierające głównie węglan wapnia.

Ponadto, poza wymienionymi odpadami składowanymi i gromadzonymi w osadnikach, odpady spotykane są w mniejszych ilościach w pobliżu zlikwidowanych wydziałów produkcyjnych oraz w pobliżu rzeki Stoły.

Gleby

Gleby w rejonie składowiska odpadów chemicznych, wskutek wieloletniego oddziaływania zeskladowanych tam odpadów zawierają różnorodne zanieczyszczenia. W glebach tych bar występuje w przedziale zawartości od 0,4 do 1,5%, stront spotykany jest w ilościach od 4 do 1500 mg·kg⁻¹ (ppm), a bor wykazuje najmniejsze zawartości: od 10 do 120 mg·kg⁻¹ (ppm). Poza tymi pierwiastkami, wśród zanieczyszczeń gleb wymienić należy takie jak: arsen, cynk, ołów i miedź. Nagromadzenie zanieczyszczeń obserwowano w glebach wykazujących wysoką zawartość substancji organicznej (humusu) o właściwościach sorpcyjnych [Bzowski i Dawidowski 2004]. Dla jakości wód powierzchniowych, nie tylko w omawianym rejonie, znaczenie mają zanieczyszczenia gleb w pobliżu potoku „bez nazwy” (rys. 1), który przenosi te zanieczyszczenia dalej do rzeki Stoły, a następnie do Małej Panwi. Możliwość uruchamiania w wodzie z gleb nad potokiem takich zanieczyszczeń jak bor i bar wskazuje na konieczność przeprowadzenia remediacji tych gleb [Bojarska i Bzowski 2001]. Konieczność taką potwierdzają wyniki prowadzonego monitoringu wód Stoły i Małej Panwi.



Rys. 1. Rozkład zawartości $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ppm) Ba (a), B (b) i Sr (c) w glebach okolic potoku „bez nazwy” w rejonie Tarnowskich Gór; cyframi rzymskimi oznaczono punkty poboru próbek [Bzowski i Dawidowski 2004]

Wody powierzchniowe rejonu Tarnowskich Gór – Potok „bez nazwy” i rzeka Stoła

Przez omawiany teren Tarnowskich Gór, w kierunku południowo-zachodnim przebiega dolina rzeki Stoły wraz z dopływającym do niej ciekim powierzchniowym „bez nazwy”. Dolina tego potoku przebiega w kierunku północno-wschodnim od rzeki Stoły, a jego rozlewiska w rejonie zlikwidowanego Zakładu występują w odległościach 50-200 m od składowiska odpadów. W latach 2000-2002 wody tego potoku przy pH od 6,45 do 7,95 wykazywały stężenia baru od 0,07 do 3,7 mg·dm⁻³, boru od 0,2 do 6,8 mg·dm⁻³ oraz strontu od 0,15 do 2,0 mg·dm⁻³ [Bzowski i Dawidowski 2004]. Obecnie (luty-marzec 2007 r.) stężenia tych zanieczyszczeń przy pH 7,00-7,15 kształtują się na niższym poziomie: bar – 0,20-0,25 mg·dm⁻³, bor – 1,5-1,8 mg·dm⁻³ oraz stront – 0,20-0,27 mg·dm⁻³. Wyniki dokumentują pozytywny efekt przeprowadzonej w latach 2000-2006 rekultywacji terenów składowisk chemicznych odpadów poprodukcyjnych. Jednak zanieczyszczenia występujące w gleb rejonu składowisk nadal negatywnie wpływają na jakość wody potoku „bez nazwy”. Przenoszony ładunek zanieczyszczeń przez wody tego potoku ma wpływ nie tylko na czystość wód rzeki Stoły. Obecnie (luty-marzec 2007 r.) stężenia omawianych zanieczyszczeń w wodzie rzeki Stoły są znaczące i porównywalne z oznaczonymi w potoku „bez nazwy” (tab. 1).

Tab. 1. Stężenia baru, boru i strontu w wodzie rzeki Stoły

Miejsce pomiaru na rzece Stoła	Miesiąc w 2007 r.	pH	Bar	Bor	Stront
			mg·dm ⁻³		
1 km poniżej zlikwidowanych Zakładów Chemicznych	luty	7,78	0,14	1,58	0,30
	marzec	7,70	0,18	1,70	0,32
Boruszowice	luty	7,52	0,10	0,39	0,16
	marzec	7,55	0,14	1,05	0,18
Potępa (przed ujściem do Małej Panwi)	luty	7,44	0,10	0,20	0,15
	marzec	7,33	0,12	0,23	0,15

Rzeka Mała Panew

Wody rzeki Stoły wraz z dopływem wód z potoku „bez nazwy”, wpadają do Małej Panwi i przenosząc ładunki zanieczyszczeń: baru, boru i strontu kształtują jakość wód tej rzeki od ujścia Stoły do miejscowości Krupski Młyn. W latach 2001-2006, monitoring wód Małej Panwi w Krupskim Młynie wykazał występowanie zanieczyszczeń barem, borem i strontem. W czasie prowadzone-

go monitoringu (24 pomiary) zarówno jesienno (październik i listopad), jak i wiosennie (kwiecień i maj) stężenia badanych pierwiastków wykazywały wahania spowodowane okresowym stanem wód Małej Panwi oraz jej dopływu – rzeki Stoły. Istotna zależność pomiędzy wielkościami stężeń boru i baru w monitorowanej wodzie Małej Panwi ($n = 24$, $r = 0,52$, $\alpha = 0,01$) świadczy o wspólnym miejscu ich wymywania, to jest w rejonie likwidowanego Zakładu Chemicznego w Tarnowskich Górach. Natomiast obecność strontu w wodzie Małej Panwi tylko częściowo pochodzi z zanieczyszczeń dostarczanych z rejonu Tarnowskich Gór, ponieważ jego stężenia w wodach rzeki Stoły i potoku „bez nazwy” są najczęściej niższe od stwierdzonych w wodzie rzeki Mała Panew. Wyjaśnienie obecności strontu w wodzie Małej Panwi wymaga dokładniejszych badań wód tej rzeki powyżej ujścia rzeki Stoły.

Wyniki monitoringu stężeń baru i boru w wodzie Małej Panwi w Krupskim Młynie oraz wyznaczone na tej podstawie prognozy zmian prezentuje rysunek 2.

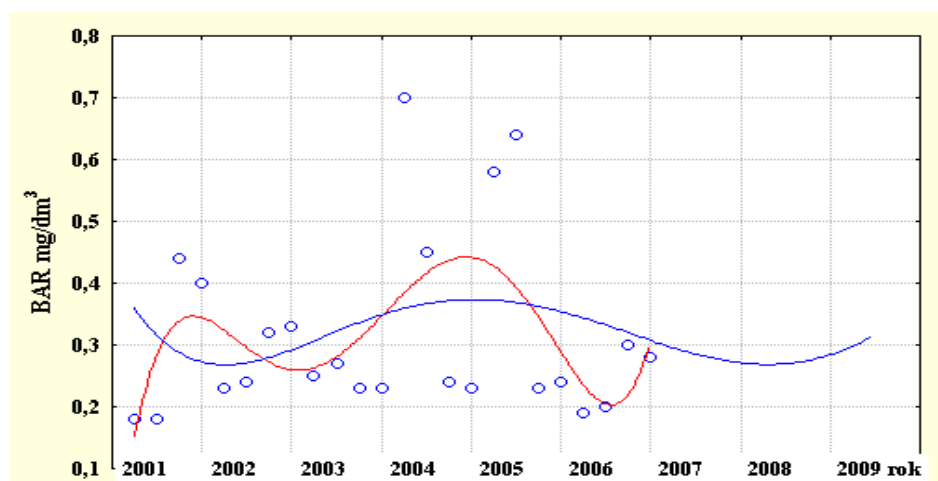
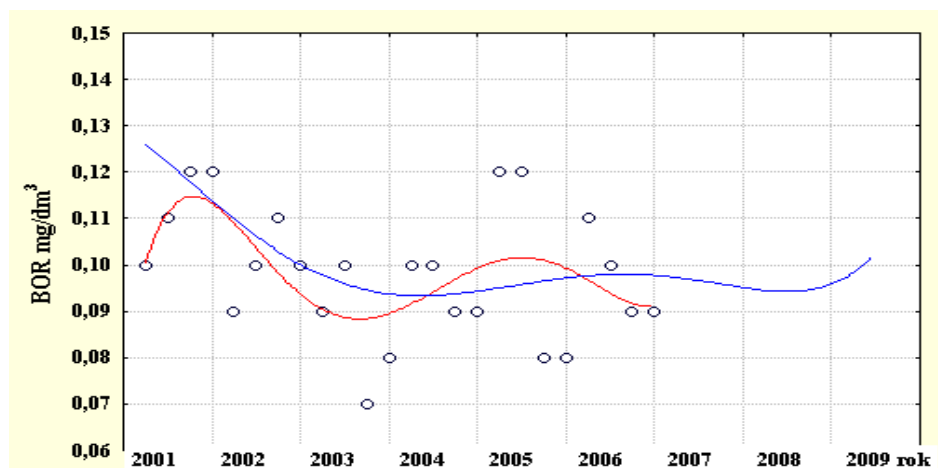
Z przedstawionych prognoz stężeń baru i boru w wodzie Małej Panwi w Krupskim Młynie wynika, że w latach 2008-09 nie można spodziewać się niższych stężeń tych zanieczyszczeń. Ograniczenie zanieczyszczenia tymi pierwiastkami wód Małej Panwi wymaga szybkiego zakończenia rekultywacji składowisk i osadników z odpadami chemicznymi oraz przeprowadzenia rekultywacji gleb i gruntów wokół zlikwidowanych Zakładów Chemicznych. Ponadto konieczne jest usunięcie osadów dennych z potoku „bez nazwy” i rzeki Stoły.

Podsumowanie

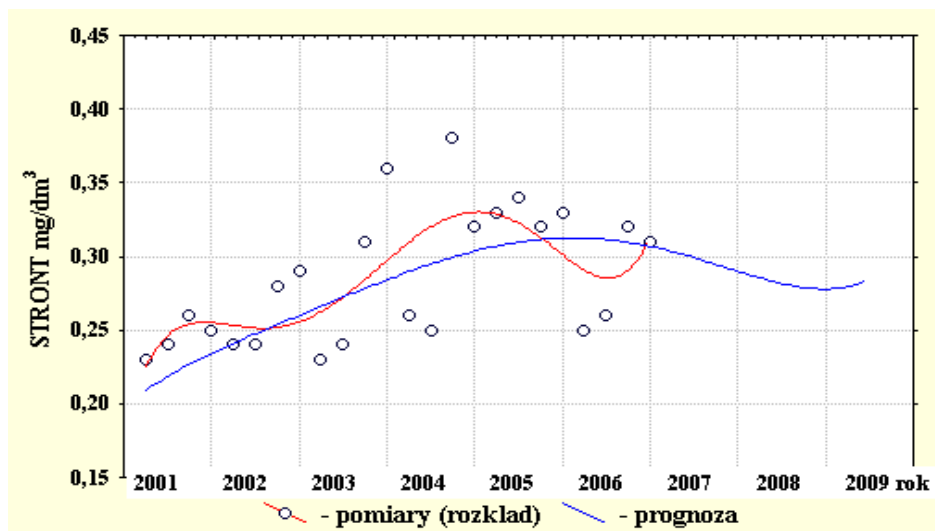
Prowadzony monitoring wskazuje, że zanieczyszczenie barem i borem wód Małej Panwi w rejonie Krupskiego Młyna związane jest z dopływającą wodą rzeki Stoły. Związek tych pierwiastków występuje zarówno w wodzie Małej Panwi jak i w odpadach zgromadzonych na składowiskach i w osadnikach na terenach likwidowanego Zakładu Chemicznego w Tarnowskich Górach. Natomiast obecność strontu w wodzie Małej Panwi tylko częściowo pochodzi z zanieczyszczeń dostarczanych z rejonu Tarnowskich Gór, ponieważ jego stężenia w wodach rzeki Stoły i potoku „bez nazwy” są najczęściej niższe od stwierdzonych w wodzie rzeki Mała Panew.

Prognozy stężeń baru i boru w wodzie Małej Panwi w Krupskim Młynie wskazują, że dla ograniczenia występowania tych pierwiastków, konieczne jest szybkie zakończenie rekultywacji składowisk i osadników z odpadami chemicznymi, przeprowadzenie rekultywacji gleb i gruntów wokół zlikwidowa-

nych Zakładów Chemicznych oraz usunięcie osadów dennych z potoku „bez nazwy” i rzeki Stoły.



Rys. 2a-b. Wyniki monitoringu stężeń baru i boru w wodzie Malej Panwi w Krupskim Młynie oraz prognozy zmian



Rys. 2c. Wyniki monitoringu stężeń strontu w wodzie Malej Panwi w Krupskim Młynie oraz prognozy zmian

Literatura

1. BOJARSKA K., BZOWSKI Z.: *Leachability of B and Ba from the soils of nearby liquidated chemical plant*. In Proc. „Analysis, Methodology of Treatment and Remediation of Contaminated Soils and Groundwater” – Comm. for Europe UN; 65. Paris, France 2001
2. BZOWSKI Z., DAWIDOWSKI A.: *Ocena wpływu zanieczyszczonych gleb na jakość wody w potoku przepływającym w okolicy Tarnowskich Gór*. Mat. VI Konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód.”; 267-274. Poznań 2004
3. DAWIDOWSKI A.: *Wpływ doboru metod aproksymacji na obraz zanieczyszczeń gleb i gruntów metalami ciężkimi*. W: „Komputer w ochronie środowiska. Zastosowanie technik informatycznych w zarządzaniu systemami wodno-kanalizacyjnymi”, 9-17. Poznań 2003
4. MUCHA J.: *Metody geostatystyczne w dokumentowaniu złóż*. AGH Kraków 1994
5. NAMYSŁOWSKA-WILCZYŃSKA B., PYRA J.: *Wykorzystanie krigingowych metod estymacji do oceny stanu zanieczyszczenia gruntów miedzią*

- i ołowiem na obszarze LGOM-u. Mat. III Forum Inżynierii Ekologicznej, 222-234. Nałęczów 2000*
6. OCENA oddziaływania na środowisko operacji przemieszczania odpadów poprodukcyjnych zgromadzonych w rejonie Zakładów Chemicznych „Tarnowskie Góry” w likwidacji. KPBP „Budus” S.A. GIG Katowice 2000, (niepublikowana)
 7. WIATR I.: *Metody geostatystyczne w monitorowaniu stanu degradacji środowiska naturalnego.* Ekoinżynieria 1; 26-34. 1996

**BARIUM, BORON AND STRONTIUM IN POLLUTED SOILS
AND WASTES COLECTED IN TARNOWSKIE GÓRY
REGION IN COMPARE WITH ELEMENTS CONTENT
IN MAŁA PANEW RIVER WATERS**

Key words: barium, boron, strontium, soils, wastes, Mala Panew river waters

S u m m a r y

On the area of the closed chemical plant “Tarnowskie Gory” in deposited wastes and soils (in some place) increased concentrations of barium, boron and strontium have been found. Contamination with these elements has also been found in surface waters of Stola river and stream without name, flowing near the plant and underground waters of Quaternary level. Performed monitoring of waters of Mala Panew river in Krupski Mlyn locality has shown significant contents of barium, boron and strontium; it is suggested that the level of waters contamination caused by contaminants coming from the area of Tarnowskie Gory is big and comprises also waters of Mala Panew river.

TADEUSZ CHRZAN***KOLMATACJA FILTRÓW STUDNI GŁĘBINOWYCH NA
PRZYKŁADZIE UJĘCIA WODY DLA LESZNA****Słowa kluczowe:** studnie głębinowe, filtry, kolmatacja*Streszczenie*

W artykule przedstawiono wpływ warunków hydrogeologicznych i zawartości metali na procesy kolmatacji filtrów studni głębinowych. Analizę warunków pracy przeprowadzono na przykładzie ujęcia wody w Zaborowie (woj. wielkopolskie), gdzie podczas budowy ujęcia został zastosowany filtr, przy którym procesy kolmatacji – pomimo zawartych w wodzie znacznych ilości żelaza i manganu – zachodziły na tyle wolno, że po 8 latach pracy studni jej wydajność spadła tylko o kilka procent w stosunku do wydajności początkowej. Analiza pracy tego ujęcia wykazała, że mimo kilkuletniej jej działalności nie ma konieczności przeprowadzania renowacji studni, a tym bardziej – budowy nowego ujęcia.

Wstęp

Procesy kolmatacji filtra studni głębinowej mają zasadniczy wpływ na czas pracy studni i jej wydajność. Wody o dużej zawartości żelaza i manganu powodują bowiem szybką kolmatację filtrów studziennych [Hudak 2005], niekiedy na tyle intensywną, że po 6 latach eksploatacji studni następuje zmniejszenie jej wydajności o około 40% w stosunku do wydajności początkowej, co wręcz zmusza inwestorów do budowy nowych ujęć.

W analizowanym przypadku, dotyczącym ujęcia wody dla Leszna, pierwsze dwie studnie pracowały przez 50 lat [Flamer 2002], a w nowych studniach, jakie zostały zbudowane w 1995 r., pomimo pobierania wody o dużej zawartości żelaza i manganu, po 8 latach zaobserwowano tylko kilkuprocentowy spadek ich wydajności w stosunku do wydajności początkowej. Fakt ten świadczy o dobrym doborze filtra w stosunku do warunków hydrogeologicznych.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Warunki hydrogeologiczne

W rejonie Leszna, z uwagi na głacictektoniczną budowę geologiczną, wody tworzą dwa poziomy wodonośne; gruntowy (swobodny) oraz wgłębny (naporowy), występujący między dwoma warstwami glin [Panowicz 1960, 1961, 1965]. Ujęcie wody „Zaborowo” bazuje na zasobach wód podziemnych poziomu gruntowego, zlokalizowanego w obrębie sandru leszczyńskiego, gdzie średnia miąższość warstwy wodonośnej wynosi 20,0 m. Budują ją piaski różnoziarniste, z przewagą średnich i grubych, a w spągu - pospółki i żwiry. Swobodne zwierciadło wody, zalegające pierwotnie na głębokości 0,5-1,5 m p.p.t., obecnie (ze względu na eksploatację) jest obniżone o około 1,0-3,8 m. Parametry hydrogeologiczne warstwy wodonośnej są korzystne; współczynnik filtracji wynosi $k = 1,0-3,75$ m/h, zasilanie poziomu wód gruntowych odbywa się głównie poprzez bezpośrednią infiltrację opadów atmosferycznych oraz częściowo – poprzez dopływy z warstw wgłębnych do kopalnej doliny, jaka wykształciła się podczas interglacjału wielkiego (plejstocen), a prędkość dopływającej wody do studni wynosi 8-10 m/h.

Jakość wód podziemnych ujęcia „Zaborowo”

Do początku lat 70-tych wody tego ujęcia odpowiadały wymaganiom stawianym dla wód pitnych. Stabilny skład fizyczno-chemiczny wody, obserwowany przy wydatku ujęcia nie przekraczającym $500 \text{ m}^3/\text{h}$, występował do 1974 r. Później jednak zaobserwowano wzrost zawartości związków żelaza (do $4,2 \text{ mg Fe/l}$) i manganu (do $0,45 \text{ mg Mn/l}$), pojawiły się azotyny i azotany oraz wzrosła mineralizacja ogólna. Zaobserwowany trend pogarszania się jakości wody uległ przyspieszeniu w następnych latach wraz z sukcesywnym wzrostem wielkości eksploatacji. W okresie 1971-1985 nastąpiło przyspieszenie degradacji jakościowej ujęcia, kiedy to parametry fizyczno – chemiczne wynosiły: twardość – $5,0$ do $9,9 \text{ mval/l}$, żelazo – od $3,4$ do $6,0 \text{ mgFe/l}$, mangan – od $0,2$ do $0,45 \text{ mgMn/l}$, chlorki – od $1,0$ do $208,0 \text{ mgCl/l}$, siarczany – od $81,0$ do $205,0 \text{ mgSO}_4/\text{l}$, amoniak – od $0,1$ do $0,7 \text{ mgN/l}$. Najwyższe zanieczyszczenie wód zaobserwowano w latach 1983-1984, gdy zawartość amoniaku wzrosła do 20 mg N/l (przy maksymalnym poborze wody $1070 \text{ m}^3/\text{h}$ w 1983 r.).

Badania hydrogeologiczne [Mickiewicz-Wichłacz 1997] wykazały, że przyczynami degradacji wody na ujęciu w Zaborowie były: istnienie w obszarze zasilania głównych ognisk zanieczyszczenia sandru, tj. pól irygacyjnych ścieków, Rowu Henrykowskiego (udział w zasilaniu ujęć do 40%) i nieskanalizowanie Osiedla Zaborowo. W latach 1985-1992 nastąpiła stabilizacja poboru wody z ujęcia Zaborowo na poziomie $750-800 \text{ m}^3/\text{h}$, by od 1995 r., tj. od włą-

czenia do eksploatacji ujęć Karczma Borowa i Przybyszewo, zmaleć gwałtownie w latach 1997-1998 do 120-147 m³/h. W 1998 r. woda w eksploatowanych studniach wykazywała zawartość amoniaku 0,8-20,0 mgN/l, siarczanów – 120 mgSO₄/l, chlorków – 58 mgCl/l, żelaza 1,6-20,0 mg Fe/l i manganu 0,4 mgMn/l. W 1999 r. ustalono wielkość eksploatacji ujęcia na 260 m³/h, przy czym z jego obszaru zasilania został wyłączony teren pól irygacyjnych stanowiących główne ognisko zanieczyszczeń. Zanieczyszczenie wód związane było bowiem przede wszystkim z oddziaływaniem pól irygacyjnych i Rowu Henrykowskiego, który był odbiornikiem nieoczyszczonych ścieków komunalno-przemysłowych oraz ścieków z kanalizacji deszczowej Leszna. W kolejnych latach zbudowano w Henrykowie oczyszczalnię ścieków i sytuacja ulegała dalszej poprawie. W składzie chemicznym wody [Flamer 2002] w latach 1990-1998 stwierdzono obniżenie ponadnormatywnych zawartości związków żelaza (1,0-6,4 mg/dm³Fe), manganu (0,15-0,6 mg/dm³Mn), siarczanów (70-225 mg/dm³SO₄) i azotu amonowego (0,14-8,7 mg/dm³N).

Zjawisko kolmatacji filtrów

Kolmatacja jest to proces zmniejszania przekroju kanałków przepływowych w gruncie i w sicie filtru poprzez osadzanie w nich produktów korozji i bakterii oraz cząstek gruntu. Zjawisko kolmatacji filtru i otaczającego filtr gruntu, przyczynia się do zwiększania depresji w studni. Rozróżnić można trzy rodzaje kolmatacji [Chrzan 2001]:

- kolmatacja chemiczna filtru i otaczającego gruntu – wywołuje ją głównie obniżenie się ciśnienia panującego w warstwie wodonośnej, spowodowanego utworzeniem leja depresyjnego wokół studni i zeskokiem hydraulicznym na filtrze. Wskutek zmniejszenia ciśnienia, z wody wydziela się CO₂, co powoduje wytrącanie się CaCO₃ w postaci kamienia kotłowego, który zatyka pory gruntu i siatki filtrów,
- kolmatacja bakteriologiczna filtru – występuje w wodach o pH < 7 i zawartości żelaza 0,1-0,3 mgFe/dm³, gdzie dobrze rozwijają się bakterie spożywające sole żelaza, a wydzielające wodorotlenek żelazawy, który w postaci kłaczków powoduje kolmatację filtrów, osypki i gruntu,
- kolmatacja mechaniczna filtru – zachodzi wtedy, gdy otwory w filtrze są za małe do przepuszczenia drobnych ziaren gruntu do środka filtru. Ziarna te osadzają się wówczas na zewnętrznej części filtru, powodując jego uszczelnienie.

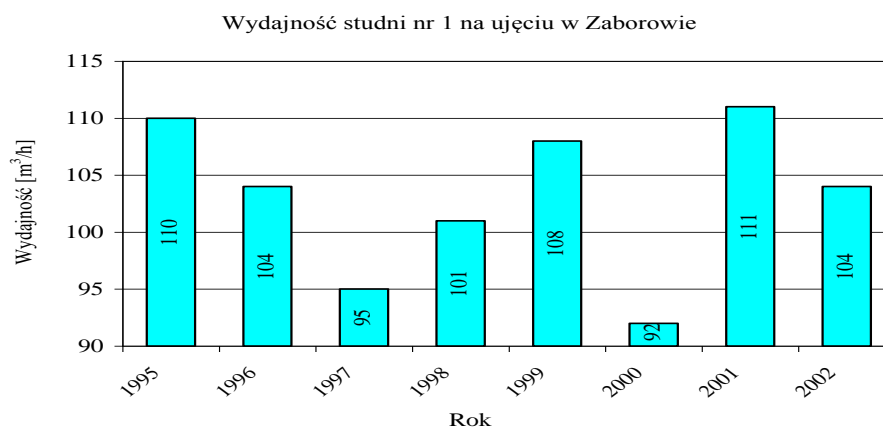
Wymienione powyżej rodzaje kolmatacji, a także korozja elektrochemiczna i chemiczna filtru, wpływają na sprawność hydrauliczną studni, którą charakteryzuje zależność pomiędzy depresją studni i jej wydajnością. W miarę upływu

czasu pracy studni zależność ta ulega zmianie; przy stałej wydajności następuje wzrost wielkości depresji oraz zmniejszenie wydatku studni.

Do roku 1995 na ujęciu w Zaborowie nie prowadzono systematycznych pomiarów wydajności poszczególnych studni. Dopiero później obsługa ujęcia przystąpiła do szczegółowych, regularnych pomiarów wydajności studni. Wyniki tych pomiarów zestawiono w tab. 1 oraz na rys. 1.

Tab. 1. Wydajność studni w Zaborowie w latach 1995-2002

Studnia	1	2	3	4	5	6
Rok	[m ³ /h]	[m ³ /h]	[m ³ /h]	[m ³ /h]	[m ³ /h]	[m ³ /h]
1995	110	103	122	147	169	95
1996	104	100	130	162	166	100
1997	95	112	120	146	134	74
1998	101	105	116	149	144	86
1999	108	101	117	151	167	92
2000	92	97	119	148	161	95
2001	111	107	111	150	165	97
2002	104	102	115	151	158	90



Rys. 1. Histogramy wydajności studni na ujęciu wody w Zaborowie w latach 1995-2002

Z przeprowadzonej analizy wynika, iż studnie eksploatowane na ujęciu w Zaborowie nie zmieniają w dużym stopniu swej wydajności w poszczególnych latach. Kolmatacja, jaka nastąpiła po 8 latach pracy studni spowodowała tylko kilkuprocentowy spadek wydajności studni. Nie ma zatem potrzeby budowy nowych studni lub przeprowadzania chemicznej ich renowacji. Do bieżących czynności konserwacyjno-remontowych studni należy jedynie czyszczenie i konserwacja rur ssawnych oraz koszy stopowych. Jednakże, ze względu na

dość duże zawartości związków żelaza w wodzie, następuje szybkie zamulenie części filtrów, co zmniejsza wydajność studni i zwiększa częstotliwość ich czyszczenia. Proces czyszczenia polega na całkowitym wyjęciu rury ssawnej wraz z koszem, a następnie – przeprowadzeniu remontu kłapy zwrotnej oraz jej konserwacji.

Podsumowanie

Właściwe dobranie filtra studziennego jest niezwykle istotne dla prawidłowego funkcjonowania ujęć wody. Prawidłowy dobór filtra, zarówno pod względem rodzaju i wymiaru filtra, jak i warunków hydrogeologicznych powoduje, że nawet znaczna zawartość żelaza i manganu w wodzie nie wpływa na szybką kolmatację filtra. W związku z tym nawet po kilku latach pracy można zaobserwować tylko kilkoprocentowy spadek wydajności studni.

Literatura

1. CHRZAN T.: *Geologia i hydrogeologia*. Redakcja Wydawnictw Naukowo-Technicznych. Zielona Góra 2001
2. FLAMER J.: *Ujęcia wody dla miasta Leszna*. Praca dyplomowa. Uniwersytet Zielonogórski. Zielona Góra 2002
3. HUDAK M.: *Wpływ warunków gruntowych i konstrukcji filtra na wydajność studni*. Rozprawa doktorska – maszynopis. Uniwersytet Zielonogórski. Zielona Góra 2005
4. PANOWICZ A.: *Dokumentacja hydrogeologiczna ujęcia wody w Zaborowie dla miasta Leszna wraz z uzupełnieniem*. Łódzkie Przedsiębiorstwo Geologiczno-Inżynierskie Budownictwa, Oddział w Poznaniu. Poznań 1960-1961
5. PANOWICZ A.: *Dokumentacja hydrogeologiczna ujęcia wód podziemnych z utworów plejstoceńskich w rejonie Leszno-Zaborowo*, Przedsiębiorstwo Hydrogeologiczne w Poznaniu. Poznań 1963
6. MICKIEWICZ-WICHLACZ D.: *Stan środowiska wodno-gruntowego na terenie pól irygacyjnych ścieków w Lesznie*. Leszno 1997

COLMATAGE OF WELLS SCREENS DEEPS WELLS FOR THE EXAMPLE OF GROUNDWATER INTAKE FOR LESZNO CITY

Key words: colmatage, well screen, deeps well

S u m m a r y

In the paper presentation influence hydrogeology condition and capacity of metals in water for process colmatage of well screen. The analysis working conditions of groundwater intake carry out for the example of ground water intake in Zaborowo (province wielkopolskie). During construction of groundwater intake applied wells screens for whichs process colmatages passed slowly. This water had much contents of metals. After 8 years works efficiency the deep well reduced only some percentage. The analysic working of groundwater intake showed, there is no need build a new groundwater intake and its of renovation.

HENRYK CZYŻ, TEODOR KITCZAK *

**PRZYDATNOŚĆ MIESZANEK TRAWIASTYCH
DO REKULTYWACJI GRUNTÓW BEZGLEBOWYCH
Z WYKORZYSTANIEM MATERII ORGANICZNEJ I POPIOŁU**

Słowa kluczowe: piasek, popiół, podłoża, masa organiczna, mieszanki traw, wygląd ogólny trawnika

Streszczenie

*W badaniach przeprowadzonych w latach 2003-2005 oceniono przydatność mieszanek trawiastych typu: *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* oraz surowców odpadowych (torf niski, kora drzew iglastych, kompost, osad ściekowy, słoma, odpady zielonej miejskiej), do rekultywacji biologicznej gruntów bezglebowych. Badania przeprowadzono na trawnikach zlokalizowanych na gruncie piaszczystym. Na podłożach z mniejszym udziałem masy organicznej odpowiednie zadarnienie i wygląd zapewniła mieszanka typu kostrzewy czerwonej, a w warunkach bogatszych w składniki pokarmowe – mieszanka typu *Lolium perenne*. Pod względem wyglądu trawnika wyróżniło się podłoże zbudowane z torfu niskiego i popiołu, w proporcji 1:3, a pod względem produkcji – podłoża z udziałem osadów ściekowych.*

Wstęp

Rekultywacja gruntów bezglebowych powinna prowadzić do nadania im właściwości gleby [Stępień i in. 2000]. Zdaniem tych autorów celem glebotwórczej rekultywacji jest ukształtowanie szaty roślinnej, chroniącej powierzchnię gruntu przed niszczącym działaniem wody, wiatru i słońca. Zdaniem Muszyńskiego i in. [1994], Siuty i in. [1997], Krzywego i Wołoszka [1996], Krzywego i in. [1998] osady ściekowe oraz komposty z udziałem różnych odpadów organicznych mogą być wykorzystywane do rekultywacji biologicznej gruntów bezglebowych i użyźniania gleb lekkich.

Celem podjętych badań była ocena przydatności materiałów organicznych i popiołu do rekultywacji biologicznej gruntów bezglebowych.

* Akademia Rolnicza w Szczecinie; Katedra Łąkarstwa

Metodyka

W 2003 roku założono doświadczenie na obiekcie modelowym, który usytuowany jest na terenie Zespołu Elektrowni Dolna Odra S.A. w Nowym Czarnowie. Jesienią tego roku na gruncie piaszczystym zostały uformowane podłoża, o miąższości ok. 40 cm z wykorzystaniem różnych rodzajów surowców organicznych. Doświadczenie założono metodą split – plot. Wysiewu nasion, użytych w doświadczeniu gatunków traw, dokonano we wrześniu 2003 roku.

W doświadczeniu uwzględniono następujące czynniki:

czynnik I – rodzaje podłoży:

- 0 - sam piasek (obiekt kontrolny),
- mieszanina torfu niskiego i popiołu, w proporcji 1:3,
- mieszanina kory drzew iglastych, piasku luźnego, kompostu produkowanego metodą GWDA, popiołu, w proporcji 1:1:2:4,
- mieszanina piasku luźnego, kompostu produkowanego metodą GWDA, przefermentowanego komunalnego osadu ściekowego (o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 15% słomy i 15% odpadów zieleni miejskiej), w proporcji 1:1:2,
- mieszanina piasku luźnego, popiołu, kompostu produkowanego metodą GWDA, przefermentowanego komunalnego osadu ściekowego (o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 30% odpadów zieleni miejskiej), w proporcji 0,5:0,5:1:2,
- mieszanina kory drzew iglastych, piasku luźnego, kompostu produkowanego metodą GWDA, przefermentowanego komunalnego osadu ściekowego (o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 30% słomy), w proporcji 1:1:2:4

czynnik II – mieszanki traw, typu:

- *Poa pratensis* (*Poa pratensis* – 60%, *Festuca rubra* (*L.ssp.gemuina*) – 20%, *Lolium perenne* – 20%) – M1,
- *Festuca rubra* (*Festuca rubra* (*L.ssp.gemuina*) – 60%, *Poa pratensis* – 20%, *Lolium perenne* – 20%) – M2,
- *Lolium perenne* (*Lolium perenne* – 60%, *Festuca rubra* (*L.ssp.gemuina*) – 20%, *Poa pratensis* – 20%) – M3,
- *Festuca arundinacea* (*Festuca arundinacea* – 60%, *Festuca rubra* (*L.ssp.gemuina*) – 15%, *Poa pratensis* – 15%, *Lolium perenne* – 10%) – M4.

W latach pełnego użytkowania (2004 i 2005) na całe doświadczenie stosowano nawozy mineralne, w dawkach: 60 kg N (30 kg wczesną wiosną + 30 kg latem), 40 kg P₂O₅ i 60 kg·ha⁻¹ K₂O – wczesną wiosną. Badania szczegółowe obejmowały: w roku założenia doświadczenia - obsadę roślin oraz ilość pędów na roślinie (po 30 dniach od wschodów), a w latach pełnego użytkowania (2004

i 2005 r.) – zadarnienie, aspekt ogólny trawnika, skład botaniczny szaty roślinnej oraz plony zielonej masy. Pomiary wykonywano w trzech terminach, jednakże ze względu na podobny układ wyników, w opracowaniu umieszczono tylko średnie z pomiarów: wiosennego, letniego i jesiennego. Oceny trawników dokonywano według metody opracowanej przez Prończuka [1993], gdzie „1” oznacza najmniejszą wartość, a „9” – największą. Skład botaniczny szaty roślinnej określono metodą botaniczno-wagową.

Omówienie wyników i dyskusja

Analizując wyniki, obrazujące obsadę roślin na jednostce powierzchni wiadać, że wyróżniło się podłoże zbudowane z torfu niskiego i popiołu, w proporcji 1:3. Na pozostałych podłożach obsada była zbliżona do kontroli, a nawet na podłożach III, IV i V – nieco mniejsza (tab. 1). Stwierdzono zróżnicowaną reakcję mieszanek trawnikowych na zastosowane podłoża. Na samym piasku najlepszymi wschodami wyróżniała się mieszanka typu życicy trwałej, a na podłożu z małym udziałem masy organicznej (popiół z torfem niskim, w proporcji 3:1) – mieszanka typu kostrzewy trzcinowej.

Tab. 1. Obsada roślin (szt./m² i liczba pędów na jednej roślinie)

Table 1. Plant stock on m² and number of sprout on the one plant

Mieszanki Mixtures	Podłoża Substrates					Średnio Mean	
	0	I	II	III	IV		V
Obsada roślin (szt.·m ⁻²) Plant stock on m ²							
M 1	78	172	142	108	120	106	121
M 2	94	116	150	132	118	118	122
M 3	88	118	146	140	116	128	122
M 4	60	108	106	124	106	106	102
Średnio Mean	80	128	136	126	115	114	117
Ilość pędów na jednej roślinie (szt.) Number of sprout on the one plant							
M 1	1,2	1,0	1,4	1,4	1,4	2,0	1,4
M 2	1,0	1,0	1,4	2,2	1,8	2,0	1,6
M 3	1,0	1,0	1,2	2,4	1,6	2,4	1,6
M 4	1,0	1,0	1,2	2,0	1,4	1,8	1,4
Średnio Mean	1,1	1,0	1,3	2,0	1,5	2,1	1,5

Na podłożach bogatych w masę organiczną (III, IV, V) najlepsze zagęszczenie roślin stwierdzono na obiektach obsianych mieszanką typu wiechliny łąko-

wej (tab. 1). Dokonane pomiary, określające ilość pędów na jednej roślinie (tab. 1), wskazują, że wprowadzona masa organiczna, jako komponent w budowie podłoża, wpływała korzystnie na początkowy wzrost i rozwój roślin. Wyróżniły się nakłady „III” i „V” (tab. 1). Wszystkie mieszanki wykazywały podobną reakcję na zastosowane podłoża, chociaż na podkładzie „III” ustępowała mieszanka typu wiechliny łąkowej. Także Niedźwiecki i in. [1998] w badaniach nad wykorzystaniem osadów ściekowych, przy zakładaniu trawników na glebie piaszczystej stwierdzili, że zastosowanie 120 t/ha suchej masy osadu ściekowego i wymieszanie z 5 cm warstwą piasku, stworzyło korzystne warunki dla kiełkowania nasion, a także późniejszego rozwoju roślin.

Wyniki obrazujące zadarnienie (tab. 2) w pierwszym roku pełnego użytkowania wskazują, że zastosowane podłoża, z wyjątkiem obiektu kontrolnego – sam piasek, zapewniały dobre zadarnienie. Rodzaj mieszanki nie miał wyraźnego wpływu na stan nawierzchni darniowej. W drugim roku pełnego użytkowania stwierdzono większe różnice między obiektami. Zwiększyło się, w porównaniu do roku poprzedniego, zadarnienie na obiekcie kontrolnym, zasilanym samymi nawozami mineralnymi (60 kg N, 40 kg P₂O₅ i 60 kg K₂O na ha) oraz na podłożu „I”, gdzie źródłem składników pokarmowych, obok azotu mineralnego, była masa organiczna, wprowadzana do podłoża w postaci torfu niskiego. Na tym podłożu (torf niski z popiołem w proporcji 1:3) spośród badanych, trawniki uzyskały najlepszą ocenę. Na pozostałych podłożach stwierdzono tendencję spadkową, a najgorszą notę otrzymał obiekt, którego podłoże stanowiła mieszanina piasku luźnego, kompostu produkowanego metodą GWDA, prefermentowanego komunalnego osadu ściekowego (o składzie w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, 15% słomy i 15% odpadów zieleni miejskiej), w proporcji 1:1:2.

W ocenie trawników ważny jest ogólny aspekt, pokrój i barwa liści [Prończuk i Prończuk 2003]. Według Shildricka [1992], Smitha i in. [1993] oraz Domańskiego [2002] podstawowymi elementami przy ocenie trawników są takie cechy, jak doskonałość liści i kolor. Ocena aspektu ogólnego trawników, dokonana w badaniach własnych wskazała na dużą zależność od warunków siedliskowych. Układ wyników (tab. 2) wskazuje, że w pierwszym roku pełnego użytkowania najniższe noty uzyskały: obiekt zbudowany z samego piasku – od 2,3 do 2,7, w skali od „1”- trawnik zły, do „9” – trawnik bardzo ładny oraz obiekt zbudowany z torfu niskiego i z popiołu, w proporcji 1:3, gdzie wartości oceny mieściły się w przedziale od 5,3 do 5,7. U pozostałych trawników wartości te mieściły się w przedziale od 7,0 do 7,8. W drugim roku użytkowania pogorszył się wygląd trawników ukształtowanych na podłożach z dużym udziałem masy organicznej, a najniższe noty uzyskał trawnik na podłożu stanowiącym mieszaninę piasku luźnego, kompostu produkowanego metodą GWDA, prefermentowanego komunalnego osadu ściekowego („III”). Oczywiście, ze

wszystkich obiektów najslabiej wyglądał trawnik na powierzchni kontrolnej. Najkorzystniejsze wrażenie robił trawnik na obiekcie „I”, którego podłożem była mieszanina torfu niskiego i popiołu. Nie stwierdzono wyraźnych różnic między zastosowanymi mieszankami trawiastymi (tab. 2). Także Grabowski i in. [1999] twierdzą, że dla dobrego wykształcenia liści na roślinach oraz ich wybarwienia, a więc wyglądu i trwałości, duże znaczenie ma odpowiednie zaopatrzenie roślin w składniki pokarmowe.

Tab. 2. Zadarnienie powierzchni i aspekt ogólny trawników (w skali 1-9)

Table 2. Sodding and general aspect of the lawns (scale 1-9)

Lata Years	Mieszanka Mixtu- re	Podłoże Substrates					Średnia Mean	
		0	I	II	III	IV		V
Zadarnienie Sodding								
2004	M 1	4,7	5,3	6,3	7,5	8,0	8,0	6,6
	M 2	4,7	5,3	6,3	7,2	7,7	7,3	6,4
	M 3	4,3	5,7	5,7	7,2	7,7	7,3	6,3
	M 4	5,0	6,0	5,7	7,8	7,5	7,5	6,6
	Średnia Mean	4,7	5,6	6,0	7,4	7,7	7,5	6,5
2005	M 1	7,8	7,0	6,3	6,0	7,0	6,7	6,8
	M 2	7,8	7,0	6,7	6,7	7,3	7,0	7,1
	M 3	7,3	7,0	6,3	6,3	7,3	6,7	6,8
	M 4	8,0	8,3	6,7	6,7	7,0	7,3	7,3
	Średnia Mean	7,8	7,3	6,5	6,4	7,2	6,9	7,0
Aspekt ogólny General aspect								
2004	M 1	4,0	4,0	7,3	8,3	7,7	7,7	6,5
	M 2	4,0	3,2	6,7	8,0	7,0	8,0	6,1
	M 3	4,0	3,5	7,2	8,3	7,6	7,8	6,4
	M 4	3,6	4,9	7,1	7,9	7,7	7,9	6,5
	Średnia Mean	3,9	3,9	7,1	8,1	7,5	7,8	6,4
2005	M 1	6,0	6,5	6,3	5,7	6,7	6,7	6,3
	M 2	5,7	6,3	6,0	6,3	7,0	7,0	6,4
	M 3	5,8	6,0	5,7	6,3	7,3	7,0	6,4
	M 4	5,7	7,0	6,3	6,3	6,8	7,3	6,6
	Średnia Mean	5,8	6,5	6,1	6,2	7,0	7,0	6,4

Analizując skład florystyczny trawników w pierwszym roku pełnego użytkowania stwierdzono, że udział dominantów wynosił od 40 do 60%. Na obiekcie kontrolnym, stanowiącym odniesienie dla podłoża, zasilanym tylko azotem mineralnym, utrzymywał się skład florystyczny zbliżony do obiektów zlokalizowanych na podłożach wzbogaconych masą organiczną (tab. 3). W drugim roku skład mieszanek był bardziej zróżnicowany (tab. 3), a udział dominantów wahał się od 24 do 61%. Na podłożach najmniej zasobnych w składniki pokarmowe („0” i „I”), gdzie rośliny charakteryzowały się największymi blaszkami liściowymi, najmniej intensywną barwą, najbardziej zbliżonym udziałem do przyjętego w mieszance, charakteryzowała się *Festuca rubra*, a najbardziej oddalonym – *Lolium perenne*. Na podłożach bogatych w masę organiczną, a

więc i w składniki pokarmowe, stwierdzono relacje odwrotne – zmniejszony udział *Festuca rubra*, natomiast zbliżony, do przyjętego w metodyce, udział *Lolium perenne*. Jeżeli chodzi o *Poa pratensis* i *Festuca arundinacea*, to należy stwierdzić, że zachowały one dużą stabilność. Udział *Poa pratensis* na trawniku obsianym mieszanką typu *Poa pratensis* wynosił ok. 30%, a na pozostałych trawnikach – ok. 20%. *Festuca arundinacea* stanowiła także 30% na obiektach obsiewanych mieszanką typu *Festuca arundinacea* (M4), bo tylko w takiej mieszance występowała.

Tab. 3. Skład botaniczny runi badanych mieszanek (%)

Table 3. Botanical composition of greens growth of the tested mixtures (%)

Lata Years	Mieszanka Mixture	Gatunek Species	Podłoże Substrates					Średnia Mean	
			0	I	II	III	IV		V
2004	M 1	<i>Poa pratensis</i>	51,0	56,0	52,0	53,0	52,0	51,0	52,5
		<i>Festuca rubra</i>	22,0	23,0	21,0	19,0	19,0	21,0	20,8
		<i>Lolium perenne</i>	27,0	21,0	26,0	28,0	29,0	28,0	26,5
	M 2	<i>Poa pratensis</i>	20,0	21,0	21,0	20,0	22,0	21,0	20,8
		<i>Festuca rubra</i>	50,0	53,0	49,0	50,0	51,0	48,0	50,2
		<i>Lolium perenne</i>	30,0	26,0	30,0	30,0	27,0	31,0	29,0
	M 3	<i>Poa pratensis</i>	21,0	21,0	20,0	21,0	21,0	20,0	20,7
		<i>Festuca rubra</i>	22,0	19,0	18,0	19,0	19,0	18,0	19,2
		<i>Lolium perenne</i>	57,0	60,0	62,0	60,0	60,0	62,0	60,2
	M 4	<i>Poa pratensis</i>	21,0	22,0	21,0	20,0	21,0	21,0	21,0
		<i>Festuca rubra</i>	18,0	17,0	19,0	18,0	20,0	21,0	18,8
		<i>Lolium perenne</i>	20,0	20,0	21,0	19,0	14,0	16,0	18,3
<i>Festuca arundinacea</i>		41,0	41,0	39,0	43,0	40,0	42,0	41,0	
2005	M 1	<i>Poa pratensis</i>	32,1	42,6	34,6	30,8	33,8	32,0	34,3
		<i>Festuca rubra</i>	44,2	33,6	22,0	20,4	21,9	21,4	27,3
		<i>Lolium perenne</i>	21,4	20,9	39,6	46,1	40,3	43,7	35,3
		Inne / other *	2,3	2,9	3,8	2,7	4,0	2,9	3,1
	M 2	<i>Poa pratensis</i>	19,3	23,6	21,2	22,0	20,1	19,8	21,0
		<i>Festuca rubra</i>	62,8	57,4	35,4	34,6	38,7	39,2	44,7
		<i>Lolium perenne</i>	16,7	17,6	39,6	42,3	38,6	39,8	32,4
		Inne / other *	1,2	1,4	3,8	1,1	2,6	1,2	1,9
	M 3	<i>Poa pratensis</i>	21,4	23,7	24,2	22,8	21,8	22,8	22,8
		<i>Festuca rubra</i>	46,4	28,1	23,7	23,7	21,4	22,9	27,7
		<i>Lolium perenne</i>	30,8	44,3	47,9	49,7	53,7	50,9	46,2
		Inne / other *	1,4	3,9	4,2	3,8	3,1	3,4	3,3
M 4	<i>Poa pratensis</i>	20,8	20,8	20,6	18,2	20,1	20,5	20,2	
	<i>Festuca rubra</i>	28,6	30,2	19,4	17,0	20,4	20,1	22,6	
	Lolium perenne	16,2	10,6	29,8	31,2	28,9	30,1	24,5	
	<i>Lolium perenne</i>	32,0	37,5	28,8	28,1	27,9	27,5	30,3	
		Inne / other *	2,4	0,9	1,4	5,5	2,7	1,8	2,5

* - Inne / other: *Elymus repens*, *Henopodium alub*, *Amaranthus retroflexus*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Polygonum persicaria*, *Matricaria inodora*

Wnioski

1. W pierwszym roku pełnego użytkowania wszystkie mieszanki podobnie reagowały na zastosowane podłoża, natomiast w drugim roku stwierdzono zróżnicowaną reakcję poszczególnych gatunków traw, będących składnikami mieszanek, a mianowicie – w warunkach o większej zasobności w składniki pokarmowe zagęszczenie trawnika stabilizowała *Lolium perenne*, a w warunkach o mniejszej zasobności – *Festuca rubra*, natomiast *Festuca arundinacea* i *Poa pratensis* na wszystkich obiektach zachowywały dużą stabilność.
2. Spośród zastosowanych podłoży należy wyróżnić podłoża „I”, stanowiące mieszaninę torfu niskiego i popiołu, w proporcji 1:3, w kontekście walorów trawnikowych, a „III” i „IV” – wielkości produkcji biomasy.
3. Ogólnie wyróżnia się obiekt „IV”, zlokalizowany na podłożu stanowiącym mieszaninę piasku luźnego, popiołu, kompostu produkowanego metodą GWDA, przefermentowanego komunalnego osadu ściekowego (o składzie, w przeliczeniu na suchą masę: 70% osadu, i 30% odpadów zieleni miejskiej), w proporcji 0,5:0,5:1:2, na którym uzyskano znaczną produkcję biomasy, a także darninę o dużych walorach trawnikowych.

Literatura

1. DOMAŃSKI P.: *Gatunki i odmiany traw w mieszankach na trawniki i boiska sportowe*. Przegl. Nauk., XI, 1 (24), 83-105, 2002
2. GRABOWSKI K., GRZEGORCZYK S., BENEDYCKI S., KWIETNIEWSKI H.: *Ocena wartości użytkowej wybranych gatunków i odmian traw gazonowych do obsiewu nawierzchni trawiastych*. Folia Univ. Agric. Steninesis, 197, Agricultura (75), s. 81-88, 1999
3. KRZYWY E., WOŁOSZYK CZ., GŁOWACKA A.: *Studia nad nawozowym wykorzystaniem niektórych odpadów przemysłowych i komunalnych*. Pr. Nauk. Polit. Szczec, 547: 39-42, 1998
4. KRZYWY E., WOŁOSZYK CZ.: *Charakterystyka chemiczna i możliwości wykorzystania do produkcji kompostów osadów ściekowych z miejskich oczyszczalni*. Zesz. Nauk. AR w Szczecinie, Rol. nr 62, s. 265-271, Szczecin 1996
5. NIEDŹWIECKI E., PROTASOWICKI M., CZYŻ H., CIERESZKO W., ŚLIWIŃSKI P., NOWAK Z.: *Wykorzystanie osadów ściekowych przy zakładaniu trawników na glebie piaszczystej*. Prace Nauk. Pol. Szczec. ITN, 547, 256-259, Szczecin 1998

6. PROŃCZUK S., PROŃCZUK M.: *Zmienność cech u odmian Poa pratensis w umiarkowanie intensywnym użytkowaniu trawnikowym*. Biul. IHAR, nr 225, s. 265-276, 2003
7. PROŃCZUK S.: *System oceny traw gazonowych*. Biul. IHAR nr 186, s. 127-132, 1993
8. SHILDRICK J.: *Turfgrass manual, the sport*. Research Institute Bingley, England: s. 60, 1992
9. SIUTA J., WASIAK G., PARAFINIUK D.: *Studium możliwości przyrodniczego użytkowania osadu z oczyszczalni ścieków „Czajka”*. [W:] *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych*. II Konf. Nauk.-Techn. Puławy – Lublin – Jeziórko, s. 57-71, Puławy 1997
10. SMITH D.A., BARA R., DICKSON W.K., CLARKE B.C., FUNK C.R.: *Leaf spot on Kentucky bluegrass cultivars evaluation trial at Rutgers University*. Rutgers Turfgrass. Proc. of the New Jersey Turfgrass Expo, december 7-9 Atlantic City, s. 116-137, 1993

SUITABILITY OF SOME GRASS MIXTURES SOWN ON VARIOUS SUBSTRATES CONTAINING ASH AND ORGANIC MATTER FOR LAWNS

Key words: sand, ash, substratum, organic matter, grass mixtures, total aspect of lawn

S u m m a r y

In 2004-2005 the suitability of grass mixtures of the Poa pratensis, Festuca rubra, Lolium perenne, Festuca arundinacea and some waste materials, low peat, bark of coniferous trees, compost, municipal waste water sediment straw, municipal grassland cuttings) for biological recultivation of ground without soil. Grass mixtures had been tested for their application as material for building lawns on sand. On poor media Festuca rubra produced good turf and good looking lawn, on media rich in nutrients the Lolium perenne type proved best, and as far as the productivity was concerned best were media containing municipal waste sediments.

MICHAŁ CŹWIĄKAŁA *

**BADANIA ZAGĘSZCZALNOŚCI KRUSZYW
UŻYWANYCH W BUDOWNICTWIE DROGOWYM**

Słowa kluczowe: wilgotność optymalna, gęstość objętościowa szkieletu gruntowego, badanie w aparacie Proctora, zagęszczanie gruntów

Streszczenie

Trwałość i jakość budowli drogowej zależy w dużej mierze od prawidłowego zagęszczenia podłoża gruntowego. Dobrze przygotowane podłoże powinno gwarantować nośność obiektu i w razie konieczności pełnić funkcję izolującą od niekorzystnych warunków gruntowych. Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie wyników badań kruszyw wykorzystywanych do budowy dróg. Badania te posłużyły do opracowania modeli krzywych trendu, jakie mogą być wykorzystywane do kontroli badań zagęszczalności w celu określenia wilgotności optymalnej i gęstości objętościowej szkieletu gruntowego.

Jednym z podstawowych parametrów charakteryzujących jakość podłoża gruntowego jest wilgotność optymalna [w_{opt}], którą definiuje się jako wilgotność, przy której grunt ubijany w sposób normowy, tzn. przy zachowaniu odpowiedniej ilości uderzeń oraz energii zagęszczenia ubijaka, uzyskuje maksymalną gęstość objętościową szkieletu gruntowego [ρ_{dmax}], czyli maksymalne zagęszczenie [Stypułkowski 1981].

Wilgotność optymalną oznacza się w aparacie Proctora poprzez ubijanie w cylindrze próbki gruntu w odpowiednich i równych porcjach, z których każda – w zależności od wielkości zastosowanego cylindra i ubijaka – powinna być ubijana przy odpowiedniej ilości uderzeń i energii zagęszczenia [Karczewski 1972]. Badanie prowadzi się tak długo, aż przy kolejnej wilgotności nastąpi spadek gęstości objętościowej szkieletu gruntowego, co oznacza, że badany grunt osiągnął swoją wilgotność optymalną, czyli stan nawilgocenia, przy którym zagęszcza się on najlepiej.

W niniejszym artykule zaprezentowano przykładowe wyniki badań wilgotności optymalnej, jakie zostały przeprowadzone dla dwóch złóż zlokalizowanych w dorzeczu Odry. Są to złoża piasku średnioziarnistego w Przewoźnikach

* TPA Instytut Badań Technicznych

(tab. 1) oraz w Królowie (tab. 2). Badane kruszywa były wykorzystywane do modernizacji drogi krajowej nr 18 na odcinku Olszyna – Golnice.

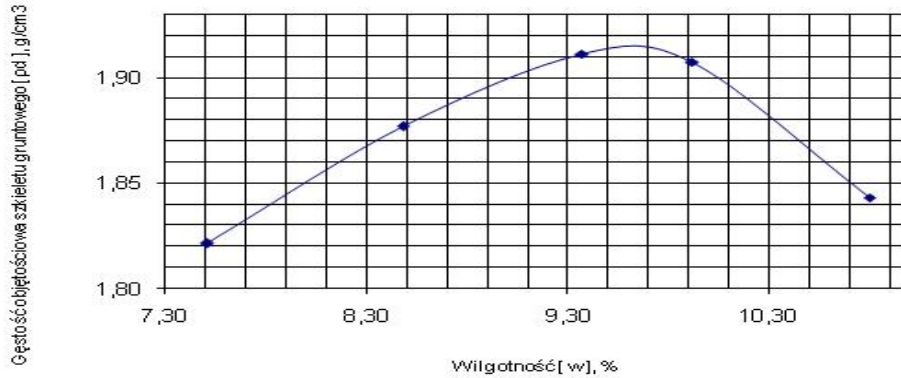
Tab. 1. Wyniki oznaczania wilgotności optymalnej i gęstości objętościowej szkieletu gruntowego dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Przewoźniki

Numer próbki	Wilgotność gruntu W [%]	Gęstość objętościowa gruntu ρ_o [g/cm ³]	Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_d [g/cm ³]
1	7,51	1,96	1,82
2	8,48	2,04	1,88
3	9,37	2,09	1,91
4	9,92	2,10	1,91
5	10,80	2,04	1,84

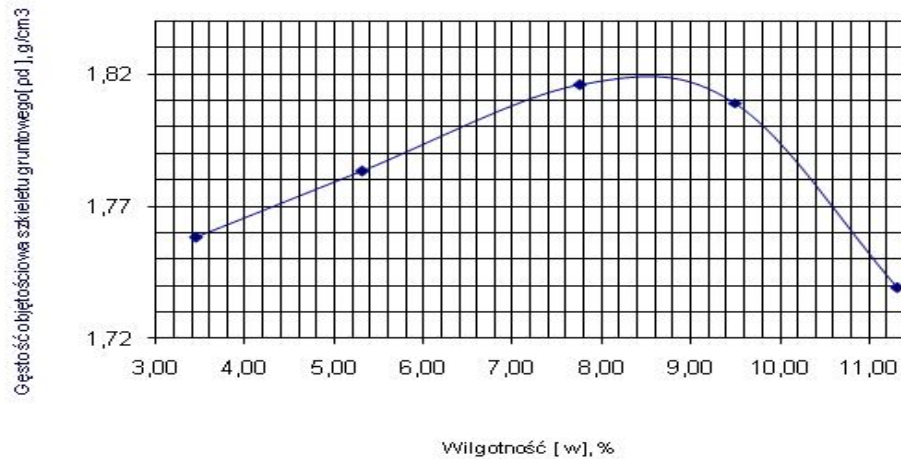
Tab. 2. Wyniki oznaczania wilgotności optymalnej i gęstości objętościowej szkieletu gruntowego dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Królów

Numer próbki	Wilgotność gruntu W [%]	Gęstość objętościowa gruntu ρ_o [g/cm ³]	Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_d [g/cm ³]
1	3,46	1,82	1,76
2	5,31	1,88	1,78
3	7,76	1,96	1,82
4	9,49	1,98	1,81
5	11,31	1,94	1,74

Wykresy uzyskanych zależności pomiędzy wilgotnością gruntu i gęstością objętościową szkieletu gruntowego są zbliżone do przebiegu funkcji drugiego stopnia (funkcji kwadratowej) – rys. 1 i rys. 2.



Rys. 1. Wykres zależności gęstości objętościowej szkieletu gruntowego [ρ_d] od wilgotności [w] dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Przewoźniki



Rys. 2. Wykres zależności gęstości objętościowej szkieletu gruntowego [ρ_d] od wilgotności [w] dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Królów

Korzystając z tych wykresów można odczytać bezpośrednio wartości wilgotności optymalnych i odpowiadające im wartości maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego, które wynoszą:

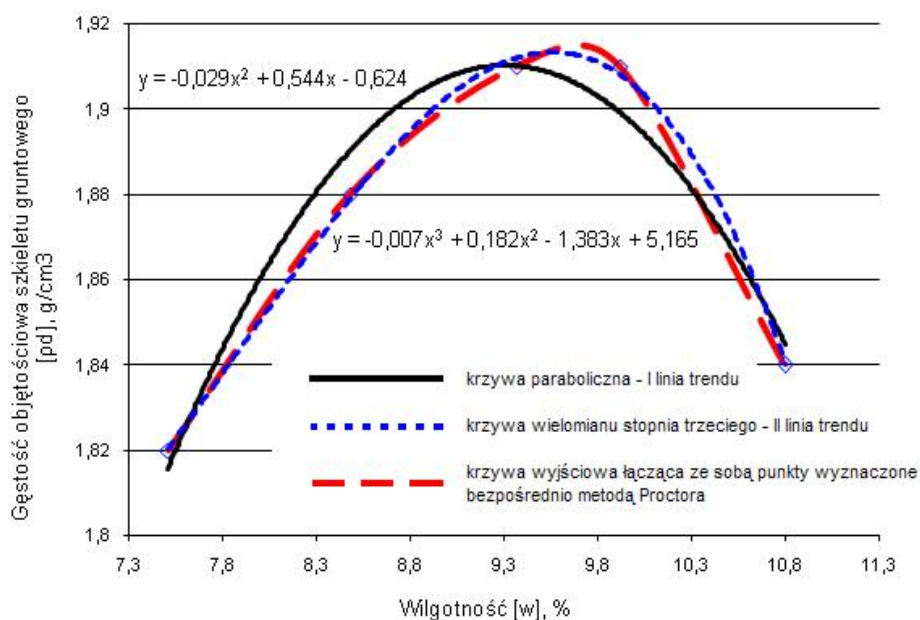
- próbka nr 1: $w_{\text{opt}} = 9,60\%$; $\rho_{d_{\text{max}}} = 1,91 \text{ g/cm}^3$,
- próbka nr 2: $w_{\text{opt}} = 8,40\%$; $\rho_{d_{\text{max}}} = 1,82 \text{ g/cm}^3$.

Graficzny obraz uzyskanych wyników można przedstawić korzystając również z linii trendu. W tym celu opracowano arkusze kalkulacyjne, pozwalające wykreślić linii trendu dla wcześniej wyznaczonych punktów Proctora, przy jednoczesnym podaniu wzorów funkcji, które w dowolnych punktach wykresów (dla dowolnej wilgotności) określiłyby wartości gęstości objętościowej

szkieletu gruntowego, a także pokazywałyby różnice pomiędzy wynikami uzyskanymi z funkcji linii trendu i wynikami otrzymanymi bezpośrednio podczas badania w aparacie Proctora.

W celu rozpoznania tego zagadnienia ograniczono się do dwóch znanych wielomianów, tj. wielomianu drugiego i trzeciego stopnia, co zostało przedstawione na wykresach (rys. 3 i rys. 4), uwzględniających trzy krzywe:

- krzywą paraboliczną (wielomianu stopnia drugiego), wyznaczoną na podstawie aproksymacji punktów Proctora – I linia trendu,
- krzywą wielomianu stopnia trzeciego, wyznaczoną na podstawie aproksymacji punktów Proctora – II linia trendu,
- krzywą wyjściową, łączącą ze sobą punkty wyznaczone bezpośrednio metodą Proctora.



Rys. 3. Wykresy modeli krzywych linii trendu do określenia wilgotności optymalnej i gęstości objętościowej szkieletu gruntowego dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Przewoźniki

Wzory funkcji:

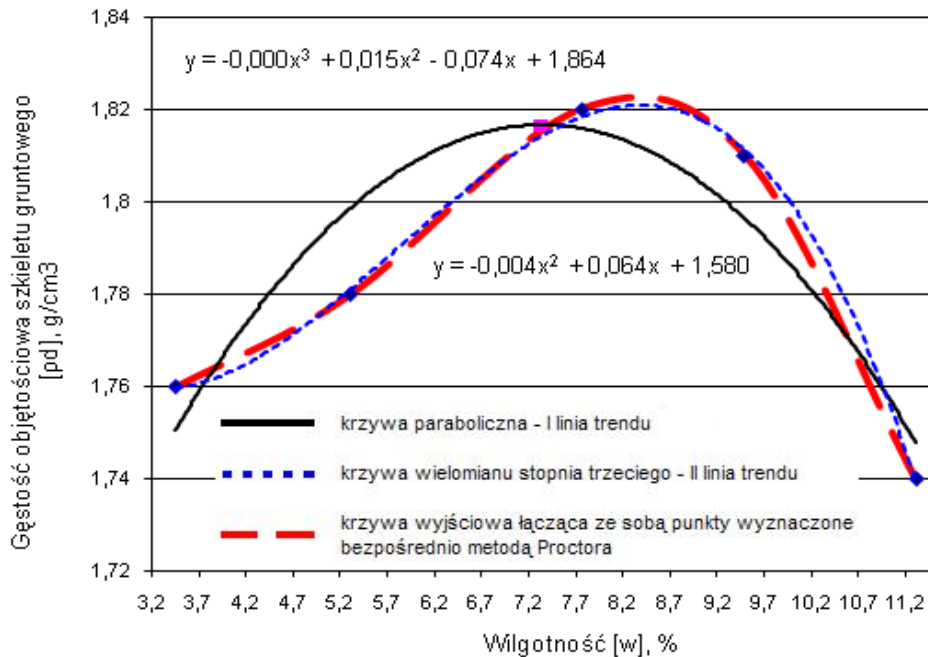
- krzywa paraboliczna (I linia trendu – linia ciągła):

$$y = -0,0293x^2 + 0,5446x - 0,624$$
- krzywa wielomianu stopnia trzeciego (II linia trendu – linia kropkowana):

$$y = -0,0077x^3 + 0,1828x^2 - 1,3839x + 5,1654$$

Uzyskane wartości ekstremalne dla podanych funkcji:

- krzywa paraboliczna (I linia trendu – linia ciągła):
 $w_{opt} = 9,31 \%$; $\rho_{dmax} = 1,91 \text{ g/cm}^3$
- krzywa wielomianu stopnia trzeciego (II linia trendu – linia kropkowana):
 $w_{opt} = 9,36 \%$; $\rho_{dmax} = 1,85 \text{ g/cm}^3$



Rys. 4. Wykresy modeli krzywych linii trendu do określenia wilgotności optymalnej i gęstości objętościowej szkieletu gruntowego dla piasku średnioziarnistego ze złoża kopalni Królów

Wzory funkcji:

- krzywa paraboliczna (I linia trendu – linia ciągła):
 $y = -0,0044x^2 + 0,0643x + 1,5805$
- krzywa wielomianu stopnia trzeciego (II linia trendu – linia kropkowana):
 $y = -0,0009x^3 + 0,0158x^2 - 0,0741x + 1,8644$

Uzyskane wartości ekstremalne dla podanych funkcji:

- krzywa paraboliczna (I linia trendu – linia ciągła):
 $w_{opt} = 7,34 \%$; $\rho_{max} = 1,82 \text{ g/cm}^3$
- krzywa wielomianu stopnia trzeciego (II linia trendu – linia kropkowana):
 $w_{opt} = 7,41 \%$; $\rho_{max} = 1,77 \text{ g/cm}^3$

W celu zinterpretowania wyników przeprowadzonych badań posłużono się zbiorczym zestawieniem wartości ekstremalnych wilgotności optymalnych i odpowiadających im wartości gęstości objętościowych szkieletu gruntowego (tab. 4).

Tab. 4. Zestawienie wartości ekstremalnych wilgotności optymalnych i odpowiadających im wartości gęstości objętościowych szkieletu gruntowego ρ_{dmax}

Piasek średnioziarnisty ze złoża kopalni Przewoźniki Próbką nr 1	Wilgotność optymalna w_{opt} [%]	Maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_{dmax} [g/cm ³]	Piasek średnioziarnisty ze złoża kopalni Królów Próbką nr 2	Wilgotność optymalna w_{opt} [%]	Maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_{dmax} [g/cm ³]
Krzywa wyjściowa	9,60	1,91	Krzywa wyjściowa	8,40	1,82
I linia trendu	9,31	1,91	I linia trendu	7,34	1,82
II linia trendu	9,36	1,85	II linia trendu	7,41	1,77

Z przeprowadzonych badań wynika, że w obu zbadanych kruszywach:

- wyniki maksymalnych gęstości objętościowych szkieletu gruntowego odczytanych z funkcji parabolicznych, tzn. krzywych przedstawiających I linię trendu pokrywają się z wynikami rzeczywistymi, jakie otrzymano bezpośrednio z punktów Proctora (próbka nr 1: $\rho_{dmax} = 1,91$; próbka nr 2: $\rho_{dmax} = 1,82$), natomiast wartości maksymalnych gęstości objętościowych szkieletu gruntowego odczytane z II linii trendu są zaniżone w stosunku do wartości rzeczywistych (próbka nr 1: $\rho_{dmax} = 1,85$; próbka nr 2: $\rho_{dmax} = 1,77$),
- krzywe linii trendu wielomianów stopnia trzeciego, tzn. krzywe przedstawiające II linię trendu, w porównaniu do krzywych wyjściowych, wyznaczonych bezpośrednio z punktów Proctora są bardzo do siebie zbliżone, lecz wyniki końcowe oznaczeń gęstości objętościowych szkieletu gruntowego znacznie odbiegają od wartości rzeczywistych (próbka nr 1: $\rho_{dmax} = 1,85$; próbka nr 2: $\rho_{dmax} = 1,77$),
- wartości maksymalnych gęstości objętościowych szkieletu gruntowego dla krzywych linii trendu I i II różnią się znacznie od siebie (próbka nr 1: $\rho_{dmax} = 1,91$ – I linia trendu; próbka nr 1: $\rho_{dmax} = 1,85$ – II linia trendu; próbka nr 2: $\rho_{dmax} = 1,82$ – I linia trendu; próbka nr 2: $\rho_{dmax} = 1,77$ – II linia trendu), natomiast wilgotności są bardzo zbliżone (próbka nr 1: $w_{opt} = 9,31$ – I linia trendu; próbka nr 1: $w_{opt} = 9,36$ – II linia trendu; próbka nr 2: $w_{opt} = 7,34$ – I linia trendu; próbka nr 2: $w_{opt} = 7,41$ – II linia trendu),
- nie uzyskano wyników zgodnych co do wartości rzeczywistych wilgotności optymalnych, a najbardziej zbliżone wartości wilgotności optymalnej wykaza-

- ła próbka nr 1 (przykład 1), co prawdopodobnie wynika z charakteru funkcji parabolicznej,
- różnice w wartościach punktów pośrednich występujących przed i po osiągnięciu „ w_{opt} ” i „ ρ_{dmax} ” mogły być spowodowane błędami w wykonywaniu doświadczeń, bądź złym doбором funkcji.

Podsumowanie

Badania prowadzone w celu określenia wilgotności optymalnej i maksymalnej gęstości objętościowej szkieletu gruntowego mają istotne znaczenie dla właściwego zbudowania podłoża dróg.

Właściwe zagęszczanie podłoża ma olbrzymi wpływ na trwałość przyszłej nawierzchni drogowej, decyduje również o późniejszych cechach eksploatacyjnych, takich jak osiadanie nawierzchni.

Przyjmując jeden z modeli krzywych linii trendu zaproponowanych w tym artykule można dla dowolnej wilgotności gruntu ustalić gęstość objętościową szkieletu gruntowego badanego materiału.

Różnice w wartościach punktów pośrednich występujących przed i po osiągnięciu „ w_{opt} ” i „ ρ_{dmax} ” mogą być spowodowane błędami w wykonywaniu samego badania, bądź nieodpowiednim doбором funkcji dla danego gruntu w celu określenia linii trendu; dla każdego rodzaju gruntu funkcja będzie przybierać inną postać – inny wzór lub współczynnik.

W prezentowanych badaniach bardziej wiarygodnymi w stosunku do rzeczywistych były wyniki uzyskane z krzywych parabolicznych (wielomianu stopnia drugiego).

Przeprowadzone badania mają charakter sondażowy, a uzyskane wyniki wskazują na celowość kontynuacji podjętego eksperymentu.

Literatura

1. KALABIŃSKA M., PIŁAT J., RADZISZEWSKI P.: *Technologia materiałów i nawierzchni drogowych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2003
2. KARCZEWSKI B.: *Pracownia technologiczna w budownictwie drogowym*. Państwowe Wydawnictwa Szkolnictwa Zawodowego, Warszawa 1972
3. STYPULKOWSKI B.: *Zagadnienia materiałowe w projektowaniu i wykonawstwie drogowym*. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa 1981

RESEARCH OF DENSITY OF AGGREGATE MATERIALS USED IN ROAD BUILDING

Keywords: optimal moisture, ground framework density, Proctor's apparatus test, ground density

S u m m a r y

The goal of this article is to show how quality and durability of a road is dependant upon the correct density of its' ground base, which lies under the surface of the paving. A well prepared base should guarantee the load capacity and, where needed, isolate the road from the unfavourable ground conditions. Curve diagrams in this article show how to determine the optimal moisture and density of the ground framework.

CHRISTOPH ERTLE, DANIEL BARTELT *

CONVERSION OF INSTABLE PRIMARY FORESTS IN THE LUSATIAN POST-MINING LANDSCAPE

Key words: forest reclamation, forest conversion, under planting, height growth, mortality, vitality indicator

S u m m a r y

In the federal state Brandenburg in Germany about 464 000 ha of mainly middle aged Scots pine stands are planned to be converted. In addition, instable broad leaved forests like disintegrating monocultural birch and poplar stands on dumps of lignite mining need conversion. Forest owners feel unsure regarding the silvicultural treatment in these stands. Therefore, research is needed to develop strategies for a forest conversion practice in primary forests on dumps within the mining landscape. The urgency of conversion of primary dump stands with regard to the tree species exists in the decreasing order: poplar, birch and Scots pine. While conversion of young primary pine forests into mixed broad-leaved forests is not advisable because of unfavourable site conditions, suitable timber stands on dumps represent favourable pioneer crops appropriate for conversion. Derived from investigations practical advises are given about kind, strength and time of preparatory thinning for under planting and ongoing thinning. The nutrition potential of the soil substrate has to be considered. Furthermore, height growth and leave mass of under planted oaks are indicators for the forest treatment.

Introduction / objectives

As main commercial tree species Scots pine covers over two thirds of the forest area in the eastern German lowland. The often not site-adapted stocking situation leads to increased susceptibility to damage by biotic and a biotic stress factors. Therefore, forest ecosystems are characterized by loss of vitality and ongoing destabilization, so that forest functions cannot be achieved best. Because of this, during the next decades forestry will focus on a large scale conversion of instable stockings into semi-natural stands which are oriented on the natural forest community [Kätzel 2003; Stähr 2003; Ertle 2003].

* Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB)

In the federal state Brandenburg in Germany about 464 000 ha of mainly middle aged Scots pine stands are planned to be converted. So, the extent of conifer forest types shall be reduced from 75% to 42 % [Mlur 2003]. In addition, instable broad leaved forests like disintegrating monocultural birch and poplar stands on dumps of brown coal mining need conversion [Bartelt 2003; Ertle et al. 2004].

Forest owners feel unsure regarding the silvicultural treatment in these stands. Therefore, research is necessary to develop strategies for a forest conversion practice in primary forests on dumps within the mining landscape.

One objective of ongoing investigations is to clear up if very young primary forest stages can be used as pioneer crop to cope with the large potential conversion area over a longer period of time. Furthermore, analysis and evaluation of the under planted conversion trees within the establishing stage have been other questions of research. In conclusion strategic advices concerning forest conversion practice should be derived for forest owners.

Investigation sites / methods / climate

Because of the dominance of young forests (most stands are younger than 35 years) the chosen sample-plot system for conversion tests integrated young pine growths (height range 3-5 m) and pole pine stands (height range 10-12 m) as well as converted Silver birch-, Poplar- and Scots pine timber stands (height range 20 m) – Table 1. A similar investigation design to distribute the under planted tree species was set up in all sample plots. Mixed stands containing the major tree species *Quercus petraea* (Sessile), *Fagus sylvatica* (Beech) and *Acer plantanoides* (Maple) as well as the admixed tree species *Tilia cordata* (lime) and *Carpinus betulus* (hornbeam) were planted under pine-, birch- and poplar canopy. In addition open space was integrated to investigate natural regeneration. The choice of investigation sites took into account a gradient of increasing site quality, which is influenced by nutrition potential, available water storing capacity and dump specifics like silt- and clay fragments or lignite admixtures.

Table 1. Overview about the sample plots including characteristics of the initial stand

Sample Stage	Tree species Primary stand	Age (Jan/ 2001)	Yield class	Degree of density	Conversion time	Conversion (under planted) Tree species
Young growth (N=2)	Pine	14	I,0-I,6	0,3-0,4	2001	Oak, Maple, Beech, Hornbeam, Lime
Pole stand (N=2)	Pine	27-29	0,9-I,8	0,3-0,4	2001	Oak, Maple, Beech, Hornbeam, Lime
Timber stand (N=8)	Pine	48-65	0,9-I,2	0,7	1997	Oak, Maple, Beech, Hornbeam, Lime
	Birch	47-53	III,2- III,7	0,7	1997	
	Poplar	44	V,1- V,3	0,6	1997	

Determination of the yield class for pine by Lembcke et al. [1975], for birch by Lockow [2004], for poplar by Knapp [1973].

Long-standing averages show a yearly precipitation of 527 to 564 mm and a temperature of 9 °C for the investigation area. In comparison to Kopp et al. [1994] an increase of temperature and a decrease of precipitation is recognised analysing the 60-years standing average up to present time. The distance between the temperature curve and the precipitation curve decreased within the last 11 years. Very dry conditions during the vegetation period are typical for the Lusatian mining district.

The classification of site quality was carried out using the SEA 95 and the soil survey instruction AG Boden [2005]. Height increment and mortality of the under planted trees as well as structure and quality parameters were measured to analyse the establishing stage. From the same forest layer folia samples were taken to determine the nutrition status and folia weight was finally used to examine the vitality of planted trees.

Results

Site conditions

The investigation stages can be divided into two groups regarding their age. Young pine growths and pole pine stands belong to the first group. In terms of soil formation, humus genesis and stability these stands are at the beginning of their development. Therefore, the soils can be classified as syrosem with a very thin humus layer and they show no or a very low deposition of fly ash (Table 2).

The second group contains the oldest pine-, birch- and poplar timber stands on dumps on the soil type regosol. Under the pine canopy a thick humus layer has built containing high amounts of fly ash. This fly ash mainly consists of alkaline compartments and therefore has a positive effect on the nutrition potential of the sites.

Table 2. Overview about the sample plots including site characteristics

Sample Stage	Tree species Primary stand	Soil form [AG Boden 2005 and Wünsche et al. 1981]	Humus-form	Fly ash-deposition (By Tölle 1993)	Dump specifics (% Vol.)		aWSC	Site quality
					Silt-, clay fragments	Lignite-admixture		
Young growth (N=2)	Pine	oj-(k)ss-xss (q/t)	Rohhumus	No	5	0.7-4.3	low to medium	Z-M
Pole stand (N=2)	Pine	oj-(x)ls (q/t)	Rohhumus - Rohhumuslike Moder	No-low	3	0.2-1.5	low to medium	M
Timber stand (N=8)	Pine	oj-(k)ss-ls (q)	Rohhumuslike Moder	Medium-high	5	0.2-0.8	low to medium	Z-M
	Birch	oj-(x)ls (t/q)	Moder	Medium-high	5-10	1.0-2.1	medium	M-K
	Poplar	oj-xls-xll (t/q)	Moderlike Mull	Low	5-10	1.5-5.9	high	R

aWSC-available water storing capacity, Z-rather poor, M-medium, K-strong, R-rich
 oj – dumped material, ss – pure sand, ls - loamy sand, ll – loam, k – gravel, x - lignite

Mortality

In all investigation stages all tree species showed with 62-100% high accretion success (Table 3). Within the first three years the mortality rate is slightly higher in the timber stages than in younger stages. One reason for this higher mortality is the high competitive strength of the soil vegetation on the rich sites under poplar canopy.

It is interesting, that neither different light condition in several thinning variants had an effect on the mortality nor differences could be found between the tree species.

Table 3. Relative accretion of the under planted tree species in the conversion sample stages after 3 years

Sample Stage	Tree species Primary stand	Oak	Beech	Maple	Lime	Hornbeam
		%				
Young growth (N=2)	Pine	86-100	79-100	100	82-100	96-100
Pole stand (N=2)	Pine	98-100	92-96	100	97-100	98-100
Timber stand (N=8)	Pine	83-95	76-78	62-99	79-98	75-97
	Birch	80-97	95-100	72-100	98-100	70-100
	Poplar	83-100	89	85	76	65

Kätzel [2003] showed similar good accretion success for oak in older pine timber stands on natural sites in the south of Brandenburg. But he could find a correlation between higher light condition in a stronger thinned variant and the mortality rate of oak. Also Kriegel [2000] found out that young beeches in young spruce growths had a lower mortality in comparison to open space conditions during the first three years. Obviously under planted trees do not need higher light conditions during the first three years after planting.

This situation is changed during the following years in the young sample stages. So mortality increased significantly in the darker thinning variant in the young pine growth in the fifth year for all tree species except beech. In the pole and timber stands the difference was not significant. In the timber stands no considerable mortality was found from the 3. to 10. year.

Growth behaviour of under planted trees

In comparison between the sample stages all tree species show the lowest height growth in the young growths (Fig. 1, left). Regarding to different thinning variants during the first three years no proved height differences are rec-

ognisable between the shade tolerant species lime and beech towards the light species oak. Hornbeam has the highest increment rates in all investigation plots and reacts under lighter canopy with better growth. In the pole stage height growth of all tree species shows a middle position, the highest increment rates are visible in the timber stages. During the first three years effects caused by site quality could only be found in poplar stands, where oak showed a considerable height increment of 70 cm.

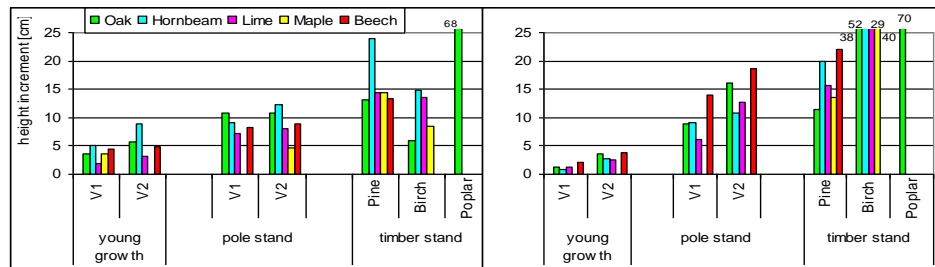


Fig. 1. Average height increment of under planted tree species from 1. to 3. year (left) and from 3. to 5. year (right) in the sample stages, V1-closer canopy than V2

Analysis of the height growth from the third to the fifth year (Fig. 1, right) showed another situation. Height growth of all under planted tree species was significantly higher in the thinner variants of the two younger sample stages. This was not the case in the timber stage. In comparison to other species beech had higher increment values also in the darker variant on the younger sites, so its competitive strength towards the light indigent oak was then higher.

The height development of under planted trees in the young growth is still unacceptable low. Especially unfavourable site conditions like an insufficient internal nutrition cycle within the young forest ecosystem, missing fly ash deposition and low soil biological activity cause low growth. Therefore, low values of nitrogen in the foliage as well as a very low leaf mass was analysed too. Furthermore, growth dynamics of the primary pine stand is higher than in all older stages. Five years after thinning pine canopy has already closed in the darker variant where every second row was removed. Site conditions and growth dynamics of the primary forest stand are reasons to decide against conversion at this early stage.

After the first three years under planted tree species in timber stands showed a better height growth than assumed. Light conditions had less effect on the growth behaviour than site quality. Even under dark canopies of birch, oak has high increment values of almost 40 cm due to dump specifics in the soil as silt

and clay fragments as well as lignite admixtures. Special soil conditions can obviously balance a limiting light situation up to a certain level.

All under planted tree species in the timber stands have an optimal vitality analysed by the nutrient content in the foliage and by the leaf mass. In this connection, the investigation found out, that there is a significant correlation between height growth of under planted oak and maple to their leaf mass. Trees with a 100 leaf-mass of 32 g showed a very good height growth even under almost closed birch canopy.

A comparison of the development of under planted oaks in timber stands on dump sites with oaks after the same treatment on natural sites illustrates a surpassing height growth on dump sites (Fig. 2). Here the yield classes determined according to Noack [2005] are clearly higher.

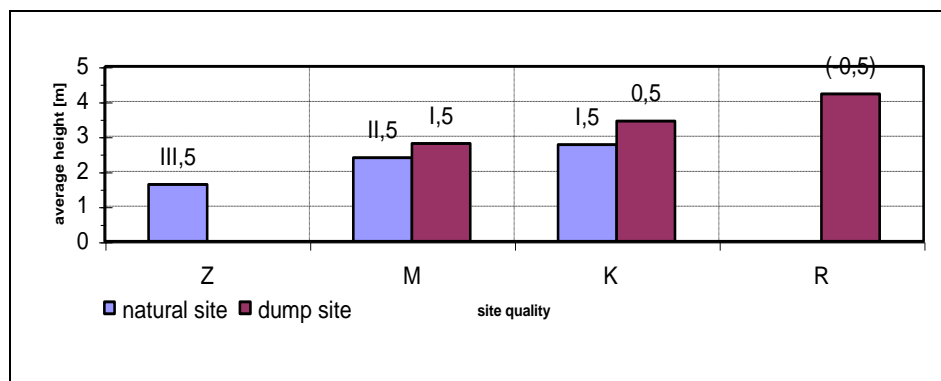


Fig. 2. Comparison of average heights of 9-years old under planted oaks on natural site (by Noack, 2005) and on dump sites for different site qualities; yield classes by Noack [2005] and Muchin [2004]

Quality of the under planted trees in timber stands

During the establishing stage height growth of admixed tree species increases stronger with rising site quality. As a result, admixed tree species can overgrow principal species, which leads to competition actions at mixture distribution by rows (Table 4). The portion of desirable growth habits of oak decreased by the competition action of particularly lime regarding a rising site quality. In consequence intensified formatting of twin stems was determined. Oaks with desirable growth habit had higher height increments than with undesirable WF.

On one hand, this means that desirable WF had asserted against undesirable WF, called auto selection. On the other hand, competition action of admixed tree species had not only led to twin stem formation of oak but also lower height growth occurred. On dump sites characterised by strong and rich site

quality it is necessary to implement mixture regulation thinning in the under planting layer. Therefore, mixture distribution by rows on sites with strong and rich site quality can be evaluated as problematic. Height rates of desirable WF (> 70%) were found on beech where it was under planted without admixed species by rows. On rich sites beech with desirable WF had a 0.57 m higher average height than such without desirable WF, so that auto selection is manifested. Using the example of beech it is clear that the development of quality of under planted deciduous trees is assisted by using group- and cluster mixture distribution on rich sites. In this case there is no need for young growth thinning. Therefore the choice of mixture distribution can reduce the maintenance expenditure.

Table 4. Average heights in 2006, portion of desirable growth habits (WF) and difference of average height between desirable and undesirable growth habit (auto selection)

Site quality		Oak	Beech	Lime	Hornbeam	Maple
M	average height [m]	2.79	3.50	2.70	2.34	2.37
	portion of desirable WF [%]	55	78	46	34	62
	auto selection Diff. H [m]	0.45	0.01	0.45	0.66	0.01
K	average height [m]	3.44	-	4.70	4.73	4.49
	portion of desirable WF [%]	46	-	56	56	64
	auto selection Diff. H [m]	0.10	-	0.80	-0.13	0.77
R	average height [m]	4.21	4.57	5.65	5.46	7.62
	portion of desirable WF [%]	44	74	42	70	54
	auto selection Diff. H [m]	0.29	0.57	-0.15	0.06	0.12

The distribution of stem- and crown forms of under planted oak demonstrate a better quality on dump sites than on old natural sites. Here, relative parts of oak showing straightness of the stem and ambition to treetop stems were higher without distinction of site quality. An appreciable difference was found according to high portion of oak forming multiple twin stems (crown form 4 by Gockel [1994]) on old natural forest sites.

Conclusions

The urgency of conversion of primary dump stands with regard to the tree species exists in the decreasing order: poplar, birch and Scots pine. Relating to the stand age a different practice is useful for young stands than for middle

aged stands. Conversion of young primary pine forestation sites within the developing stages young growth and pole stand into mixed broad-leaved forests is not advisable because of the unfavourable site conditions (nutrient cycle still in constitution) as well as the growth dynamics of the stocking forest system. Exceptions are forest stands showing mortality gaps and heavy stability problems in the stocking. Apart from mortality gaps where under planting can be started directly, light constituting thinning is required before conversion. Because of the strong growth dynamics of the young stocking forest, group and cluster as mixture distribution should be chosen but no row form. Depressing of the volume density up to 50% of the primary stocking can be necessary before planting. Nevertheless, maintenance thinning should already be taken into account after 3 to 5 years.

In older timber stands on dump sites conversion can be started if the volume density is between 80-70%. In contrast to the young stands light conditions are adequate for establishing under planted broad-leaved tree layers. Over a period of up to 10 years maintenance thinning can be depended on the economic situation of the primary stocking. The time period can enhance with rising site quality which can balance the limiting light conditions partially. On rather poor (Z) dump sites with only low admixtures of silt, clay and lignite in the soil thinning has to be done at least up to a density rate of 70 %. Beside the height increment the foliage mass is a useful indicator on oak and maple to decide about evaluation of growth development and the time period of maintenance thinning.

As appropriate tree species to be used for under planting on dump sites with at least rather poor site quality oak, beech, hornbeam and lime can be recommended. Maple should be taken into account on sites with medium site quality and better. Good experience was made with two years old bare root plants.

Because of a very good height growth and good stem- and crown quality parameters of under planted conversion trees on dump sites in comparison to old natural sites in the north eastern lowland, suitable timber stands on dumps represent favourable pioneer crops appropriate for conversion.

References

1. BODEN A.G.: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Hannover 2005
2. BARTELT D.: *Zum Waldumbau nicht standortgerechter Erstaufforstungen auf Kippenstandorten*. *Forst & Holz* 58, 654-660, 2003
3. ERTLE C., KNOCHE D., LANDECK I., BÖCKER L.: *Umbau nichtstandortgerechter. Junger Kiefern- sowie älterer Birken- und Kiefern-erstaufforstungen auf Kippen und Halden der Niederlausitz in horizontal und vertikal*

- strukturierte Mischbestände mit hoher funktionaler Wertigkeit*. Abschlussbericht BMBF FKZ: 0339770, 2004
4. ERTLE C., LANDECK I., BÖCKER L.: *Waldumbau von Kiefernjungwüchsen und –jungbeständen auf Kippenstandorten*. Tagungsband Waldumbau im globalen Wandel. 9.-11.10. 2002 in Göttingen, Göttingen 2003
 5. GOCKEL H.A.: *Soziale und qualitative Entwicklungen sowie Z-Baum-Häufigkeiten in Eichenjungbeständen; die Entwicklung eines neuen Pflanzschemas „Die Trupppflanzung“*. Dissertation. Forstwissenschaftliche Fakultät der Georg-August-Universität Göttingen. s.168, Göttingen 1994
 6. HEINSDORF D., TÖLLE R.: *Eine rationelle Methode zur Abgrenzung und Kartierung von Flugascheinträgen in Forstbeständen*. Beitr. Forstwirtsch. U. Landsch. Ökol. 27 /4, 1993
 7. KÄTZEL R., KALLWEIT R., WINTER S., LÖFFLER S.: *Ermittlung der ökosystemaren Potenziale und Grenzen beim Umbau von Kiefernreinbeständen durch Voranbau von Eiche und Buche*. BMBF-Forschungsprojekt (FKZ: 0339734/7). Abschlussbericht Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde 2003
 8. KATZUR J.: *Melioration schwefelhaltiger Kippböden*. In: Pflug, [W:] Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verlag. Berlin. Heidelberg, 559-572, New York 1998
 9. KOPP D., SCHWANECKE W.: *Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft*. Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH, Berlin 1994
 10. KRIEGEL H.: *Einfluss unterschiedlicher Pflanzensortimente der Buche auf das Anwuchsprozent und das Wachstum der Kulturen*. In Die Baumart Buche im ökologischen Waldbau. Uni Brno. Forschungsprojekt (RE 329-92-9206 Ministerium für Landwirtschaft Tschechien), 2000
 11. LEMBCKE G., KNAPP E., DITTMAR O.: *DDD-Kiefern-Ertragstafel 1975*. Inst. Für Forstwissenschaften Eberswalde. Abt. Waldbau / Ertragskunde, Eberswalde 1976
 12. MLUR.: *Waldumbauprogramm sowie Regionalbericht der PEFC-Zertifizierung*. Ministerium für Landwirtschaft. Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg 2003
 13. MUCHIN A.: *Analytische Untersuchungen zum Einfluss des Standorts auf das Wachstum von Stiel- und Traubeneiche im nordostdeutschen Tiefland*. Dissertation. Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, s.170, Tharandt 2004
 14. NOACK M.: *Waldwachstumskundliche Untersuchungen vorangebauter Traubeneichen in Kiefernbeständen des Nordostdeutschen Tieflandes und*

- Schlussfolgerungen für den ökologischen Waldumbau auf standörtlicher Grundlage.* Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin 2005
15. STÄHR F.: *Interaktionen zwischen Boden und Bestockung auf Kippenstandorten des Niederlausitzer Braunkohlenreviers am Beispiel der Rekultivierungsbaumarten Gemeine Kiefer, Gemeine Birke und Traubeneiche.* Diss, TU Dresden, Tharandt 2003
 16. THOMASIIUS H., WÜNSCHE M., SELENT H., BRÄUNIG A.: *Zustand, Entwicklung und multifunktionale Wirkung von Wald- und Forstökosystemen auf Kippen und Halden des Braunkohlenbergbaus in Abhängigkeit vom Geotyp, von der Rekultivierungsart und der waldbaulichen Behandlung.* Abschlußbericht der Steine und Erden Planungsgesellschaft mbH Dresden, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung für Umwelt Osnabrück sowie der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungs-GmbH (LMBV). Bitterfeld 1997
 17. WÜNSCHE M., OEHME W. D., HAUBOLD W., KNAU, C., SCHMIDT K. E., FROBENIUS A., ALTERMANN M.: *Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der Deutschen Demokratischen Republik.* In: Neue Bergbautechnik 11. 42 – 48, 1981

MAGDALENA GAWRON, TADEUSZ CHODAK,
LESZEK SZERSZEŃ*

WYBRANE WŁAŚCIWOŚCI OSADÓW POFLOTACYJNYCH
ZE ZBIORNIKA „KONRAD” NR 1 W IWINACH
Z UWZGLĘDNIENIEM ICH PRZYDATNOŚCI
DO REKULTYWACJI BIOLOGICZNEJ

Słowa kluczowe: osady poflotacyjne, właściwości fizyko-chemiczne i chemiczne, rekultywacja

Streszczenie

Rekultywacja składowisk odpadów po flotacji rud miedzi jest bardzo trudnym przedsięwzięciem. Odpady poflotacyjne stanowią niekorzystne podłoże do wegetacji większości roślin, o czym świadczy brak zasiedlania tych obiektów przez roślinność nawet kilkadziesiąt lat po wyłączeniu ich z użytkowania. W pracy przedstawiono wybrane właściwości fizyczne, chemiczne i fizyko-chemiczne osadów poflotacyjnych zgromadzonych na terenie zbiornika „Konrad” nr 1 należącego do nieczynnych Zakładów Górniczych KONRAD w Iwinach. W oparciu o przeprowadzone badania podjęto próbę oceny podatności analizowanych osadów na zabiegi rekultywacyjne.

Wstęp

Ruda miedzi wydobyta na powierzchnię wraz ze skałą płonną zawiera średnio około 2% metalu, stąd niezbędnym etapem jej zagospodarowania jest proces przeróbki. Przeróbka kopalni o drobnej mineralizacji jest skomplikowana ze względu na trudności w uwalnianiu minerałów kruszcowych, jak i w późniejszym ich odzyskiwaniu. Uwolnienie kruszców z rud miedzi jest najczęściej wykonywane przez kilkustopniowe mielenie, a następnie separacja minerałów jest realizowana w procesie flotacji. Odpady powstałe w procesie flotacji rudy miedzi mają postać szlamu, tj. wodnej zawiesiny zmielonej rudy. Szlam transportowany jest rurociągami do zbiornika odpadów, gdzie część stała osadza się w zbiorniku, a woda, po oczyszczeniu z osadu, jest tłoczona rurociągami do powtórnego wykorzystania w procesie flotacji rudy. Odpady flotacyjne składają

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

się z bardzo drobnej frakcji skały płonnej i zawierają śladowe ilości minerałów użytecznych i dodatków stosowanych w czasie procesu wzbogacania (m.in. odczynniki pianotwórcze, modyfikujące, zbierające). Zaliczane są do odpadów przerobczych czyli nieużytecznych produktów wzbogacenia kopaliny i składowane są na terenie składowisk odpadów poflotacyjnych.

Ilość odpadów po flotacji rud miedzi, zgromadzonych na obszarze składowisk odpadów należących do Starego Zagłębia Miedziowego, sięga ponad 150 mln Mg [Mizera 1983], w tym powierzchnia tych składowisk przekracza tysiąc hektarów. 80% tej powierzchni wymaga procesów rekultywacji i planowego zagospodarowania.

Rekultywacja składowisk odpadów po flotacji rud miedzi powinna ograniczyć lub minimalizować ujemne oddziaływanie tych obiektów na środowisko, a jednocześnie doprowadzić do pełnienia na nowo przez te obszary określonych funkcji ekologicznych i gospodarczych. Jest to przedsięwzięcie bardzo trudne ze względu na niekorzystne właściwości fizyczne, fizyko-chemiczne i chemiczne zdeponowanych odpadów. Stanowią one niekorzystne podłoże do wegetacji większości roślin, o czym świadczy brak zasiedlania tych obiektów przez roślinność nawet kilkadziesiąt lat po wyłączeniu ich z użytkowania.

Obiekt badań

Zakłady Górnicze „Konrad” wchodzące w skład Starego Zagłębia Miedziowego zlokalizowane były na złożu synkliny grodzieckiej na południowy-wschód od Bolesławca – województwo dolnośląskie. Pierwsze tony rudy miedzi w Z.G. „Konrad” wydobyto w 1953 roku i prace wydobywcze prowadzono do roku 1989, kiedy to zakład przeszedł w stan likwidacji. W okresie eksploatacji Zakładów Górniczych „Konrad” wydobyto łącznie ok. 38 mln ton rudy o średniej zawartości 0,78% Cu w rudzie, co przekłada się na 270 tys. ton miedzi [Paździora 1999]. Odpady poflotacyjne z tej kopalni składowane były na terenie trzech zbiorników poflotacyjnych: Konrad nr 1, Konrad nr 2 i Konrad nr 3 – „Wartowice”. Zbiorniki te pod względem administracyjnym położone są na terenie województwa dolnośląskiego, w powiecie bolesławieckim, w gminie Warta Bolesławiecka.

Przedstawiony w pracy zbiornik osadów poflotacyjnych **Konrad nr 1** realizowany był od roku 1953 w trzech etapach. 13 grudnia 1967 r., w trakcie wykonywania prac w etapie III, nastąpiła awaria zapory czołowej zbiornika (na odcinku ok. 135 m, na pełnej jego wysokości). W wyniku katastrofy śmierć poniosło 18 osób, mieszkańców Iwin, a dalszych 570 osób zostało poszkodowanych [Paździora 1999; Szerszeń i in. 1995]. Po rekonstrukcji zapory czołowej zbiornik ten był ponownie eksploatowany do kwietnia 1971 r. i został wypełniony do

rzędnej około 235 m n.p.m. Powierzchnia składowiska wynosi 129 ha a ilość zgromadzonych w nim odpadów sięga 15,8 mln m³ [Mizera 1983].

W 1978 r. przystąpiono do rekultywacji zbiornika w kierunku leśnym. Przerwano ją z powodu braku środków finansowych. W 1991 r. składowisko obsadzono sadzonkami topoli, brzozy, akacji, sosny i modrzewia. W trakcie inwentaryzacji terenowej w 2006 r. stwierdzono, iż jedynie obrzeża zbiornika i częściowo przedpole wokół akwenu wód opadowych porośnięte są drzewami i samosiejkami. Należy stwierdzić, że przyjęty sposób rekultywacji nie przyniósł oczekiwanych rezultatów. Obrzeża zbiornika wód opadowych porastają płaty roślinności wkraczającej na drodze sukcesji naturalnej, wśród których wyróżnić można: pałkę wodną, trzcinę pospolitą, sit rozpierschły, sit dwudzielny, wrotnicz pospolity.

Metodyka badań

Badaniami przeprowadzonymi w 2006 r. objęto wybrane fragmenty pokrywy glebowej składowiska odpadów poflotacyjnych „Konrad” nr 1 w Iwinach. Próbkę do analiz pobrano w siedmiu wytypowanych punktach, z jednej lub dwóch głębokości. Było to zależne od faktu, czy odsłonięty materiał był jednorodny, czy też w warstwie powierzchniowej obserwowano zmiany jego cech morfologicznych. W pobranych próbkach o naruszonej strukturze analizowano m.in.:

- skład granulometryczny metodą Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego,
- kwasowość aktualną i potencjalną (pH w H₂O i 1 mol KCl),
- przewodnictwo właściwe (zasolenie) konduktometrycznie w mieszaninie gleba:woda 1:5,
- zawartość form przyswajalnych fosforu i potasu metodą Egnera-Riehma,
- zawartość magnezu metodą Schachtschabela,
- zawartość azotu metodą Kiejdahla i węgla całkowitego metodą spektrometryczną,
- zawartość węglanu wapnia metodą Scheiblera,
- całkowitą zawartość metali ciężkich: Cu, Pb, Zn, Ni i Cd (metodą AAS).

Wyniki badań

Skład granulometryczny badanych utworów był mało zróżnicowany. Badania próbek osadów poflotacyjnych wykazały, że jest to materiał dobrze rozdrobiony i reprezentuje utwór drobnoziarnisty w większości poniżej 0,02 mm (tab. 1). Wszystkie przebadane próbki, pochodzące z powierzchni składowiska miały skład iłowy. Utwory te zawierały średnio 81,7% części ilastych, w tym 28,2% stanowił ił koloidalny. Zawartość części pylastych wynosiła 17,2%. Utwory te zawierały bardzo mało frakcji piasku (1,1%) i były całkowicie pozbawione frakcji szkieletowych (tab. 1). Analizowane osady poflotacyjne według grup granulometrycznych sklasyfikowano jako ily właściwe i ily pylaste.

Tab. 1. Średni skład granulometryczny odpadów flotacyjnych składowiska „Konrad” nr 1

Składowisko „Konrad” nr 1	Klasa ziarnowa (udział w %)			
	1,0-0,1 mm	0,1-0,02 mm	0,02-0,002 mm	< 0,002 mm
	1,1	17,2	53,5	28,2

Odczyn: Wszystkie analizowane próbki glebowe charakteryzowały się odczynem zasadowym (tab. 2). Wartości pH mierzonego w 1M KCl wahały się od 7,7 do 8,1. Wartości pH zmierzone w wodzie destylowanej (kwasowość aktualna) były zbliżone do zmierzonych w KCl co jest typowe dla utworów zawierających znaczne ilości węgla wapnia. Nie stwierdzono znaczących różnic w odczynie poziomów powierzchniowych i podpowierzchniowych. Silnie zasadowy odczyn analizowanych utworów może ograniczać przyswajalność niektórych składników pokarmowych, a ponadto może wpływać na wzrost toksyczności miedzi.

Zasolenie badanych utworów wykazywało dość istotne zróżnicowanie. Mieściło się ono w granicach od 1512 do 3760 mg·kg⁻¹ (tab. 2). Najwyższe wartości przewodnictwa właściwego (280-720 μS·cm⁻¹) zaobserwowano w poziomach powierzchniowych. Są to wartości dość wysokie, pozwalające zakwalifikować badane utwory do gleb średnio zasolonych, w stosunku do których plony wielu roślin mogą zostać ograniczone.

Zawartość węgla wapnia: Przebadane gleby cechowała wysoka zawartość węgla wapnia (tab. 2). Wartości te wahały się w granicach od 11,7 do 29,8%. Najwyższą zawartość węgla wapnia stwierdzono w ile właściwym na głębokości 0-20 cm. Wysoka zawartość węgla wapnia związana jest z charakterem złoża miedzionośnego, które w ok. 95% profilu stanowiły margle i dolomity.

Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu: Ponad połowę przebadanych prób glebowych charakteryzował całkowity brak przyswajalnego fosforu. Ilość przyswajalnych form fosforu we wszystkich poziomach badanych utworów była bardzo niska, nie przekraczając wartości $0,2 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (tab. 3). Zawartość przyswajalnego potasu w osadach poflotacyjnych kształtowała się w granicach od $10,7 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ do $32,0 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (tab. 3) i była na średnim poziomie (wg wyceny IUNG). Zawartość magnezu we wszystkich badanych próbach była bardzo wysoka. Najniższa obserwowana zawartość magnezu wynosiła $24,0 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ natomiast najwyższa $37,5 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (tab. 3).

Zawartość węgla i azotu ogólnego: Zawartość węgla całkowitego w osadach była zróżnicowana w układzie pionowym, zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości. Jego ilość zdeterminowana jest wysoką zawartością węglanu wapnia w badanych utworach. Udział węgla organicznego w puli węgla całkowitego jest niewielki. Analizowane utwory zawierały od 0,004% do 0,024% azotu (tab. 3). We wszystkich przypadkach zawartość azotu była więc bardzo niska, co pośrednio świadczy o niskiej zawartości próchnicy.

Tab. 2. Wybrane właściwości chemiczne badanych gleb – część I

Profil	Głębokość próby (cm)	Zasolenie ¹	Zasolenie ²	CaCO ₃	pH	
		$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	%	H ₂ O	KCl
1	0-20	280	1512	29,8	8,2	8,1
1	20-30	300	1620	21,8	8,1	7,8
2	0-20	390	2100	12,4	7,9	7,8
3	0-20	630	3240	16,3	7,7	7,6
3	20-30	450	2300	22,5	7,9	7,8
4	0-20	720	3760	12,6	7,8	8,0
5	0-20	390	1850	11,7	7,9	7,7

¹przewodność właściwa roztworu 1:5 (gleba:woda) ²TDS – ang. Total Dissolved Salts

Całkowite formy metali ciężkich: Na obszarze badanego składowiska odpadów poflotacyjnych nie stwierdzono zanieczyszczenia cynkiem, niklem i kadmem, odnosząc wyniki do rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. nr 165, poz. 1359). Zanieczyszczenie ołowiem stwierdzono we wszystkich pobranych próbach. Dopuszczalny poziom ołowiu wynoszący dla gleb grupy B $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ był przekraczany 3-4-krotnie (tab. 4). Badane utwory były we wszystkich przypadkach silnie zanieczyszczone miedzią. W poziomach powierzchniowych, zawartość miedzi mieściła się w granicach od $829,7$ do $1878,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a w po-

ziomie 20-30 cm profilu nr 3 osiągała nawet wartość 3128,5 mg·kg⁻¹. Dopuszczalna wg MŚ zawartość miedzi była zatem przekraczana od 8 do 31 razy. Obserwowana na obszarze składowiska zawartość miedzi może powodować toksyczne oddziaływania tego pierwiastka na rośliny.

Tab. 3. Wybrane właściwości chemiczne badanych gleb – część II

Profil	Głębokość próby	C	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Mg
		%	%	mg·100g ⁻¹		
1	0-20	6,2	0,011	0,2	18,2	24
1	20-30	5,7	0,004	0,1	22,4	31,5
2	0-20	6,6	0,024	0,1	24,7	37,5
3	0-20	4,3	0,013	0,2	32	34,4
3	20-30	1,8	0,008	0	20,7	28
4	0-20	5,5	0,017	0	10,7	28,6
5	0-20	4,3	0,005	0	19,2	26

Tab. 4. Zawartość całkowitych form metali ciężkich w badanych glebach

Profil	Głębokość próby	Cu	Pb	Zn	Ni	Cd
		mg·kg ⁻¹				
1	0-20	1170,5	320,6	60,6	18,2	0,4
1	20-30	924	315,7	53,5	23,4	0,4
2	0-20	1120	435,9	57,4	20,9	0,3
3	0-20	1878,5	270,7	72,3	21	0,3
3	20-30	3128,5	317,5	64,3	20,7	0,3
4	0-20	829,7	298,1	51,2	22,1	0,3
5	0-20	915,5	380,6	61,2	17,9	0,2

Wnioski

Przeprowadzone badania osadów poflotacyjnych, obejmujące fragmenty powierzchniowej pokrywy składowiska „Konrad” nr 1 w Iwinach, pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Osady poflotacyjne charakteryzowały się mało zróżnicowanym, ciężkim składem granulometrycznym. Zostały one sklasyfikowane jako ły właściwe i ły pylaste. Twory te w większości przypadków nie zawierały frakcji piasku i były całkowicie pozbawione frakcji szkieletowych.

2. Badane utwory były zasobne w przyswajalny magnez i średnio zasobne w przyswajalny potas. Jednocześnie cechowała je bardzo niska zawartość przyswajalnego fosforu.
3. Osady poflotacyjne charakteryzował silnie zasadowy odczyn i wysoka zawartość węglanu wapnia. Fakt ten może w znacznym stopniu ograniczać przyswajalność niektórych składników pokarmowych dla roślin, a dodatkowo może wpływać na wzrost toksyczności niektórych pierwiastków śladowych.
4. Badane utwory cechowała wysoka zawartość miedzi sięgającą nawet ponad 3 tys. mg·kg⁻¹. Przeprowadzone analizy wykazały również obecność pozostałych pierwiastków śladowych tj. Zn, Ni, Pb i Cd. Zawartości tych pierwiastków, za wyjątkiem ołowiu, pozostawały na poziomie, przy którym nie są one toksyczne dla roślin.

Literatura

1. MIZERA A.: *Rekultywacja i zagospodarowanie zbiornika nr 1 w Z.G. Konrad. ZBiPM „Cuprum”*. Wrocław 1983
2. PAŹDZIORA J.: *Monografia Zakładów Górniczych „Konrad”*. Iwiny 1999
3. SZERSZEŃ L., CHODAK T.: *Wpływ przemysłu miedziowego na środowisko rolnicze. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 418 - część I. Warszawa 1995

SELECTED PROPERTIES OF AFTER-FLOTATION WASTES FROM “KONRAD” No 1 RESERVOIR IN IWINY WITH REGARD TO THEIR UTILITY FOR BIOLOGICAL RECLAMATION

Key words: after-flotation wastes, chemical and physical-chemical properties, reclamation

S u m m a r y

The reclamation of dumping sites of wastes after floatation of copper ores is a very difficult undertaking. The after-flotation wastes are disadvantageous ground for vegetation of the majority of plants, which is attested by the lack of plant settling on these objects – even tens years after their excluding from exploitation. The selected physical, chemical and physico-chemical properties of after-flotation wastes, that were settled in the reservoir Konrad No. 1 – adherent to the inoperative KONRAD Miner Institution in Iwiny – were introduced in the paper. On the basis of the research a trial of evaluation of the analysed wastes' susceptibility to reclamation was undertaken.

Publikacja finansowana z projektu pt. „Drugi program stypendialny dla doktorantów Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu”. Projekt współfinansowany przez Unię Europejską z Europejskiego Funduszu Społecznego oraz budżet państwa w ramach Zintegrowanego Programu Operacyjnego Rozwoju Regionalnego. Środki Europejskiego Funduszu Społecznego stanowią 75% wartości projektu, natomiast środki budżetu państwa wynoszą 25%.

MAGDALENA GAWRON *

**WYKORZYSTANIE OSADÓW ŚCIEKOWYCH
DO REKULTYWACJI TERENÓW ZDEGRADOWANYCH
NA TLE USTALEŃ PLANISTYCZNYCH
I UWARUNKOWAŃ PRAWNYCH**

Słowa kluczowe: osady ściekowe, rekultywacja, tereny zdegradowane

Streszczenie

Osady ściekowe wykazują dużą wartość glebotwórczą i nawozową. Analizując właściwości osadów ściekowych należy mieć na uwadze ich ostateczne zagospodarowanie. Duże obciążenie osadów metalami ciężkimi i skażeniami biologicznymi stawia obecnie zasadniczą barierę w ich rolniczym wykorzystaniu. W pracy przedstawiono plusy i minusy stosowania osadów ściekowych w rekultywacji gruntów zdegradowanych i zdewastowanych, wynikające zarówno z obowiązujących uwarunkowań prawnych, ale także właściwości i charakteru osadów ściekowych wytwarzanych w Polsce.

Wstęp

W zależności od rodzaju oczyszczanych ścieków wyodrębnia się osady z oczyszczalni ścieków komunalnych, a także przemysłowych. Szacuje się, że objętość powstających osadów ściekowych stanowi około 2% oczyszczanych ścieków i zawiera ponad połowę ładunku zanieczyszczeń dopływających wraz ze ściekami do oczyszczalni [KPGO 2003]. Komunalne osady ściekowe są produktem ubocznym oczyszczania ścieków komunalnych. Nie są one, wbrew sugestii płynącej z nazwy, odpadami komunalnymi. Są odpadami innymi niż komunalne, z tym że ich nazwa uzasadniona jest tym, że pierwotnym źródłem osadów są ścieki komunalne lub ścieki o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych. Skład komunalnych osadów ściekowych jest zmienny i zależy przede wszystkim od rodzaju oczyszczanych ścieków, sposobu ich oczyszczania oraz technologii ich przeróbki. Rodzaj doprowadzanych ścieków, a także ich charakter ma decydujący wpływ na jakość powstających osadów i dalszy

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

sposób ich zagospodarowania. Właściwe zagospodarowanie osadów ściekowych należy uznać za integralną część procesu oczyszczania ścieków.

W Polsce zgodnie z danymi GUS [2006] ilość wytworzonych osadów ściekowych w 2005 roku przekroczyła 1,1 mln ton suchej masy. W tym komunalne oczyszczalnie ścieków wytwarzały ponad 486 tys. ton suchej masy osadów – jest to wartość o 26% większa w stosunku do roku 2000. Odzwierciedla to doskonale wzrost ilości oczyszczalni ścieków komunalnych, który nastąpił w tym okresie. Jednocześnie wytworzono 638 tys. ton osadów przemysłowych. Prognozuje się, że w najbliższych latach w Polsce będzie następował systematyczny wzrost ilości osadów ściekowych. Według tych prognoz, w 2015 roku przewidywany jest dwukrotny przyrost masy osadu w stosunku do roku 2000. Porównując prognozowaną ilość osadów ściekowych z ilością wytworzoną w 2000 roku należy stwierdzić, że w roku 2015 nastąpi wzrost ogólnej ilości osadów wymagających zagospodarowania o około 62% [KPOŚK 2003]. Duże obciążenie osadów ściekowych metalami ciężkimi i skażeniami biologicznymi stanowi zasadniczą barierę w ich rolniczym wykorzystaniu. Zaobserwować można również tendencje do zaostrzania przepisów prawnych, określających górne granice ilości wnoszonych zanieczyszczeń do środowiska oraz naciski ze strony opinii społecznej. Począwszy od projektów całkowitego zakazu rolniczego wykorzystania odpadów na przykładzie Szwajcarii, do znacznego ograniczenia ich stosowania; m.in. w Niemczech, Austrii czy Szwecji, próbuje się minimalizować szkodliwe oddziaływanie odpadów na środowisko poprzez zmniejszenie spektrum ich przyrodniczego wykorzystania. Należy podejmować jednak realizację programów przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych poza rolnictwem, na gruntach wymagających rekultywacji i porekultuacyjnego zagospodarowania, w stosunku do których przepisy prawne są łagodniejsze. Z jednej strony takie wykorzystanie osadów ściekowych może przyczynić się do efektywnej rekultywacji terenów zdegradowanych i zdewastowanych. Z drugiej strony może stanowić jeden z najtańszych i najprostszych sposobów ich skutecznego wykorzystania, nie wpływając niekorzystnie na środowisko naturalne.

Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych

Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych oznacza zarówno zagospodarowanie osadów do celów rolniczych, jak również nierolniczych – do których zaliczyć należy wykorzystanie osadów do rekultywacji terenów zdegradowanych. Bogate spektrum przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych jest właściwe z gospodarczego i ekologicznego punktu widzenia. Pozwala ono m.in.

na właściwe wykorzystanie nawozowych i glebotwórczych właściwości osadów ściekowych.

Biorąc pod uwagę działania prowadzone w krajach UE, jak i coraz szersze wykorzystanie osadów ściekowych w Polsce, pod pojęciem przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych można wyróżnić m. in.:

- rolnicze użytkowanie,
- nawozowe wykorzystanie,
- rekultywację terenów zdegradowanych i zdewastowanych,
- roślinne utrwalanie powierzchni narażonych na procesy erozyjne,
- melioracyjne użyźnianie gleb mało urodzajnych,
- produkcję kompostu roślinnego lub osadowego dla wyżej wymienionych celów.

Zgodnie z analizą przedstawioną w Krajowym Programie Oczyszczania Ścieków Komunalnych [KPOŚK 2003] do sposobów zagospodarowania osadów ściekowych pochodzących z ankietowanych na potrzeby programu oczyszczalni ścieków zaliczono:

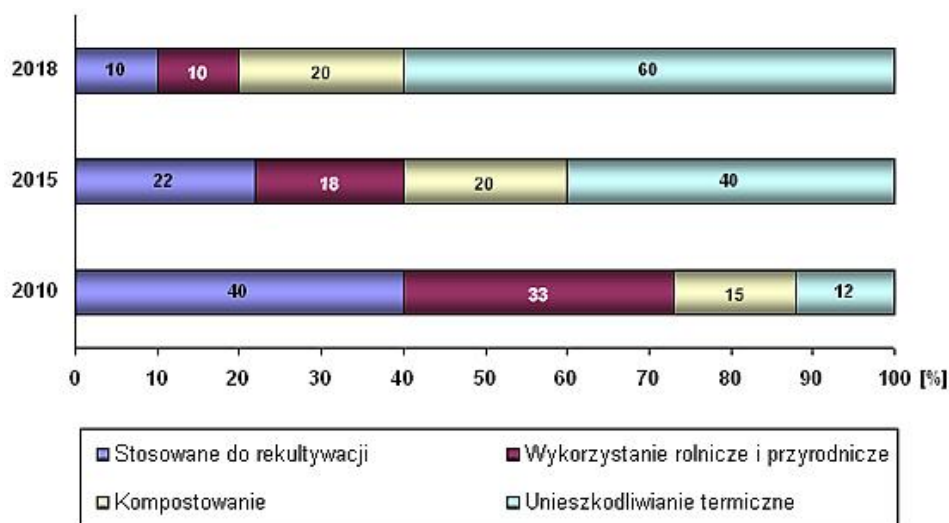
- nawożenie gleb w rolnictwie,
- rekultywację terenów przemysłowych, składowisk odpadów, kształtowanie terenów krajobrazu miejskiego oraz terenów oczyszczalni,
- produkcję mieszanek osadowych, kompostu i roślin (wierzba, trzcina, trawy, słoma itp.),
- składowanie na składowiskach odpadów komunalnych,
- magazynowanie na terenie oczyszczalni, w tym w stawach i lagunach,
- wywóz do innej oczyszczalni oraz spalanie.

Zasady i warunki przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych w Polsce określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. Nr 134, poz. 1140]. W myśl ww. rozporządzenia osady powstające w komunalnych oczyszczalniach ścieków mogą być wykorzystywane gospodarczo, m.in. do rekultywacji gruntów na cele rolne i na cele nierolne. Rozporządzenie dodatkowo precyzuje warunki jakie muszą być spełnione przy wykorzystaniu osadów ściekowych, dawki osadów ściekowych, które można stosować na gruntach oraz zakres, częstotliwość i metody referencyjne badań komunalnych osadów ściekowych i gruntów, na których miałyby być stosowane.

W Krajowym Planie Gospodarki Odpadami [KPGO 2003] preferowanym kierunkiem postępowania w celu zagospodarowania osadów ściekowych jest kompostowanie, często z dodatkiem innych odpadów, ziemi lub roślin, które przyczyniają się do modyfikacji składu chemicznego osadów. Powinno ono poprzedzać wykorzystanie osadów ściekowych do rekultywacji składowisk i terenów poprzemysłowych o wysokim stopniu zanieczyszczenia oraz konser-

wacji miejskich terenów zielonych. Założono, że kierunek przygotowujący osady do rekultywacji, powinien być preferowany w oczyszczalniach posiadających powiązania z zakładami kompostowania odpadów komunalnych i z zakładami wytwarzającymi znaczne ilości odpadów organicznych (zakłady wytwarzające korę, trociny).

Przewidziano także, że w związku z wdrożeniem dyrektywy osadowej w Polsce, stworzone będą warunki do przejścia kontroli nad obrotem komunalnymi osadami ściekowymi oraz nastąpi dalsze rozpoznanie zawartości zanieczyszczeń organicznych w osadach. Stąd też założono, że do roku 2014 [KPGO 2003] bezpośrednie wykorzystanie osadów komunalnych w rolnictwie zmaleje do 12% ich wytworzonej masy, wykorzystywanych w rekultywacji będzie natomiast 14% osadów. Z danych tych wynika, że do nawożenia i użyźniania gruntów w 2014 roku używanych będzie 26% osadów bez kompostowania oraz 20% osadów po procesie kompostowania, co daje 46% osadów przyrodniczo wykorzystywanych. Biorąc pod uwagę zagadnienia techniczne i inwestycyjne w perspektywie 2010 r. w gospodarce osadami dominować będą raczej metody stosowane dotychczas na szeroką skalę (rekultywacja, wykorzystanie rolnicze i przyrodnicze). Nowa strategia zawarta w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami 2010 przewiduje do 2018 r. stałe zmniejszanie ilości osadów wprowadzanych bezpośrednio do gruntu na korzyść osadów przekształcanych termicznie (rys. 1).



Rys. 1. Strategia w gospodarce osadami ściekowymi wg założeń aktualizacji KPGO [KPGO 2006, 2010]

Osady ściekowe w rekultywacji terenów zdegradowanych

Rekultywacja gruntów polega na nadaniu lub przywróceniu zdegradowanym i zdewastowanym gruntom rolnym, leśnym lub gruntom bezglebowym wartości użytkowych lub przyrodniczych. Wykorzystanie osadów ściekowych w tym procesie może przyczynić się do poprawienia fizycznych, chemicznych i fizykochemicznych właściwości tych obszarów oraz do odtworzenia pokrywy glebowej i roślinnej.

Ekologiczno-użytkowa (agroekologiczna) wartość gleby ukształtowanej z zastosowaniem osadów ściekowych zależy od [Siuta 1998]:

- glebotwórczych właściwości (zwięzłości, chemizmu) rekultywowanego gruntu,
- ilości i jakości zastosowanego osadu ściekowego na jednostkę powierzchni – głównie masy organicznej i składników nawozowych,
- zawartości w osadzie toksycznych metali ciężkich i chorobotwórczych organizmów,
- poprawności wykonania prac rekultywacyjnych.

Osady ściekowe wykorzystywane w procesie rekultywacji gruntów powinny:

- spełniać normy na zawartość metali ciężkich (Pb, Cd, Hg, Ni, Zn, Cu, Cr), obecność bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella* oraz pasożytów jelitowych *Ascaris* sp., *Trichuris* sp., *Toxocara* sp.,
- być ustabilizowane i przejść proces higienizacji,
- być odwodnione do stopnia, który umożliwi przyjętą metodę transportu i rozprowadzania,
- być wprowadzane do gruntu tylko poprzez metodę wstrzykiwania lub metodę natryskiwania, w tym hydroobsiewu – gdy występują w postaci płynnej,
- być rozprowadzone równomiernie na powierzchni gruntu i niezwłocznie z nim wymieszane gdy występują w postaci mazistej lub ziemistej,
- być w stanie, który utrudni przemieszczanie się szkodliwych substancji w nich zawartych do wprowadzanego gruntu,
- być stosowane w odpowiednich dawkach, zależnych od przyjętego sposobu rekultywacji.

Podjęcie decyzji o zastosowaniu osadów ściekowych do rekultywacji terenów zdegradowanych i zdewastowanych wymaga przeprowadzenia analizy szeregu uwarunkowań determinujących ten wybór. Do najważniejszych z nich należą:

- opracowywanie szczegółowej koncepcji zagospodarowywania osadów ściekowych dostosowanej do charakteru rekultywowanego obszaru, określenie odpowiedniej dawki, postaci i sposobu dostarczania i rozprowadzania osa-

dów ściekowych na przyjętym obszarze, zgodnych z obowiązującymi wytycznymi prawnymi,

- analiza właściwości fizycznych, chemicznych, mikrobiologicznych i parazytologicznych osadów ściekowych wykorzystywanych w przyjętym sposobie zagospodarowania,
- analiza ekonomiczna i oddziaływania na środowisko oraz analiza akceptacji społecznej dla przyjętego sposobu zagospodarowania osadów ściekowych.

Według danych GUS [2006], w 2005 roku do rekultywacji terenów wykorzystano 24,8% osadów ściekowych pochodzących z komunalnych oczyszczalni ścieków i 32,0% osadów ściekowych pochodzących z oczyszczalni przemysłowych. Należy zwrócić uwagę, że od kilkunastu lat osady ściekowe stosowane są do rekultywacji składowisk odpadów. Wzrasta procent osadów ściekowych wykorzystywanych do rekultywacji nieużytków, niwelacji terenów, rekultywacji składowisk przemysłowych czy hałd. Poza sposobem rozprowadzania warstwy osadów odwodnionych na powierzchni rekultywowanego gruntu w coraz większym zakresie stosowana jest metoda hydroobsiewu. Polega ona na wysokodynamicznym nanoszeniu kompozycji siewnych, środków użyźniających oraz substancji antyerozyjnych na terenach jałowych lub zdegradowanych. Metodę hydroobsiewu stosuje się m.in. przy zadrzewianiu skarp obwodnic, autostrad oraz składowisk odpadów poprzemysłowych [Siuta 1998].

Rozwiązanie problemu właściwego zagospodarowania osadów ściekowych jest tak samo istotne, jak efektywne i zgodne z prawem rozwiązanie problemu oczyszczania ścieków. Wykorzystanie osadów ściekowych do rekultywacji terenów zdegradowanych i zdewastowanych może stanowić jedną ze skuteczniejszych i gospodarczo uzasadnionych metod rozwiązania tego problemu.

Literatura

1. GŁÓWNY URZĄD STATYSTYCZNY. *Ochrona Środowiska 2006*. Warszawa 2006
2. KRAJOWY PLAN GOSPODARKI ODPADAMI. *Uchwała Rady Ministrów nr 219 z dnia 29 października 2002 r. w sprawie krajowego planu gospodarki odpadami*. M.P.03.11.159 z dnia 28 lutego 2003 r.
3. KRAJOWY PLAN GOSPODARKI ODPADAMI 2010. *Załącznik do uchwały nr 233 Rady Ministrów z dnia 29 grudnia 2006 r.*
4. KRAJOWY PROGRAM OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH. Ministerstwo Środowiska 2003
5. ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Dz.U. Nr 134, poz. 1140

6. SIUTA J.: *Warunki i sposoby przyrodniczego użytkowania osadów ściekowych*. Materiały Międzynarodowego Seminarium Szkoleniowego pt. Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów. Kraków 1998

**SEWAGE SLUDGE UTILISATION FOR RECLAMATION
OF DEGRADED AREAS AGAINST A BACKGROUND
OF THE RESEARCH CARRIED OUT
AND LEGAL CONDITIONS**

Key words: sewage sludge, reclamation, degraded areas

S u m m a r y

Sewage sludge show large value for soil forming and fertilisation. Analysing the sewage sludge proprieties, one should take into consideration its final farm implementation. A large content of heavy metals and biological contamination in sewage sludge is at present a major barrier for their agricultural utilisation. The pluses and minuses of its application for the reclamation of degraded and devastated soils as a consequence of both the valid legal conditions as well as the properties and character of sewage sludge produced in Poland are presented in the paper.

Publikacja finansowana z projektu pt. „Drugi program stypendialny dla doktorantów Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu”. Projekt współfinansowany przez Unię Europejską z Europejskiego Funduszu Społecznego oraz budżet państwa w ramach Zintegrowanego Programu Operacyjnego Rozwoju Regionalnego. Środki Europejskiego Funduszu Społecznego stanowią 75% wartości projektu, natomiast środki budżetu państwa wynoszą 25%.

MIROSLAWA GILEWSKA, KRZYSZTOF OTREMBIA*

JAKOŚĆ BIOMASY UZYSKANEJ NA GLEBIE ROZWIJAJĄCEJ SIĘ Z GRUNTÓW POGÓRNICZYCH

Słowa kluczowe: nasiona rzepaku ozimego, ziarniaki pszenicy ozimej, kwasy tłuszczowe, glukozytolany, wartość wypiekowa, wartość przemiałowa

Streszczenie

Badania dotyczyły wpływu dwu kombinacji 0 NPK i 1 NPK na wybrane parametry jakościowe nasion rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej. Badania wykazały, że nawożenie mineralne wpływa na wielkość i jakość plonów obu gatunków roślin. Wyższe plony i lepszą ich jakość uzyskano na kombinacji z nawożeniem mineralnym. Ziarniaki pszenicy ozimej nie spełniały wymogów ziarna technologicznego.

Wstęp

W koncepcji rekultywacji biologicznej, opracowanej pod kierunkiem Bendera [Bender 1995], za najważniejszy czynnik glebotwórczy uznawany jest człowiek. On kreuje, poprzez system gospodarki skałami nadkładu, właściwości skały macierzystej (gruntu pogórniczego) i właściwości gleby, rozwijającej się z tego materiału macierzystego w procesie rekultywacji. Od jego ingerencji, poprzez odpowiednio dobrane i zastosowane zabiegi rekultywacyjne, w układ skała-roślina zależą: tempo procesu glebotwórczego i produktywność tworzącej się gleby. W dotychczasowych rozważaniach zwracano uwagę przede wszystkim na właściwości gruntów i rozwijających się z nich gleb, a także wielkość uzyskiwanych plonów [Bender 1995; Gilewska 1991; Gilewska; Otremba 2004]. Niniejsza praca dotyczy jakości tych plonów.

Material i metody

Ocenie poddano nasiona rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej pochodzące z pola doświadczalnego Katedry Gleboznawstwa i Rekultywacji

* Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji; Zakład Rekultywacji w Koninie

Akademii Rolniczej w Poznaniu, zlokalizowanego na terenach pogórnicych Kopalni Węgla brunatnego „Konin”. Na polu doświadczalnym, od 1978 roku prowadzone są statyczne doświadczenia polowe nad systemami użytkowania, uprawą i nawożeniem mineralnym gruntów pogórnicych i gleb rozwijających się z tego swoistego materiału macierzystego. Materiał, pobrany do badań, reprezentuje dwie kombinacje: 0 NPK – bez nawożenia mineralnego i 1 NPK – nawożenie mineralne oparte na prawie zwrotu.

Analizie poddano wielkość uzyskiwanych plonów w przeliczeniu na jednostkę zbożową, masę tysiąca nasion oraz jakość nasion rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej. Nasiona rzepaku reprezentujące kombinacje 0 NPK zebrane zostały ręcznie. W nasionach rzepaku określono: zawartość i skład kwasów tłuszczowych oraz zawartość i skład glukozyolanów. W analizie jakości ziarna pszenicy ozimej wykorzystano dane, dotyczące podstawowych parametrów jakościowych ziarniaków, mąki i chleba zawarte w pracy Ceglińska, Stankowski, Gilewska, Ekiel [2006].

Wyniki badań

Rzepak ozimy i pszenica ozima są podstawą rzepakowo-zbożowego systemu użytkowania gruntów pogórnicych i gleb rozwijających się z tego materiału macierzystego. Wyeliminowanie nawożenia mineralnego, zwanego w terminologii rekultywacyjnej naprawą chemizmu i uznawanego w koncepcji gatunków docelowych Bendera za podstawowy zabieg rekultywacyjny, wpływa negatywnie na plonowanie uprawianych roślin, a w szczególności rzepaku ozimego (tab. 1). Niedobór składników pokarmowych powoduje, że na powierzchniach objętych uprawą rzepaku przeżywają jedynie pojedyncze rośliny i z punktu widzenia zbioru mechanicznego jest to plon zerowy. Znacznie lepiej w tych warunkach, jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 1, przebiega wegetacja pszenicy ozimej. Ziarniaki są jednak drobne, słabo wykształcone. Masa tysiąca ziarniaków jest niższa od wartości uznawanej za średnią dla tego gatunku (40 g).

Wprowadzenie składników pokarmowych w formie nawożenia mineralnego (kombinacja 1 NPK) powoduje znaczący wzrost plonowania obu gatunków roślin. Plony pszenicy są jednak wyższe w stosunku do plonów rzepaku, o około 60%. Główną przyczyną niższych plonów rzepaku jest przede wszystkim niedobór wody. Rzepak, w porównaniu z pszenicą ozimą, ma znacznie wyższe nie tylko wymagania pokarmowe, lecz także wodne. Dodać należy, że z wielkością plonów uprawianych roślin związana jest ilość substancji organicznej trafiającej do gleby w formie słomy i resztek poźniwnych. Jest ona głównym źród-

dłem dla powstawania związków próchnicznych, a także dodatkowym źródłem składników pokarmowych dla roślin.

Podstawową rolę w kształtowaniu jakości biomasy – ziarna, nasion odgrywają uwarunkowania genetyczne. Z czynników agrotechnicznych znaczący wpływ na parametry jakościowe wywiera nawożenie mineralne. Z danych zamieszczonych w tabeli 2, dotyczących ilości i składu kwasów tłuszczowych w nasionach rzepaku wynika, że nawożenie mineralne wpłynęło przede wszystkim na ilość tych kwasów, a nieznacznie zmodyfikowało ich skład. W nasionach rzepaku uprawianego na kombinacji 0 NPK pojawił się kwas erukowy, uznawany za niebezpieczny w żywieniu człowieka i zwierząt. Jego ilość jest jednak bardzo niska – 1% i niższa od normy przyjętej dla rzepaku dwuzerowego uprawianego na cele jadalne.

Do związków antyżywniowych, ograniczających głównie przydatność sruoty rzepakowej jako paszy dla zwierząt, zaliczane są glukozylany – pochodne aminokwasów białkowych. Ich wspólną cechą jest obecność w nich glukozy i siarki, indywidualną budowa aglikonu, która decyduje o właściwościach tych związków. Glukozynolany należą do związków nietrwałych i produkty ich rozkładu mają różny stopień szkodliwości. Za niebezpieczne uznawane są glukozynolany alkenowe, a wśród nich progoitryna [Muśnicki 1999]. Nieco tylko większą zawartością tych związków cechują się nasiona rzepaku pozyskanego z kombinacji 0 NPK.

Produkty hydrolizy glukozynolanów, z uwagi na właściwości fungistatyczne należą natomiast do związków pożądaných w glebie. Majchrzak i in. [2001] podają, że hamują one rozwój grzybów patogenicznych, korzystnie wpływają na środowisko glebowe i w rezultacie poprawiają zdrowotność roślin następczych. Ten wpływ zauważono także w naszych badaniach. Uprawa rzepaku ogranicza występowanie chorób podsuszkowych u zbóż. Rzepak, z uwagi na właściwości fitosanitarne, a także fitomelioracyjne, stanowi ważny człon płodozmianu rekultywacyjnego opartego na przemiennej uprawie rzepaku i zbóż ozimych.

Nawożenie mineralne w wyraźny sposób wpływa na parametry jakościowe ziarniaków pszenicy, a także otrzymywanej z nich mąki i chleba (tab. 4). Najniższe wskaźniki dotyczące cech fizycznych ziarniaków – masa tysiąca ziaren i gęstość ziarna uzyskano dla kombinacji bez nawożenia – 0 NPK. Niska jest wartość przemiałowa, mierzona wyciągiem z mąki i cechy jakościowe mąki – zawartość białka, liczba opadania i wskaźnik sedymentacji. Te parametry wpływają na wartość wypiekową mąki. Jest ona niska. Niską wartość wypiekową mąki potwierdza objętość chleba, która jest bezpośrednim odzwierciedleniem wartości wypiekowej. Najmniejsza, graniczna wartość tego parametru, przyjęta dla pszenic chlebowych winna być większa od 540 cm³ [Budzyński i Szempliński 1999]. W naszych badaniach ta wartość wynosi 304 cm³.

Tab. 1. Plony rzepaku i pszenicy na glebie rozwijającej się z gruntów pogórnicznych
 Table 1. Yields of Winter rape and Winter wheat on soil originating from post mining grounds

Gatunek rośliny Plant species	Kombinacja Combination	Plon w jedn. zbożowych Field in units cereals	Masa 1000 ziaren Weight of 1000 grains
Rzepak ozimy Pszenica ozima	0 NPK	0,0 8,3	4,23 27,3
Rzepak ozimy Pszenica ozima	1 NPK	20,9 35,3	4,32 4,10

Tab. 2. Zawartość i skład kwasów tłuszczowych w nasionach rzepaku (%).
 Table 2. Contents and composition of fatty acids in seeds of winter rape %

Kombinacja Combination	Zawartość kwasów tłuszczowych (%) Contents of fatty acids	Skład kwasów tłuszczowych (%) Composition of fatty acids %						
		Kwasy nasycone Saturate acids		Kwasy nienasycone Unsaturated acids				
		Palmitynowy C 16:0 Palmitic acid	Stearynowy C 18:0 Stearitic acid	Oleinowy C 18:1 Oleic acid	Linolowy C 18:2 Linoleic acid	Linolenowy C 18:3 Linolenic acid	Eikozenowy C 20:1 Eicozenic acid	Erukowy C 22:1 Erucic acid
0 NPK	38,0	4,6	1,9	62,5	20,2	8,2	1,6	1,0
1 NPK	44,8	4,6	1,9	64,2	20,1	7,7	1,5	0,0

Tab. 3. Zawartość glukozynolanów w nasionach rzepaku

Table 3. Content of glucosinolates in seeds of winter rape

Kombinacja Combination	Zawartość glukozynolanów ($\mu\text{mol g}^{-1}$) Content of glucosinolates							
	Indolowe In- doles		Alkenowe Alkenes				Suma Glukozynolanów alkenowych Sum alkenes glucosinolates	Suma Glukozynolanów Sum glucosinolates
	4-Hydroksyglukobrasycyna 4-Hydroxybrassicin	Glukobrasycyna Glukobrassicin	Progoitryna Progoitrin	Glukonapina Gluconapin	Glukobrasycanapina Glucobrassicin	Napolejferyna Napoleifericin		
0 NPK	4,6	1,9	62,5	20,2	8,2	1,6	14,0	16,8
1 NPK	4,6	1,9	64,2	20,1	7,7	1,5	12,7	16,1

Tab. 4. Wybrane parametry jakości ziarna, mąki i chleba

Table 4. Selected quality parameters of winter wheat grain flour and bread

Kombinacja Combination	Masa tys. ziaren Weight of 1000 grains (g)	Gęstość ziarna Wright Test (kg hl^{-1})	Zawartość popiołu Ash content (%)	Wartość przemiałowa Yield of flour (%)	Efektywność przemiału Milling efficiency factor	Liczba opadania Falling number (s)	Zawartość białka Protein content (%)	Wskaźnik sedymentacji Zeleny Test (cm^3)
0 NPK	27,3	76,5	1,48	72,2	123	230	7,1	13
1 NPK	41,0	81,3	1,43	75,1	163	305	7,8	23

Lepszą, lecz również niską jakością ziarna, mąki i chleba charakteryzowała się pszenica uzyskana na kombinacji 1 NPK (tab. 4). Przedstawione dane wskazują, że uzyskane ziarniaki nie spełniają wymogów ziarna technologicznego, przydatnego na cele przetwórcze. Jest to ziarno paszowe. Zwraca jednak uwagę bardzo niska zawartość białka w ziarniakach pszenicy – 7,1-7,8%. Przeciętna zawartość białka w ziarnie pszenicy jest blisko dwukrotnie większa i wynosi 13%.

Dyskusja wyników badań

Ocenie jakościowej poddana została biomasa – ziarniaki pszenicy i nasiona rzepaku uzyskane na glebie powstającej z gruntów pogórnich. Uprawa tych roślin realizowana jest w środowisku glebowym, w którym potrzeby nawozowe są znacznie wyższe od wymagań pokarmowych roślin. Część wprowadzanych w formie nawożenia mineralnego składników pokarmowych przechodzi bowiem w formy trudno dostępne. Dotyczy to szczególnie azotu i fosforu. Informują o tym Gołębiowska i Bender [1983], Gilewska [1991], Spsychalski i in. [2005]. Zasady przyjęte w agrotechnice zbóż, a także innych roślin nie zawsze są w tym przypadku właściwe. Przemiany energetyczne ukierunkowane są nie tylko na produkcję gospodarczo użytecznej biomasy, lecz także na rozwój gleby. Warunkiem uzyskania, w procesie rekultywacji gruntów pogórnich, ziarniaków pszenicy o korzystnych cechach jakościowych, przydatnych do dalszego przetwórstwa i spożytkowania, jak podają Bender, Olejnik [1983] jest nawożenie azotowe w wysokości $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. To uwaga dotyczy także uprawy rzepaku, aczkolwiek wpływ nawożenia na jakość nasion rzepaku był mniejszy, decydował przede wszystkim o plonie tłuszczu. W naszych badaniach nawożenie azotowe było niższe i wynosiło $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ w uprawie pszenicy i $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Wnioski

- 1) Plony roślin uzyskiwane na glebach rozwijających się z gruntów pogórnich uzależnione są od nawożenia mineralnego. Przy wyeliminowaniu tego podstawowego czynnika agrotechnicznego i rekultywacyjnego uprawa rzepaku nawet po 30 latach jest niemożliwa. Ziarniaki pszenicy uzyskane w tych warunkach są małe, zniekształcone.
- 2) Nawożenie mineralne wywiera nieznaczny wpływ na jakość nasion rzepaku. Odgrywa natomiast ważną rolę w kształtowaniu jakości ziarniaków pszenicy, jakości mąki i chleba. Stosowane zgodnie z zasadami agrotechniki przyjętej

dla gleb uprawnych, wydaje się być zbyt niskie w świetle przeprowadzonych badań.

- 3) W nasionach rzepaku znajdują się glukozynolany indolowe i alkenowe, uznawane za związki antyżywniowe. Ich ilość jest niska. Glukozynolany mają zdolności fungistatyczne i obecność tych związków w roślinach rzepaku korzystnie wpływa na stan fitosanitarny środowiska glebowego i zdrowotność roślin następczych.

Literatura

1. BENDER J.: *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Z. 418:76-85, 1995
2. BENDER J., OLEJNIK D.: *Kształtowanie się wyróżników jakościowych ziarna żyta i pszenicy ozimej uprawianych na gruntach pogórnich w procesie rolniczej rekultywacji*. Arch. Ochr. Środ. Z. 1-2:77-94, 1983
3. BUDZYŃSKI W., SZEMPLIŃSKI W.: *Rośliny zbożowe* (red) Jasińska Z., Kotecki A. Szczegółowa uprawa roślin. Wydawnictwo AR Wrocław 1999
4. CEGLIŃSKA A., STANKOWSKI S., GILEWSKA M., EKIEL A.: *Technological value of wheat cultivated on the soil developing from post-mine grounds*. Fragmen, Agronom, 11: 447-448, 2006
5. GILEWSKA M.: *Rekultywacja gruntów pogórnich na przykładzie KWB „Konin”*. Roczn. AR w Poznaniu Z. 211:59, Poznań 1991
6. GILEWSKA M., OTREMB A.: *Właściwości gleb uformowanych z gruntu pogórnich*. Roczn. Glebozn. TLV Nr 2,:111-121, Warszawa 2004
7. GOŁĘBIEWSKA J., BENDER J.: *Czynniki warunkujące powstanie poziomu próchnicznego w procesie rekultywacji zwałowisk*. Arch. Ochr. Środ. 1-2:65-75, 1983
8. MAJCHRZAK B., WACHOWSKA U., CHODOROWSKI B.: *Wpływ mieszaniny glukozynolanów na wzrost koloni grzybów w warunkach in vitro*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. 478:249-255, 2001
9. MUŚNICKI CZ.: *Rośliny oleiste*. (red.) Jasińska Z., Kotecki A. Szczegółowa uprawa roślin. Wydawnictwo AR Wrocław 1999
10. SPYCHAŁSKI W., MOCEK A., GILEWSKA M.: *Zawartość form fosforu w glebach wytworzonych z gruntów pogórnich* (red) Gworek B. Obieg pierwiastków w przyrodzie. Inst. Ochr. Środ.:120-126, Warszawa 2005

QUALITATIVE PARAMETERS OF BIOMASS PRODUCTION ON SOIL ORIGINATING FROM POST MINING GROUNDS

Key word: seeds of winter rape, winter wheat grain, fatty acids, glucosinolates, yield of flour, bread volume

S u m m a r y

The investigations concerned the influence two combinations 0 NPK and 1 NPK on some qualitative parameters of the seeds winter rape and grain winter wheat. Investigations show that mineral fertilization influenced on size and quality of crops both plants' species. Higher crops and better their quality were got on combination from fertilization mineral. The grain did not it fulfill the requirements of technological grain.

MIROSLAWA GILEWSKA, ANNA PŁÓCINICZAK*

AKTYWNOŚĆ FOSFATAZY ZASADOWEJ W GLEBACH
ROZWIJAJĄCYCH SIĘ Z GRUNTÓW POGÓRNICZYCH

Słowa kluczowe: fosfataza alkaliczna, grunt pogórniczy, gleba, system użytkowania

Streszczenie

Najbardziej dynamiczny rozkład organicznych połączeń fosforu, mierzony aktywnością fosfatazy zasadowej, zachodzi w glebie objętej paszowo-zbożowym systemem użytkowania, którego podstawą jest uprawa lucerny. Aktywność fosfatazy kształtowała się, w zależności od poziomu nawożenia w przedziale 87 do 132 mmol PNP kg⁻¹ h⁻¹. Znacznie wolniej przebiegał rozkład organicznych związków fosforu w glebie, na której przemiennie uprawiano rzepak i pszenicę. Różnice były istotne. Badania wykazały pozytywny wpływ nawożenia mineralnego na aktywność fosfatazy. Wystąpił jednak brak zależności pomiędzy aktywnością fosfatazy, a zawartością przyswajalnych form fosforu ($r=0,21$). Zasadowy odczyn i duża ilość węglanów modyfikują gospodarkę fosforem. Fosfor w takich glebach ulega procesom retrogradacji.

Wstęp

Mineralizacja organicznych form fosforu ma charakter egzotroficzny i odbywa się przy udziale enzymów wydzielanych do gleby przez komórki roślinne i mikroorganizmy. Wśród nich szczególną rolę odgrywają fosfatazy-enzymy z grupy esteraz. Katalizują one rozkład monoestrów kwasu fosforowego do mineralnych form fosforu HPO_4^{2-} i H_2PO_4^- .

W niniejszej pracy przedstawiamy aktywność fosfatazy alkalicznej w glebach, których materiałem macierzystym są grunty pogórnicze Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego. Ich rolnicza rekultywacja jest realizowana zgodnie z koncepcją gatunków docelowych Bendera [Bender 1995].

Dominującą formą fosforu (59%) w tych glebach są połączenia fosforu z wapniem; z reguły mało dostępne dla roślin. Fosfor w połączeniach organicz-

* Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji; Zakład Rekultywacji w Koninie

nych stanowi średnio około 22% ogólnych form [Spsychalski i in. 2005]. Poznanie aktywności fosfatazy umożliwi bowiem ocenę stopnia mineralizacji organicznych form fosforu oraz potencjalnego zabezpieczenia roślin w jego dostępne formy, a także wpływu systemu użytkowania oraz zabiegów rekultywacyjnych na te procesy.

Material i metody

Badania przeprowadzono na polu doświadczalnym Zakładu Rekultywacji Akademii Rolniczej w Poznaniu, zlokalizowanym na wewnętrznym zwałowisku odkrywki Pałnów. Podstawą tych badań jest doświadczenie, założone w 1978 roku, reprezentujące dwa różne systemy rolniczego użytkowania gruntów pogórniczych: system rzepakowo-zbożowy oraz system paszowo-zbożowy. Te systemy różnicuje intensywność oddziaływania czynnika antropogenicznego na grunt-glebę, gatunek uprawianych roślin oraz rodzaj wprowadzanej do gleby substancji organicznej. W systemie rzepakowo-zbożowym, którego podstawą jest przemienna uprawa rzepaku ozimego i pszenicy ozimej, zabiegi uprawowe są wykonywane każdego roku. Słoma, resztki roślinne i korzeniowe są corocznie przyorywane. W systemie paszowym, polegającym na czteroletniej uprawie lucerny w mieszance z trawami i następnie dwuletniej uprawie pszenicy ozimej, ilość zabiegów agrotechnicznych jest ograniczona. W tym systemie znaczący dopływ do gleby resztek roślinnych lucerny odbywa się raz na cztery lata po likwidacji uprawy tej rośliny. Przez pozostałe dwa lata tego płodozmianu słoma i resztki poźniwe pszenicy przyorywane są corocznie. W każdym z powyższych systemów analizowano trzy poziomy nawożenia mineralnego: 0 NPK (bez nawożenia mineralnego), 1 NPK i 2 NPK.

Próbki gleby do badań nad aktywnością fosfatazy pobierano z poziomu orno-próchnicznego – Ap (0-25 cm) w 2003 i 2004 roku w dwóch okresach czasowych: na początku okresu wegetacji roślin (kwiecień) i po zbiorze roślin (sierpień). System rzepakowo-zbożowy reprezentowały próbki gleby pobrane spod uprawy rzepaku i pszenicy, a system paszowy próbki pobrane spod lucerny (czwarty rok uprawy) i pszenicy (drugi rok uprawy). Próby kontrolne stanowiły: świeże grunty pogórnicze pobrane z dwóch zwałowisk wewnętrznych; O/Józwin oraz O/Adamów.

Aktywność fosfatazy zasadowej oznaczono metodą Tabatabai i Brennera [1969] przy użyciu substratu pod postacią 0,8% roztworu p-nitrofenylofosforanu sodu, a jej aktywność wyrażona w milimolach p-nitrofenolu na kilogram na godz. – $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Dodatkowo oznaczono metodami ogólnie przyjętymi w gleboznawstwie: skład granulometryczny, odczyn, zawartość węglanów wapnia, węgla organicznego, azotu ogólnego oraz przyswajalnych form fosforu

i potasu. Uzyskane wyniki opracowano statystycznie przy użyciu testu Tukeya. Obliczono również współczynniki korelacji pomiędzy aktywnością fosfatazy, a podstawowymi właściwościami chemicznymi badanych gleb.

Wyniki badań i dyskusja

Grunty pogórnice Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego są zbudowane z czwartorzędowych glin zwałowych szarych zlodowacenia Warty, żółtych zlodowacenia Wisły, piasków czwartorzędowych i ilów poznańskich zmieszanych w różnych ilościach i proporcjach. W ciągu 27 letniej rolniczej rekultywacji i zagospodarowania rolniczego ten swoisty materiał macierzysty został przekształcony w gleby o uproszczonej budowie profilowej A_{pan} , C_{anca} lub A_{pan} , $I C_{anca}$, $II C_{anca}$. Poziom orno-próchniczny ma uziarnienie gliny piaszczystej bądź lekkiej (tab. 1) oraz zasadowy odczyn uwarunkowany obecnością węglanów wapnia. Zawartość próchnicy kształtuje się w granicach 0,89-1,55% i jest uzależniona od systemu użytkowania i poziomu nawożenia mineralnego, zwanego w terminologii rekultywacyjnej naprawą chemizmu. Wartości wyższe są charakterystyczne dla systemu paszowo-zbożowego. Na kombinacji bez nawożenia (0 NPK) ilość próchnicy mieści się w przedziale 1,10-1,20%, a na kombinacji nawozowej 2 NPK przekracza nawet 1,55%. Jest to wyraźny wpływ lucerny stanowiącej podstawę tego systemu. Zaletą tej rośliny jest zdolność wiązania azotu atmosferycznego poprzez symbiozę z bakteriami brodawkowymi z rodzaju *Rhizobium meliloti*. Resztki roślinne lucerny [Czuba i in. 1991] zawierają bowiem około 153 kg azotu na hektar.

System użytkowania i poziom nawożenia mineralnego jest także wyznacznikiem zasobności gleb w przyswajalne związki fosforu i potasu (tab. 1). Większą zawartością obu tych składników – odwrotnie niż w przypadku węgla i azotu - odznacza się gleba z przemienną uprawą rzepaku i pszenicy. W obu systemach użytkowania zawartość tych składników wzrasta wraz z poziomem nawożenia mineralnego i wartość najwyższą osiąga na kombinacji 2 NPK.

Surowe grunty pogórnice wykazują skład granulometryczny gliny lub gliny piaszczystej, odczyn zasadowy i ubogie są w związki fosforu, średnio zasobne w potas. Obecna w tych gruntach substancja organiczna reprezentowana jest przez domieszkę węgla brunatnego. Rozproszona substancja węglowa jest charakterystyczna dla gliny zwałowej szarej. Najbardziej dynamiczny przebieg hydrolizy związków fosforu, mierzonych aktywnością fosfatazy alkalicznej, ma miejsce w glebach objętych paszowo-zbożowym systemie użytkowania (tab. 2) Aktywność fosfatazy, w zależności od kombinacji nawozowej, wynosi średnio od 87 do 132 $mmol\ PNP \cdot kg^{-1}\ gleby \cdot h^{-1}$. W systemie polegającym na przemiennej uprawie rzepaku i pszenicy aktywność fosfatazy jest niższa i kształtuje się

od 59 do 95 $\text{mmol} \cdot \text{PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$. Opisane różnice są istotne statystycznie. Wyższą aktywność fosfatazy w obrębie paszowo-zbożowego systemu użytkowania należy wiązać z obecnością bakterii brodawkowych na korzeniach lucerny oraz z ilością i jakością wprowadzanej do gleby substancji organicznej. Według Szmigła [1986] przy wprowadzeniu około 7 Mg suchej masy resztek poźniwnych lucerny dostarcza się do gleby około 35 kg fosforu na hektar w postaci połączeń organicznych. Dodatkowe wprowadzenie do gleby około 4 Mg na hektar słomy pszenicznej wzbogaca ją tylko w około 6 kg fosforu, a słomy rzepakowej około 10 kg tego składnika. Są to ilości od 3,5 do 5,8 krotnie mniejsze niż w systemie paszowo-zbożowym. Dodać jednak należy, że w systemie paszowo-zbożowym znaczący dopływ substancji organicznej do gleby nie jest tak systematyczny jak w przypadku systemu rzepakowo-zbożowego, co związane jest ze specyfiką tego systemu użytkowania.

Rozkład monoestrów kwasu ortofosforowego uzależniony jest również od dostępności w glebie łatwo przyswajalnego azotu. Przeprowadzone badania ujawniły nie tylko ścisłą korelację aktywności fosfatazy zasadowej z zawartością azotu ogółem ($r=0,94$), ale również z zawartością węgla organicznego ($r=0,83$). Zawartość azotu ogółem oraz węgla organicznego na poletkach z systemem paszowym przewyższa zawartość tego składnika w systemie rzepakowo-zbożowym. Większa zasobność gleby w azot w tym systemie użytkowania jest związana z obecnością i następczym działaniem uprawy lucerny. To oddziaływanie jest zauważalne w szczególności w próbkach pobranych spod pszenicy uprawianej po lucernie. Wyróżniają się one nie tylko wyższą zawartością węgla organicznego i azotu ogółem, ale również znacznie szybszym tempem rozkładu organicznych związków fosforu. Aktywność fosfatazy zasadowej w tym układzie waha się, w zależności od poziomu nawożenia mineralnego, w przedziale od 95 do 132 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Wpływ na aktywność fosfatazową badanych gleb wywiera także, jak wynika z przeprowadzonych badań, poziom zastosowanego nawożenia mineralnego. Hydrolityczny rozkład fosforanów przebiega najwolniej na poletkach z pominięciem nawożenia mineralnego – kombinacje 0 NPK (tab. 2). Aktywność fosfatazy na tych kombinacjach kształtuje się w systemie rzepakowo-zbożowym w przedziale od 59 do 61 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$, a w przypadku systemu paszowego od 87 do 95 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$.

Na kombinacjach 1 NPK i 2 NPK intensywność omawianych procesów wzrasta i wynosi odpowiednio: dla systemu rzepakowo-zbożowego od 76 do 80 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$ – kombinacja 1 NPK i od 92 do 95 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$ – kombinacja 2 NPK. W systemie paszowym aktywność fosfatazy na tych kombinacjach nawozowych jest wyższa i dla 1 NPK waha się w granicach od 105 do 112 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$, a dla kombinacji 2 NPK od 121 do 132 $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$.

Z badań Barana i in. [1996] oraz Cieśli i Kopera [1990], dotyczących jednak gleb uprawnych, wynika, iż wysoka zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie hamuje syntezę i wytwarzanie fosfatów glebowych. Jest to zjawisko represji enzymatycznej, a więc zahamowania wytwarzania i aktywności danego enzymu przez nadmiar końcowego produktu reakcji enzymatycznej [Murray i in. 1995]. Tego zjawiska nie odnotowano w analizowanych badaniach. Wysoka lub bardzo wysoka zasobność tych gleb w przyswajalne związki fosforu na kombinacjach nawozowych 1 NPK i 2 NPK (tab. 1), nie powoduje jednak inhibicji aktywności fosfatazy zasadowej. Aktywność tego enzymu nie jest jednak, dodatkowo skorelowana z zasobnością badanych gleb w przyswajalne związki fosforu ($r=0,21$).

Zasadowy odczyn gleb oraz duża zawartość węglanów wapnia modyfikują gospodarkę fosforową w badanych glebach. Aniony fosforowe, wprowadzane do gleby w formie nawozów mineralnych, ulegają procesom retrogradacji, przechodząc w trudno rozpuszczalne fosforany trójwapniowe – $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ [Spychalski i in. 2005]. Deficyt dostępnego fosforu w glebie - według niektórych Autorów [Schneider i in. 2001; Gibczyńska i Lewandowska 2004] – stymuluje aktywność producentów tego enzymu, a głównie korzeni roślin.

Z danych zawartych w tabeli 2 wynika również, iż aktywność fosfatazy odznacza się zmiennością w ciągu sezonu wegetacyjnego. Wyższą aktywność fosfatazy odnotowano bowiem w próbkach gleby pobranych po zbiorze uprawianych roślin. Ta zależność jest widoczna w szczególności na kombinacjach bez nawożenia mineralnego – 0 NPK. Znacznie szybsze tempo mineralizacji organicznych połączeń fosforu odnotowano również w próbkach gleby pobranych w drugim roku badań – rok 2004.

Za interesujące należy uznać obecność i aktywność fosfatazy zasadowej w surowych gruntach pogórnicych. Aktywność tego biokatalizatora glebowego w gruncie pobranym z odkrywki KWB „Konin” wynosi $15 \text{ mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ gleby} \cdot \text{h}^{-1}$, a z odkrywki KWB „Adamów” $18 \text{ mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ gleby} \cdot \text{h}^{-1}$ (tab. 2). Te dane sugerują, że grunt-skała, budująca nowe tworzywo glebowe posiada właściwości, które ułatwiają zapoczątkowanie i następnie stymulację zabiegami rekultywacyjnymi procesów biogeochemicznych w rekultywowanym gruncie.

Obecność i aktywność fosfatazy w analizowanych glebach wskazuje na uwalnianie z organicznych połączeń fosforu przyswajalnych dla roślin anionów H_2PO_4 i HPO_4^{2-} . Jest to ważne dla roślin źródło zaopatrzenia w fosfor, szczególnie na kombinacji z wyeliminowaną naprawą chemizmu – kombinacja 0 NPK. Na tempo tego procesu wpływa zespół zabiegów rekultywacyjnych obejmujący dobór gatunków uprawianych roślin oraz naprawę chemizmu realizowana poprzez nawożenie mineralne.

Tab. 1. Wybrane właściwości gleb rozwijających się z gruntów pogórnicznych
 Table 1. Some properties of soils originating from post mining grounds

awożenie mineralne fertilization treatment	Roszlina Plant	% zawartość frakcji % content of fraction (mm)			pH		CaCO ₃ g kg ⁻¹	C org. g kg ⁻¹	Próchnica Humus %	N g kg ⁻¹	C/N	P mg kg ⁻¹ wg Egnera-Riehna	K mg kg ⁻¹
		1,0-0,05	0,05-0,002	<0,002	H ₂ O	1M KCL							
0 NPK	rzepak rapeseed	69	18	13	8,15	7,56	59	5,2	0,89	0,45	11,5	30,52	73,87
	pszenica winter wheat	65	17	18	8,35	7,68	71	4,9	0,84	0,45	10,9	25,72	80,51
	rzepak rapeseed winter wheat	68	19	13	8,19	7,66	62	7,3	1,26	0,63	11,6	126,44	123,67
1 NPK	pszenica winter wheat	64	21	15	8,15	7,69	70	7,5	1,29	0,65	11,5	117,28	124,50
	rzepak rapeseed winter wheat	64	22	14	8,28	7,52	70	8,4	1,45	0,76	11,1	144,32	172,64
2 NPK	pszenica winter wheat	68	17	15	8,12	7,64	61	8,3	1,43	0,72	11,5	134,72	190,07
	lucerma lucerne winter wheat	68	19	13	8,11	7,66	65	6,5	1,12	0,66	9,8	26,16	64,74
0 NPK	pszenica winter wheat	70	17	13	8,18	7,69	75	7,0	1,21	0,71	9,8	29,21	70,55
	lucerma lucerne winter wheat	65	20	15	8,25	7,59	67	7,9	1,36	0,74	10,7	57,55	47,76
1 NPK	pszenica winter wheat	68	19	13	8,28	7,48	74	8,3	1,43	0,80	10,4	64,52	53,55
	lucerma lucerne winter wheat	68	18	14	8,30	7,68	61	8,6	1,48	0,84	10,2	76,30	98,77
2 NPK	pszenica winter wheat	69	18	13	8,20	7,63	69	9,0	1,55	0,89	10,1	79,52	107,90
	lucerma lucerne winter wheat	69	18	13	8,20	7,63	69	9,0	1,55	0,89	10,1	79,52	107,90
Grunt pogórniczny – Post mining ground													
alnia Węgla Brunatnego „Konin” vn Coal Mine „Konin”		51	32	17	8,41	7,76	100	3,3	-	0,21	15,7	4,36	43,99
alnia Węgla Brunatnego „Adamów” vn Coal Mine „Adamów”		79	11	10	8,20	7,65	26	4,3	-	0,18	23,8	30,52	91,30

Tab. 2 Aktywność fosfatazy zasadowej w warstwie ornej gleb rozwijających się z gruntów pogórnicych ($\text{mmol PNP kg}^{-1} \text{gleby} \cdot \text{h}^{-1}$)

Table 2 The alkaline phosphatase activity in soils originating from post mining grounds ($\text{mmol PNP kg}^{-1} \text{soil} \cdot \text{h}^{-1}$)

Nawożenie mineralne Fertilization treatment	Roślina Plant	Początek okresu wegetacji Beginning of vegetation pe- riod		Koniec okresu wegetacji Finish of vegeta- tion period		Średnia z dwóch lat Mean
		2003	2004	2003	2004	
System rzepakowo-zbożowy – Rape –cereal system						
0 NPK	rzepak rape	43	61	65	75	61
	pszenica winter wheat	45	59	63	69	59
1 NPK	rzepak rape	57	78	87	97	80
	pszenica winter wheat	56	71	84	94	76
2 NPK	rzepak rape	80	97	95	109	95
	pszenica winter wheat	79	90	92	107	92
System paszowo-zbożowy – Fodder – cereal system						
0 NPK	lucerna lucerne	71	92	81	103	87
	pszenica winter wheat	80	97	92	110	95
1 NPK	lucerna lucerne	93	106	101	120	105
	pszenica winter wheat	99	114	107	126	112
2 NPK	lucerna lucerne	109	120	126	131	121
	pszenica winter wheat	112	136	134	145	132
Grunt pogórnicy –Post mining ground						
Kopalnia Węgla Brunatnego „Konin” Brown Coal Mine „Konin”		15				
Kopalnia Węgla Brunatnego „Adamów” Brown Coal Mine „Adamów”		18				

NIR: $p = 0,05$ dla systemów użytkowania 2,69 dla kombinacji nawozowej 2,12
LSP: $p = 0,05$ for utilization systems 2,69 for fertilization combination 2,12

Wnioski

- 1) W badanych glebach natężenie organicznych związków fosforu, mierzone aktywnością fosfatazy alkalicznej, uzależnione jest od zabiegów rekultywacyjnych obejmujących, płodozmian rekultywacyjny i naprawę chemizmu realizowaną poprzez nawożenie mineralne.
- 2) Skuteczniejszy w oddziaływaniu na skałę macierzystą – grunt pogórnicy jest system paszowo-zbożowy. Gleba objęta tym systemem użytkowania cechuje się korzystniejszymi właściwościami biologicznymi i chemicznymi. Jest to efekt obecności w tym systemie lucerny i jej następczego oddziaływania.
- 3) Aktywność fosfatazy zasadowej może być przydatna nie tylko jako wskaźnik stopnia mineralizacji organicznych połączeń fosforu, ale także do oceny systemów użytkowania gruntów pogórnicych i właściwości gleb rozwijających się procesie rekultywacji tych gruntów.

Literatura

1. BARAN S., FURCZAK J., GOSTKOWSKA K.: *Aktywność enzymatyczna gleby lekkiej użyźnianej odpadami organicznymi*. Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln. Z. 437: 69-77, 1996
2. BENDER J.: *Rekultywacja terenów pogórnicych w Polsce*. Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln. Z. 418: 75-86, 1995
3. CIEŚLA W., KOPER J.: *Wpływ wieloletniego nawożenia mineralno-organicznego na kształtowanie się poziomu fosforu organicznego i przyswajalnego oraz aktywności enzymatycznej gleby*. Roczn. Glebozn. T. 41, 3/4:73-83, 1990
4. CZUBA R., GORLACH E., KALEMBASA S., LOGINÓW W., MAZUR T.: (red.): *Azot w glebach uprawnych*. PWN:239, Warszawa 1991
5. GIBCYŃSKA M., LEWANDOWSKA L.: *Zależność między aktywnością fosfatazy, a zawartością różnych frakcji fosforu w glebach różniących się zawartością próchnicy*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Z. 501:127-133, 2004
6. SCHNEIDER K., TURRION M.B. GRIERSON P.F., GALLARDO J.F.: *Phosphatase activity, microbial phosphorus, and fine root growth in forest soils in the Sierra de Gata, western central Spain*. Biol. Fertil. Soils 34:151-155, 2001
7. SPYCHAŁSKI W., MOCEK A., GILEWSKA M.: *Zawartość form fosforu w glebach wytworzonych z gruntów pogórnicych*. Instytut Ochrony Środowiska. *Obieg pierwiastków w przyrodzie*. Monografia Tom III pod redakcją Barbary Gworek.: 120-125, Warszawa 2005

8. TABATABAI M.A., BRENNER J.M.: *Use of p-nitrophenyl phosphate for assai of soil phosphatase activity*. Soil Biol. Biochem. 1: 301-307, 1969

THE ALKALINE PHOSPHATASE ACTIVITY IN SOILS ORIGINATING FROM POST MINING GROUNDS

Key words: alkaline phosphates, post mining grounds, soil, usage system

S u m m a r y

The most dynamic decomposition of phosphorus organic combination measured by the activity of phosphates base takes place in the soil which undergoes fodder-cereal usage system and Lucerne is the basis for cultivation. The phosphates activity varied depending on the level of fertilization from 87-132 mmol PNP .kg-1 soil ha⁻¹. The decomposition of phosphorus components in the soil on which rape and wheat was cultivated alternately was considerably slower. The differences were substantial. The research showed the positive influence of mineral fertilization on phosphates activity. But, however, there was lack of relationship between phosphates activity and the contents of assimilate forms of phosphorus ($r=0,21$). Alkaline reaction and large amount of carbohydrate modify the phosphorus economy. Phosphorus undergoes gradation processes in such soils.

GRAŻYNA GŁOSIŃSKA *, **TADEUSZ SOBCZYŃSKI ****,
JERZY SIEPAK **

BADANIE FRAKCJONOWANIA WYBRANYCH METALI CIĘŻKICH W OSADACH DENNYCH ŚRODKOWEJ ODRY

Słowa kluczowe: metale ciężkie, osady denne, frakcjonowanie, biodostępność, rzeka Odra

Streszczenie

Przeprowadzone frakcjonowanie ilości (zawartości) Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb i Zn w próbkach osadów dennych pobranych wzdłuż 75-kilometrowego odcinka środkowej Odry, wykonane metodą ekstrakcji sekwencyjnej, według Tessiera, wykazało obecność Cu, Ni, Zn i Mn już we frakcji metali łatwo wymiennalnych. Metale potencjalnie reaktywne, czyli metale zawarte we frakcjach nierezydualnych występują w przewadze nad metalami trwale związanymi z osadem, średnio od 55% dla Fe i Pb do 97% dla Ni. Metale potencjalnie najbardziej biodostępne, występujące w najbardziej mobilnych formach (czyli w sumie frakcji metali wymiennalnych i związanych z węglanami) stanowią prawie ¼ wszystkich form związania metali z osadami. Zatem metale zawarte w osadach dennych badanego odcinka Odry nie są trwale w nich unieruchomione i mogą stanowić stale i niebezpieczne zagrożenie dla jakości wód rzeki Odry.

Wprowadzenie

Zachowanie wielkich europejskich systemów rzecznych dla przyszłych pokoleń w dostatecznej ilości oraz jakości należy do najważniejszych zadań człowieka. Konieczne jest zharmonizowanie wymagań nowoczesnych społeczeństw przemysłowych z wymaganiami ochrony przyrody i krajobrazu [IOP 2002]. Obszary zalewowe Odry należą do najbogatszych gatunkowo, ale również najbardziej zagrożonych siedlisk, między innymi ze względu na odprowadzane ścieki, często w sposób niekontrolowany.

* Uniwersytet im. Adama Mickiewicza; Collegium Polonicum; Ochrona Środowiska

** Uniwersytet im. Adama Mickiewicza; Wydział Chemii; Zakład Analizy Wody i Gruntów

** Uniwersytet im. Adama Mickiewicza; Wydział Chemii; Zakład Analizy Wody i Gruntów

Metale śladowe w osadach dennych zbiorników wodnych mogą wytypować w różnych formach lub rodzajach wiązań. W osadach niezanieczyszczonych związane są one głównie z krzemianami i minerałami pierwotnymi i stanowią formy stosunkowo nieruchome i raczej niedostępne dla organizmów. W osadach zanieczyszczonych metale śladowe są generalnie bardziej mobilne i związane z różnymi fazami osadu. Biogeochemiczne i szczególnie ekotoksykologiczne znaczenie zanieczyszczeń metalicznych w osadach dennych określa się raczej poprzez specyficzne formy wiązania metali z poszczególnymi fazami osadu dennego i wynikającą z tego reaktywność tych form, niż poprzez współczynnik akumulacji metali w osadach. Na przykład, porównanie całkowitych stężeń metali ciężkich oznaczonych w osadach dennych estuariów w Wielkiej Brytanii [Bryan i Langston 1992] ze stężeniami tych metali w tkankach skorupiaków żyjących w tych wodach wykazało, że biodostępność była zupełnie niemożliwa do przewidzenia w oparciu o całkowite stężenia metali w osadach.

Zatem wartość całkowitego stężenia metalu w osadzie nie określi dokładnie frakcji biologicznie dostępnych dla organizmów wodnych. Posługiwanie się stężeniami całkowitymi w ocenie narażenia ekologicznego może przeceniać rzeczywiste narażenie. Ważna jest wiedza, jaka część całkowitego stężenia jest dostępna narażonym organizmom. Będzie to wskaźnikiem faktycznej toksyczności związanej z metalami [Bernhard i Neef 2001]. Z tego powodu techniki analizy osadów dennych muszą zmierzać w kierunku bardziej skomplikowanego frakcjonowania składników osadów dennych.

Dla organizmów wodnych dostępne są formy rozpuszczone metali, więc biodostępność metali jest uwarunkowana formą, w jakiej występują one w osadach dennych [The National Academies Press 2003; Łebkowska i Klimiuk 1992; Pempkowiak i Sikora 1999]. Od formy wiązania metali w osadzie dennym zależy możliwość przeprowadzenia ich w stan jonowy i remobilizacji do toni wodnej. Jest to wynikiem zmian warunków fizyczno – chemicznych w środowisku wodnym.

Chociaż stosowane procedury są generalnie czasochłonne, wyniki badań mogą dać szczegółową informację o pochodzeniu, formie występowania, biodostępności, potencjalnej mobilności i transporcie metali w naturalnym środowisku. Jest to zatem szeroko stosowane narzędzie do badania pochodzenia i migracji metali w glebie, osadach ściekowych i osadach dennych. Pierwszą satysfakcjonującą propozycję procedury przeprowadzającej sekwencyjnie metale związane z osadem do roztworu przedstawili w 1979 roku A. Tessier, P. G. Campbell i M. Bisson [Tessier i in. 1979]. Stanowi ona do dziś klasyczny już trzon innych schematów, będących tylko modyfikacjami pomysłu Tessiera i współpracowników. Tym samym nie potwierdziły się obawy, że brak jednolitości tych schematów zatrzyma ich stosowanie po kilku latach. Zaadaptowały się one bowiem w badaniach gleb i osadów, co ma odbicie w dużej ilości publi-

kacji na ten temat. Schematy te są zatem kompromisem dostarczającym praktycznej informacji o narażeniu na zanieczyszczenia metaliczne w środowisku, pomimo iż są procedurami zdefiniowanymi operacyjnie [Bernhard i Neef 2001].

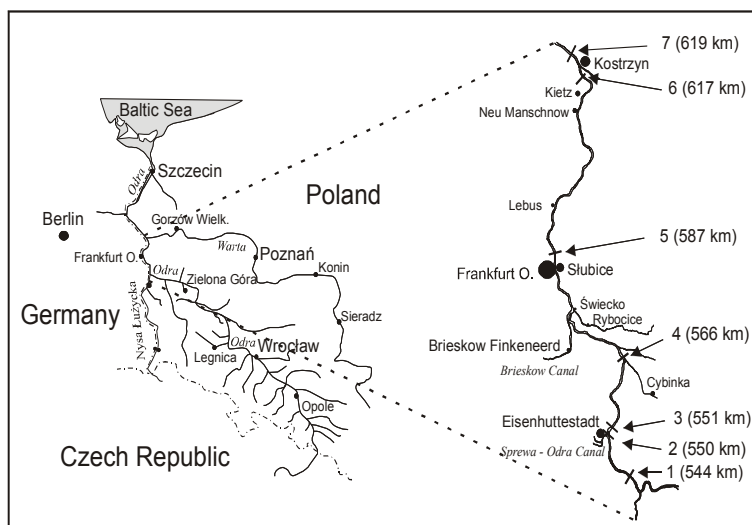
Ideą ekstrakcji, według Tessiera, było określenie frakcji metali śladowych występujących w osadzie, które mogą reagować na określone dla każdej z nich, naturalnie występujące zmiany warunków środowiskowych (tab. 1). Odczynniki ekstrahujące kolejne frakcje metali symulują potencjalne warunki w środowisku wodnym, a moc ekstrahentów wzrasta sekwencyjnie.

Tab. 1. *Formy związania metali z osadem w poszczególnych frakcjach i warunki uwalniania metali z osadów dennych*

Frakcja	Warunki potencjalnego uwolnienia metali z osadu
F r a k c j a I Metale wymienne	przesunięcie równowagi w układzie sorpcja – desorpcja, a także przy zmianie składu jonowego wody rzecznej
F r a k c j a II Metale związane z węglanami	przejście nierozpuszczalnych węglanów w rozpuszczalne wodorowęglany; może to nastąpić przy obniżeniu się pH wody
F r a k c j a III Metale związane z uwodnionymi tlenkami żelaza i manganu	zmiana potencjału oksydacyjno-redukcyjnego, w warunkach redukujących
F r a k c j a IV Metale związane z materią organiczną	tlenowa lub beztlenowa (wolniejsza) mineralizacja materii organicznej
F r a k c j a V Frakcja mineralna (rezydualna)	praktycznie nie mogą w warunkach naturalnych przejść do toni wodnej

Obszar badań

Próbki osadów dennych pobierano w czerwcu 2002 r. Badaniami objęto osady denne 75-kilometrowego odcinka środkowej Odry, między ujściem Nysy Łużyckiej (544 km) i ujściem Warty (619 km). Wyznaczono siedem przekrojów poprzecznych (rys. 1), z których pobierano próbki osadów dennych, w tym ze strefy brzegowej po stronie niemieckiej, z nurtu oraz ze strefy brzegowej po stronie polskiej.



Rys. 1. Obszar badań

Metodyka przeprowadzonych badań

Próbki pobierano z łodzi, z wykorzystaniem czerpaka rurowego typu Czapla. Do badań pobierano górną warstwę osadu dennego (10 cm), czyli warstwę uczestniczącą w procesach wymiany materii w środowisku rzeczonym [Skrivan i in. 1993]. Próbki osadów dennych pobierano do szczelnych, plastikowych pojemników o objętości 1 dm³ i transportowano do laboratorium w sposób uniemożliwiający ich zanieczyszczenie.

W wysuszonych, rozdrobnionych i przesianych próbkach osadów dennych oznaczono całkowite stężenia wybranych metali ciężkich oraz przeprowadzono frakcjonowanie metali w kierunku wyodrębnienia frakcji o różnej biodostępności metali stosując ekstrakcję sekwencyjną metali z osadów, metodą Tessiera [Tessier i in. 1979] zmodyfikowaną i zoptymalizowaną w Zakładzie Analizy Wody i Gruntów UAM [Sobczyński i Siepak 2001].

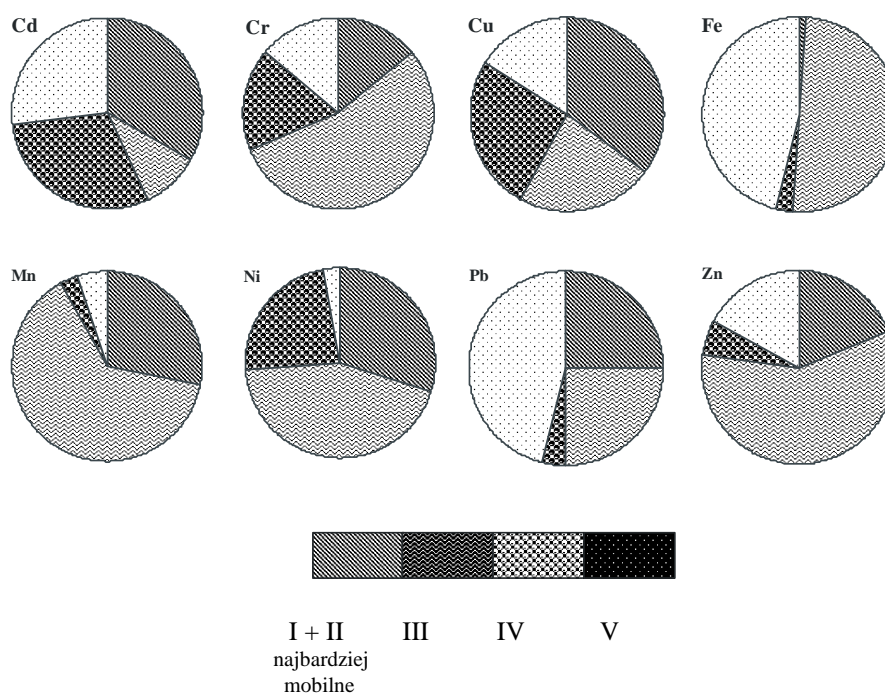
Omówienie wyników badań i wnioski

Prezentowane w pracy wyniki oznaczeń stężeń badanych metali ciężkich stanowią średnie arytmetyczne stężeń otrzymanych w próbkach pobranych przy obu brzegach rzeki oraz w jej środkowym nurcie. Wyniki badań zanieczyszczenia Odry w oparciu o stężenia całkowite wybranych metali ciężkich, w tym

rtęci, przedstawione zostały w pracy [Boszke, Sobczyński, Głosińska, Kowalski i Siepak 2004].

Wyniki ekstrakcji sekwencyjnej metali ciężkich z osadów

W osadach dennych środkowej Odry, na odcinku od ujścia Nysy Łużyckiej do ujścia Warty, większość metali, a przede wszystkim miedź, nikiel, kadm, cynk i ołów występuje w formach mobilnych (rys. 2). Stwarza to potencjalne zagrożenie przejścia tych metali do toni wodnej, szczególnie kadmu, ołowiu, niklu i cynku, związanego w dużym stopniu z węglanami. Zjawiskiem niepokojącym jest występowanie miedzi, niklu i cynku już we frakcji I – jako kationy łatwo wymienne. Większość badanych metali (poza miedzią, ołowiem i kadmem) w sposób dominujący występuje w formach związanych z uwodnionymi tlenkami żelaza i manganu, a 85-97% niklu, manganu, chromu i miedzi stanowią formy potencjalnie biodostępne. Tak więc metale zawarte w badanych osadach dennych Odry nie są na trwałe w nich unieruchomione i przy zmianie warunków środowiskowych w rzece mogą przejść w biodostępne formy jonowe.



Rys. 2. Średnia zawartość [%] badanych metali ciężkich w poszczególnych frakcjach osadów dennych badanego odcinka środkowej Odry

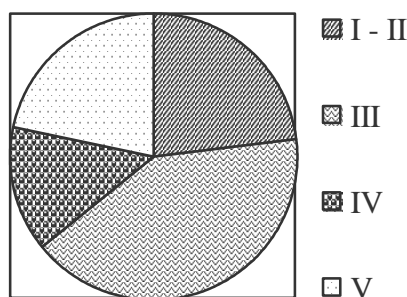
W osadach dennych badanego odcinka środkowej Odry metale potencjalnie reaktywne, czyli metale zawarte we frakcjach nierezydualnych (I-IV) występują w przewadze nad metalami zawartymi we frakcji rezydualnej, średnio od 55% dla Fe i Pb do 97% dla Ni (tab. 2).

Najbardziej mobilne formy metali ciężkich występują we frakcji I i II, czyli w sumie frakcji metali wymiennalnych i związanych z węglanami. Analiza stężeń metali w tych frakcjach dostarcza informacji o możliwości istnienia największego ryzyka środowiskowego stwarzanego przez metale ciężkie zakumulowane w osadach dennych w rzece.

W osadach dennych badanego odcinka Odry metale występują w ogromnej przewadze (prawie 80%), w formach potencjalnie biodostępnych, w tym prawie ¼ w formach najbardziej mobilnych (rys. 3), co stanowi stałe i niebezpieczne zagrożenie dla jakości wód rzeki Odry.

Tab. 2. Zawartość procentowa metali ciężkich w nierezydualnych frakcjach osadów dennych badanego odcinka środkowej Odry

Metal	Zawartości metali we frakcjach [%]							
	Fracje I-II		Fracja III		Fracja IV		Fracje I-IV	
	średnia	max	średnia	max	średnia	max	średnia	max
Cd	33	39	10	20	30	41	72	81
Cr	14	53	55	82	17	36	86	100
Cu	35	50	23	30	26	59	85	95
Fe	1	3	50	74	3	7	55	78
Mn	28	52	64	87	3	8	94	98
Ni	30	59	44	58	23	46	97	100
Pb	25	46	25	55	4	13	55	83
Zn	19	36	58	74	6	16	83	100



Rys. 3. Średnia zawartość [%] wszystkich badanych metali ciężkich w poszczególnych frakcjach osadów dennych badanego odcinka środkowej Odry

Literatura

1. BERNHARD T., NEEF J.: *Metals bioavailability in the Navy's tiered ecological risk assessment process*. Naval Facilities Engineering Command. Issue Papers, p. 1-15, (<http://web.ead.anl.gov/ecorisk/issue>) 2001
2. *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications*. Committee on Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments. The National Academy of Sciences. The National Academies Press, 2003, www.nap.edu
3. BOSZKE L., SOBCZYŃSKI T., GŁOSIŃSKA G., KOWALSKI A., SIEPAK J.: *Distribution of Mercury and Other Heavy Metals in Bottom Sediments of the Middle Odra River (Germany/Poland)*. Polish Journal of Environmental Studies, 13, 5, 2004
4. BRYAN G.W., LANGSTON W.J.: *Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom Estuaries: a review*. Environmental Pollution, 76, s. 89-131, 1992
5. IOP – International Odra Project. Results of International Odra Project. Meyer A.-K (eds.), 127 pp, Hamburg 2002
6. ŁEBKOWSKA M., KLIMIUK E.: *Metale ciężkie w środowisku wodnym*. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, s. 5-11, 3 1992
7. PEMPKOWIAK J., SIKORA A., BIERNACKA E.: *Speciation of heavy metals in marine sediments vs. their bioaccumulation by mussels*. Chemosphere, 39, s. 313-321, 1999
8. SKRIVAN P., ARTNER P., KOTKOVA P.: *Secondary anthropogenic contamination of surface streams through lithogenic beryllium, mobilized by acid atmospheric deposition*. Acta Universitatis Carolinae- Geologica, 37, s. 111-122 1993
9. SOBCZYŃSKI T., SIEPAK J.: *Aspekty metodyczne ekstrakcji sekwencyjnej metali z osadów dennych*. W: Gospodarka Odpadami Komunalnymi. Materiały VII Konferencji Naukowo-Technicznej, s. 312-221, Koszalin - Kołobrzeg 2001
10. TESSIER A., CAMPBELL P.G., BISSON M.: *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. Anal. Chem., 51, 844-851, 1979

INGREDIENS OF FRACTIONATION HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS OF MIDDLE Odra RIVER

Key words: heavy metals, bottom sediments, fractionation, bioavailability, the Odra River

S u m m a r y

Fractionation of Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn has been performed in bottom sediment samples collected along a 75 km section of the middle Odra River by a modified method of 5-step sequential extraction according to Tessier. The results have shown the presence of Cu, Ni, Zn and Mn already in exchange fraction (I). The metals in the potentially reactive species (nonresidual fractions) occur in predominance over the metals in nonreactive species (55% for Pb and 97 % for Ni). The metals in the potentially most bioavailable fractions (exchangeable and carbonates) constitute almost ¼ the all forms of metals in the bottom sediments. So the heavy metals occurring in the bottom sediments examined part of Odra River are not permanently immobilised in the bottom sediments and can easily get into the bulk water.

ANDRZEJ GREINERT*

PLANOWANIE PRZESTRZENNE NIEZBĘDNYM ELEMENTEM SKUTECZNEJ STRATEGII REKULTYWACYJNEJ

Słowa kluczowe: rekultywacja terenów, planowanie przestrzenne

Streszczenie

Rekultywacja terenów zdegradowanych i zdewastowanych to zespół działań, opartych o wizję przyszłego ich wykorzystania. Łączy to zagadnienia ochrony i kształtowania środowiska z planowaniem przestrzennym. Obecnie istnieje poważny problem w lokowaniu działań rekultywacyjnych w planistyce. Widoczne są też niedostatki w powiązaniach formalno-prawnych pomiędzy dokumentami planistycznymi o wymowie strategicznej i bieżącymi. Rekultywacja terenów może być skuteczna tylko i wyłącznie w warunkach stabilności planistycznej. Ma to szczególne znaczenie obecnie – w czasie dyskusji nad zmianą Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym i innych powiązanych aktów prawnych.

Wprowadzenie

Działaniami rekultywacyjnymi obejmowane są tereny przekształcone przez działalność ludzką lub działanie sił przyrody, doprowadzające do naruszenia ich funkcjonalności, produktywności lub wartości przyrodniczych. Już w rozważaniach tak podstawowych ustaleń napotykamy niejasność, wynikającą z zapisów Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. 95.16.78 z późn. zm.). Ten ściśle ukierunkowany dokument wskazuje mianowicie w pojęciach degradacji i dewastacji gruntów tylko i wyłącznie na wskaźnik, jakim jest zdolność produkcyjna gruntów (Rozdz. 1, Art. 4). Nie przeszkadza to, w tym samym artykule Ustawy wskazać na rekultywację jako zespół prac ukierunkowanych na wartości użytkowe lub przyrodnicze. Tym samym ustawodawca wskazuje, że zrekultywowany teren nie musi koniecznie posiadać walorów produkcyjnych, w rozumieniu rolnym lub leśnym. Daje to podstawę

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

do zainteresowania się nieprodukcyjnymi kierunkami rekultywacji terenów np. tymi, które zakładają ich wykorzystanie na cele rekreacyjne.

Współczesna myśl rekultywacyjna zakłada istnienie licznych możliwości rekultywacyjnego dostosowania terenów do pełnienia różnorodnych funkcji. W dużej mierze opiera się to na szerokim spojrzeniu na funkcję gleb, np. w teorii Bluma [1997], ale także na zróżnicowane zagospodarowanie przestrzeni, oparte o wielotorową planistykę. Daje to możliwość spojrzenia na istnienie przestrzeni w skali lokalnej (w tej mierze mowa jest najczęściej o rekultywacji gleb) oraz w skali makro (rekultywacja terenów).

Rekultywacja gleb w planowaniu przestrzennym

Od czasów starożytnych gleby były opisywane przez badaczy jako element przestrzeni produkcyjnej – Teofrast z Eresium, Katon, Warron, Columella, Pliniusz Starszy i in. [Strzemski 1971]. Wraz z rozwojem cywilizacji ludzkiej i zanikaniem przestrzeni nie noszących znamion antropopresji, rozumienie funkcji gleby uległo zmianie. Obecnie, poza funkcjami przyrodniczymi, których rozumienie także w istotny sposób poszerzyło się za sprawą ochrony środowiska, postrzegane są funkcje związane z procesami urbanizacji, industrializacji, poszukiwań na dużą skalę surowców naturalnych, poszukiwań pozostałości kulturowych po czasach minionych i inne.

Kierunek współczesnego pojmowania gleb, jako wielofunkcyjnego elementu środowiska przyrodniczego i antropogenicznego, wyznaczony został w połowie lat 70-tych przez Bluma. Założył on jednoczesne pełnienie przez glebę roli: produkcji biomasy, filtracji, buforowania i transformacji materii i utrzymywania naturalnego środowiska przyrodniczego, wliczając w to utrzymywanie rezerwy genów, albo: płaszczyzny do zagospodarowania, źródła surowców i składu artefaktów po czasach minionych. Dwie, wyznaczone grupy funkcjonalne, zasadniczo wzajemnie się wykluczają [Blum 1997].

Tak szerokie pojmowanie funkcjonalności gleb musi skutkować znaczącym rozszerzeniem kierunków i celowości ich rekultywacji. Poza kierunkami produkcyjnymi: rolnym i leśnym, pojawiają się kierunki nieprodukcyjne (lub częściowo produkcyjne), jak: wodny i specjalny [Greinert i Greinert 1999]. Zamyśl takiego wydzielenia widoczny jest też w klasyfikacji Kaźmierczaka i Malewskiego [2001], w której znaleźć można, poza produkcyjnymi, kierunki: przyrodniczy, wodny i gospodarczy. Jeszcze dalej idące podziały istnieją w opracowaniach zachodnich [Ubermann i Ostrega 2004]. Ta zmiana jakościowa w podejściu do odzyskiwania terenów zdegradowanych i zdewastowanych jest tym ważniejsza im mniejsza jest chęć włączania trudnych do zagospodarowania terenów do areалу uprawnego. Choć notuje się obecnie w Polsce zróżnicowanie

w skali tego problemu (np. w Wielkopolsce, na Kujawach i na Mazowszu nadal występuje „głód ziemi uprawnej”), to jednak generalny paneuropejski schemat kształtuje się pod presją znacznej nadprodukcji żywności. Także w gospodarce leśnej preferuje się zakładanie na opisywanych terenach lasów ochronnych, a nie produkcyjnych, które muszą odznaczać się dużym przyrostem masy drewna o dobrej jakości. Na niestabilnym gruncie jest to najczęściej trudne do uzyskania.

Funkcjonalność gleb uzyskana po zabiegach rekultywacyjnych wyznaczy w dużej mierze możliwość ich zagospodarowania. To z kolei przełoży się na rozplanowania różnie wykorzystywanych przestrzeni. W przypadku terenów poprzemysłowych na ogół dochodzi do powstania dużych kompleksów gleb rekultywowanych, tworzących zwartą powierzchnię. Przy incydentalnym naruszeniu jakości gleb, np. w rezultacie katastrof drogowych, kolejowych, składowania odpadów, zrzucie ścieków, powstaje mozaika terenów o zróżnicowanych możliwościach wykorzystania. Wytwarza się układ terenów problematyczny wobec świadomej planistyki, ukierunkowanej na harmonizowanie przestrzeni.

Rekultywacja terenów w planowaniu przestrzennym

Jak wynika z danych Ministerstwa Rolnictwa, w 2003 r. w Polsce było prawie 71 tys. ha gruntów zdegradowanych i zdewastowanych. W ciągu opisywanego roku rekultywacji poddano zaledwie 2 tys. ha gruntów, z czego na cele rolnicze zagospodarowano 340 ha, na cele leśne 650 ha i 1010 ha na inne – nieprodukcyjne. Najwięcej gruntów wymagających rekultywacji posiadają województwa: wielkopolskie – 10765 ha, dolnośląskie – 8424 ha, śląskie – 5705 ha, mazowieckie – 5238 ha, łódzkie i kujawsko-pomorskie – po około 4400 ha.

Ustawa o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. 03.80.717) ukierunkowana jest na prowadzenie działań mających zapewnić „ład przestrzenny”, rozumiany jako „takie ukształtowanie przestrzeni, które tworzy harmonijną całość oraz uwzględnia w uporządkowanych relacjach wszelkie uwarunkowania i wymagania funkcjonalne, społeczno-gospodarcze, środowiskowe, kulturowe oraz kompozycyjno-estetyczne (Rozdz. 1, Art. 2). Zgodnie z międzynarodowymi umowami, ratyfikowanymi przez Polskę, kształtowanie to opiera się na idei „zrównoważonego rozwoju”, rozumianego jako „taki rozwój społeczno-gospodarczy, w którym następuje proces integrowania działań politycznych, gospodarczych i społecznych, z zachowaniem równowagi przyrodniczej oraz trwałości podstawowych procesów przyrodniczych, w celu zagwarantowania możliwości zaspokajania podstawowych potrzeb poszczególnych społeczności lub obywateli zarówno współczesnego pokolenia, jak i przyszłych

pokoleń” (Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska; Dz.U. nr 62, poz. 627, z późn. zm.; Dział II, Art. 3).

Rozważając zagadnienia rekultywacyjne, trafiamy więc na konieczność znalezienia optymalnej formuły zagospodarowania terenu z punktu widzenia jego wpasowania w szerszą rzeczywistość funkcjonalno-przestrzenną. Tym samym, w ramach planowania działań rekultywacyjnych należy nie tylko dopasować odpowiednie techniki i technologie poprawy rzeźby terenu, stanu gleb, wód, świata ożywionego oraz innych elementów środowiska przyrodniczego i elementów antropogenicznych, lecz również uwzględnić kształt krajobrazu i użytkowanie terenów przyległych.

Rekultywacja a formalna strona planowania przestrzennego

W polskim systemie planowania przestrzennego zdefiniowane są dokumenty planistyczne, powstające na różnych szczeblach planistycznych i mające charakter opracowań regulacyjnych i operacyjnych. Do tych pierwszych, obejmujących długofalową politykę planistyczną należą: Strategia rozwoju kraju, Koncepcja przestrzennego zagospodarowania kraju, Strategia rozwoju województwa, Plan zagospodarowania przestrzennego województwa, Studia zagospodarowania przestrzennego powiatu, Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy oraz inne analizy i studia planistyczne. Operacyjnymi aktami planistycznymi są Miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego.

Zagadnienia rekultywacji terenów są bardzo złożone i wymagające przy tym szerokiego oraz długofalowego spojrzenia. Wiązą się też z koniecznością poniesienia dużych nakładów finansowych. Wskazuje to na konieczność umiejscowienia ich w dokumentach regulacyjnych, a następnie uszczegółowienia w dokumentach operacyjnych. Potwierdza to Ustawa o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Rozdz. 2, Art. 10), wskazując konieczność określenia w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy obszarów wymagających przekształceń, rehabilitacji lub rekultywacji. Tam także zamieszczono zapisy dotyczące określenia obszarów wymagających zmiany przeznaczenia gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze i nieleśne, kierunki i zasady kształtowania rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej oraz stanu środowiska, w tym stanu rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej, wielkości i jakości zasobów wodnych oraz wymogów ochrony środowiska, przyrody i krajobrazu kulturowego, co jest nierozdzielnie związane z rekultywacją. Ustalenia studium mają dla organów gminy charakter wiążący przy sporządzaniu planów miejscowych (Rozdz. 2, Art. 9). Miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego uściślają granice obszarów wymagających przekształ-

ceń lub rekultywacji, stref ochronnych, a także obszarów objętych różnymi formami zagospodarowania. Rozdz. 2, Art. 14 i 20 Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym określają konieczność zgodności zapisów planów miejscowych ze studium uwarunkowań. Daje to konieczną podstawę do stabilności planowania działań rekultywacyjnych wobec terenu zaburzonego, w odniesieniu do planowania przestrzennego na danym obszarze. Praktyka jednak wskazuje na istnienie odstępstw od tej generalnej zasady (rys. 1-3). Stwarza to niebezpieczną sytuację powstawania doraźnych zmian w zagospodarowaniu terenów, rzutujących na cele rekultywacji, a nawet na poprawność wyboru kierunku rekultywacji.



Rys. 1-3. Przykład zapisów w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego na tle studium uwarunkowań i zagospodarowania przestrzennego miasta Zielona Góra; góra – wyznaczone w planie tereny pod zabudowę w Dolinie Gęśnika [URM ZG- LI/464/05]; dół – ze studium – planowany zespół przyrodniczo-krajobrazowy „Dolina Gęśnika” [URM ZG XXIV/256/2000]

Zgodnie z zapisami projektu Ustawy o zmianie Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym oraz niektórych innych ustaw, przekazanego do konsultacji (z 31.01.2007 r.), pojęcie „zgodności” opisywanych dokumentów proponuje się zastąpić „uwzględnieniem ustaleń” studium w planach miejscowych. W uzasadnieniu do projektu zmiana ta została umotywowana koniecznością uproszczenia formalnej strony planistyki na szczeblu gminy – „Studium jako akt polityki przestrzennej gminy, zawiera ustalenia, które uszczegóławia się

i uwzględnia w planie miejscowym”. Ta, z wielu stron pozytywnie oceniana zmiana, grozi jednak zbyt daleko idącymi ułatwieniami w przekształcaniu funkcjonalności terenów, co w praktyce uniemożliwi sterowanie długofalowymi zadaniami rekultywacyjnymi.

Główny Urząd Nadzoru Budowlanego, w swoich uwagach do projektu stwierdził, że „Plan powinien wykonywać postanowienia zawarte w studium, a nie kształtować studium”, co wpasowuje się także w wyżej opisaną wątpliwość.

Wnioski

Rekultywacja terenów zdegradowanych i zdewastowanych, jako przedsięwzięcie trudne i kosztowne, wymaga należytej podbudowy planistycznej.

W dobie coraz szerszego wykorzystania terenów rekultywowanych na cele nierolnicze i nieleśne, należy wprowadzić wiążące zapisy w aktach prawnych odnoszących się do terenów spoza działania Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Tym samym uwagę należy zwrócić na konstrukcję m.in. Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym.

Mimo, że w Ustawie o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym znajdują się zapisy o konieczności uwzględniania rekultywacji w dokumentach planistycznych, to jednak tereny takie nie są traktowane odmiennie niż pozostałe – łatwiejsze w urządzaniu. Tym samym pod znakiem zapytania staje długo trwałość ustaleń odnoszących się do kierunku i celów rekultywacji.

Tendencja do uzyskania elastyczności w planowaniu funkcjonalności terenów może zaowocować niepewnością w planowaniu i wykonawstwie zadań rekultywacyjnych, co w rezultacie może zmniejszyć tempo i zakres prac „odnowieniowych”, co wobec dzisiejszej sytuacji byłoby katastrofalne.

Literatura

1. BARAN A.: *Planowanie przestrzenne jako narzędzie zarządzania środowiskiem*. Wyd. Politechniki Białostockiej. Białystok 2004
2. BLUM W.E.H.: *Agriculture in a sustainable environment, a holistic approach*. Mat. 6. Międzynarodowego Kongresu Agrofizyki. T. 3; s. 373-374. Lublin 1997
3. GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych*. Wydaw. PZ, (Monografie; 97). ISBN 83-85911-12-X. Zielona Góra 2000
4. GREINERT A.: *Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry*. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego; ISBN 83-89321-38-6. Zielona Góra 2003

5. GREINERT A., GREINERT H.: *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*. Wydaw. PZ, (Monografie; 92); ISBN 83-85911-90-1; Zielona Góra 1999
6. KAŹMIERCZAK U., MALEWSKI J.: *Koncepcja systematyki kierunków rekultywacji*. Kopaliny Pospolite nr 7, 2001
7. ROOT J.B.: *Fundamentals of landscaping and site planning*. The AVI Publishing Company, Inc. Westport, Connecticut 1985
8. STRZEMSKI M.: *Myśli przewodnie systematyki gleb*. PWRiL. IUNG, Seria P (16), Puławy 1971
9. UBERMANN H., OSTREGA A.: *Sposoby Rekultywacji i zagospodarowania zwalowisk nadkładu i składowisk odpadów górniczych*. Górnictwo Odkrywkowe 7-8, Poltegor Instytut, Instytut Górnictwa Odkrywkowego. 80-88, Wrocław 2004
10. UCHWAŁA Rady Miasta Zielona Góra LI/464/05 w sprawie uchwalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego osiedla Zdrojowego i osiedla Zastalowskiego w Zielonej Górze
11. UCHWAŁA Rady Miasta Zielona Góra XXIV/256/2000 w sprawie Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Zielona Góra

SPATIAL PLANNING AS ESSENTIAL PART OF THE EFFICIENT RECLAMATION STRATEGY

Key words: areas reclamation, spatial planning

S u m m a r y

Reclamation of demoted and devastated terrains is the combined activity, leaning about picture their future utilization. It's links the question of protection and formation of habitat with spatial planning. Nowadays a serious problem exists in reclamation workings placing in spatial planning. Very clear are shortages in legal linking between plans and strategic documents. The reclamation of terrains can be effective one and only in the conditions of planning stability. It has a special meaning at present time in discussion about change of Spatial planning and managing act and related legal acts.

HENRYK GREINERT, ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB *

EROZJA ZWAŁOWISK POKOPALNIANYCH W REJONIE ŁĘKNICY

Słowa kluczowe: zwałowiska pokopalniane, erozja wodna

Streszczenie

Praca przedstawia właściwości fizyczne i chemiczne utworów glebowych byłej Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” w rejonie Łęknicy. Niekorzystne dla roślin właściwości oraz niewłaściwie wykonane prace rekultywacyjne na omawianym terenie były przyczyną wystąpienia silnej wodnej erozji powierzchniowej oraz erozji wąwozowej.

Wprowadzenie

Erozja w Polsce obejmuje 73,6% powierzchni kraju, w tym erozja wietrzna stanowi 27,6%, wodna powierzchniowa 28,5% i wodna wąwozowa 17,5% [GUS 2005].

Erozja jest zjawiskiem niekorzystnym, powodującym wiele zmian w środowisku glebowym: jak przemieszczenie masy glebowej [Greinert i Greinert 1999; Licznar i Drozd 1989; Rejman 2001], wymywanie składników pokarmowych [Licznar i Drozd 1989], wymywanie substancji organicznej [Giegużyńska i in. 2001] oraz powstawanie gleb wielocząłonowych, wzrost gęstości objętościowej i obniżenie porowatości powietrznej gleb [Licznar i Drozd 1989].

Na terenie naszego kraju największe straty wywołuje erozja wodna. Wielkość jej według autorów Greinert i Greinert [1999] wyraża wzór:

$$S = A \cdot N \cdot G \cdot L \cdot J \cdot O \cdot Z$$

gdzie:

S - straty gleby,

A – wielkość opadów atmosferycznych,

N – nachylenie terenu,

G – podatność gleb na erozję,

L – długość stoku,

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

J – kształt zbocza,
O – pokrywa roślinna,
Z – zabiegi przeciwerozyjne.

Szczególnie niekorzystnie na glebę oddziałuje erozja wąwozowa [Józefaciuk i in. 2001, za Niewiadomskim, Pałysem i Nowocieniem].

Erozja wąwozowa występuje powszechnie na terenach pokopalnianych byłej Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów w rejonie Łęknicy.

Celem pracy było wykazanie przyczyn powstawania erozji wodnej, w tym także wąwozowej na omawianym terenie oraz znalezienie możliwości ograniczenia tego zjawiska.

Charakterystyka badanego terenu i metodyka badań

Kopalnia Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” zakończyła działalność wydobywczą na początku lat siedemdziesiątych. W wyniku działalności wydobywczej (odkrywkowej i głębinowej) przekształcono obszar na powierzchni około 430 ha.

Rekultywację omawianego terenu wykonano w oparciu o projekt techniczny opracowany pod kierunkiem prof. dr T. Skawiny. Ustalono leśny kierunek rekultywacji z nasadzeniami sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.). Na niektórych kwaterach zasadzono robinie akacjową i brzozę brodawkową.

Grunty na omawianym terenie wykazywały duże zróżnicowanie właściwości fizycznych i chemicznych. Skład granulometryczny większości pobranych prób gruntu pozwalał zaliczyć je do piasku gliniastego lekkiego. W składzie frakcji piasku przeważał piasek drobny. Wszystkie badane próby wykazywały dużą obecność pyłu (20-29%), przy czym przeważał pył gruby.

Gęstość objętościowa wahała się w zakresie od 1,25 do 1,48 g·cm⁻³. Pojemność wodna kapilarna objętościowa wahała się od 17 do 39% i była wyraźnie niższa od pojemności wodnej maksymalnej. Różnice pomiędzy wspomnianymi pojemnościami wynosiły około kilkunastu procent.

Zawartość substancji organicznej oznaczonej metodą Tiurina wahała się w zakresie od 1,23 do 6,35%. Pozostałe właściwości gruntów zestawiono w tabeli 1. Z danych zawartych w tej tabeli wynika, że odczyn gruntów był silnie kwaśny. Wysycenie kompleksu sorpcyjnego zasadami było niskie. Zawartość ogólnych form makroskładników była bardzo niska, niskie były też zawartości przyswajalnego fosforu i potasu w badanych gruntach. Zawartości mikroskładników mieściły się w granicach typowych zawartości tych składników stwierdzanych w glebach piaskowych.

Przed sadzeniem drzew wykonano prace ziemne (rekultywację techniczną). Zmniejszono wysokość wierzchołków nasypów, wyprofilowano zbocza, których

spadki osiągnęły nachylenie 1:4. Wyrównano też powierzchnie wierzchowin i dna wyrobisk, ustalając spadki o nachyleniu 2-3%. Długości stoków były duże (od 100 do 200 m). Następnie wykonano neutralizację odczynu. W tym celu zastosowano $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ wapna tlenkowo-magnezowego pochodzącego z Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”. Zastosowano też startowe nawożenie mineralne w ilościach na 1 ha: 200 kg saletraku 25%, 200 kg fosforanu amonu (46% P_2O_5 i 18% N) oraz 400 kg soli potasowej 60%.

Prezentowane w pracy wyniki analiz uzyskano posiłkując się metodami standardowymi dla oznaczania właściwości gleb [Mocek i in. 1997; Greinert 1998].

Procesy zachodzące na rekultywowanych gruntach

Wzrost roślin wprowadzonych na rekultywowane powierzchnie był w pierwszych latach bardzo słaby. Nie rozwijała się też żadna roślinność zielna pomiędzy rzędami drzew. Niezwiązany przez roślinność materiał glebowy ulegał silnej erozji wodnej powierzchniowej. Według skali 4-stopniowej, zaproponowanej przez Marcinka i Komisarek [2001], utwory glebowe na badanym terenie można zakwalifikować do mocno zerodowanych (stopień 4). Należy podkreślić, że uformowane spadki stoków były niewielkie, a mimo to erozja była silna (fot. 1). Erozja wodna spowodowała segregację materiału glebowego, co jeszcze bardziej pogorszyło jego właściwości pod kątem przydatności do rekultywacji. Równocześnie przemyty materiał podlegał erozji eolicznej, tworząc wydmy (fot. 2).

Wybrane właściwości materiału zwałowego wywołane erozją zestawiono w tabeli 2. Dane zawarte w tej tabeli wskazują na segregację materiału glebowego. Wyżej położone masy glebowe (część stoku A, B i C – rys. 1) zawierały więcej frakcji piasku i mało substancji organicznej, odczyn pH był nieznacznie wyższy, a pojemność sorpcyjna tych mas była bardzo niska. Natomiast masy glebowe niżej położone (część stoku D i E) zawierały więcej frakcji drobnych, dużo więcej substancji organicznej, odczyn pH był nieco niższy, zaś pojemność sorpcyjna była wyższa niż grubszych frakcji glebowych.

Przy spadkach terenu wynoszących 3% rozwinęła się erozja wąwozowa (fot. 3). Erozja ta objęła dużą część rekultywowanych powierzchni. Przyczyn erozji wąwozowej na wyrobiskach w rejonie Łęknicy należy upatrywać w dużej podatności materiału glebowego na erozję, kształtowaniu zbyt długich stoków oraz braku zwartej okrywy roślinnej na omawianym terenie.



Fot. 1-2. Intensywna erozja stoków hald pokopalnianych. Wydmy jako efekt erozji wietrznej faldowanego materiału

Phot. 1-2. Intensive water erosion of the post-mining slopes. Dunes as a result of aeolic erosion of the heaped material



Fot. 3. Silna erozja wąwozowa hald pokopalnianych

Phot. 3. Strong ravine erosion of post-mining heaps

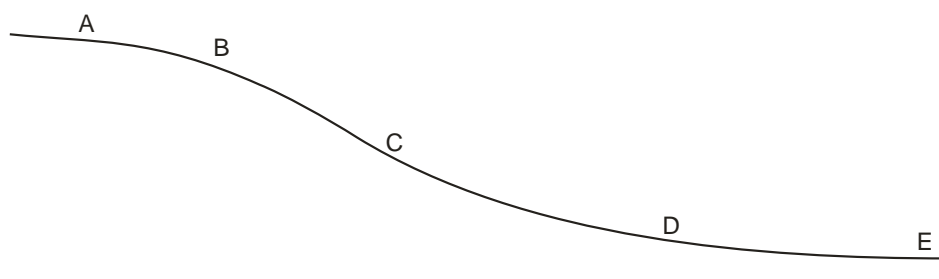
Tab. 1. Wybrane właściwości gruntów pogórnicznych z rejonu Łęknicy
 Table 1. Chosen proprieties of post-mining grounds in Łęknica region

Właściwość (Propriety)	Jednostka (Unit)	Wahania (Range)		Wartość średnia (Mean)
		minimum	maksimum	
pH - H ₂ O	pH	3,4	4,7	
pH - 1n KCl	pH	3,2	4,1	
Właściwości sorpcyjne (Sorption proprieties):				
H	cmol·kg ⁻¹	2,8	22,8	12,8
S	cmol·kg ⁻¹	0,4	12,0	6,2
T CEC	cmol·kg ⁻¹	3,2	34,8	19,0
V	%	12,5	34,5	23,5
Formy ogólne (Total content):				
N	%	0,04	0,07	0,05
P	mg·kg ⁻¹	10	110	60
K	mg·kg ⁻¹	890	1260	1075
Ca	mg·kg ⁻¹	36	96	66
Mg	mg·kg ⁻¹	92	160	126
Fe	mg·kg ⁻¹	3140	4300	3720
Mn	mg·kg ⁻¹	7,6	10,2	8,9
Cu	mg·kg ⁻¹	1,0	1,8	1,4
Zn	mg·kg ⁻¹	2,8	6,4	4,6
Ni	mg·kg ⁻¹	2,4	3,1	2,7
Co	mg·kg ⁻¹	1,6	2,3	1,9
Pb	mg·kg ⁻¹	3,0	8,2	5,6
Formy przyswajalne (Available forms):				
P	mg·kg ⁻¹	≈ 0	10	5
K	mg·kg ⁻¹	7	21	14
C:N		12:1	108:1	60:1

Podatność materiału glebowego na erozję była duża, jako że aż 50 do 95% frakcji glebowych stanowiły: drobny piasek i pył. Duża obecność w materiale glebowym rozpylonego węgla brunatnego dodatkowo obniżała odporność badanych gruntów na erozję.

Brak struktury w utworach glebowych był powodem obniżenia infiltracji wody opadowej w głąb profilu i zwiększenia spływów powierzchniowych.

Poważnym błędem było formowanie zboczy o długości niekiedy około 200 m. Przy tak długich zboczach nasilenie erozji było bardzo duże.



Rys. 1. Rozmieszczenie punktów badawczych na stoku hałdy
Fig. 1. Localization of test areas along the heap slope

Tab. 2. Zmiany właściwości materiału zwalowego wywołane przez erozję wodną
Table 2. Changes of properties of the heaped material caused by water erosion

Właściwość (Propriety)	Miejsce pobrania prób (Testing areas)				
	A	B	C	D	E
Skład granulometryczny (Mechanical composition):					
1-0,1 mm	77	69	77	29	37
0,1-0,05 mm	17	20	10	26	6
0,05-0,02 mm	1	5	4	19	10
0,02-0,006 mm	1	2	2	13	12
0,006-0,002 mm	1	1	2	4	12
< 0,002 mm	3	3	5	9	23
< 0,02 mm	5	6	9	26	47
Subst. org. (Tiurina) (Org. matter)	0,49	0,82	2,95	6,35	9,54
pH - H ₂ O	3,9	4,0	3,8	3,6	3,6
pH - 1 n KCl	3,5	3,6	3,3	3,2	3,2
H _h cmol·kg ⁻¹	2,8	4,0	7,6	11,2	12,4
S cmol·kg ⁻¹	0,2	0,4	0,2	0,4	1,6
T (CEC) cmol·kg ⁻¹	3,0	4,4	7,8	11,6	14,0
V %	6,7	9,1	2,6	3,4	11,4

Niewątpliwie poważnym błędem było też zastosowanie startowej dawki azotu wynoszącej tylko 50 kg N·ha⁻¹. Taka dawka okazała się zbyt niska dla dobrego rozwoju roślin. Materiał glebowy na omawianym terenie posiadał bardzo szeroki stosunek C:N, który często przekraczał wartość 100:1. Na skutek tego znaczna część azotu podlegała silnej sorpcji biologicznej i dlatego też niewielka część azotu była pobierana przez rośliny wyższe.

Jak można przeciwdziałać zjawisku erozji na omawianym terenie?

Doświadczenia prowadzone na zwałowisku od roku 1986 wykazały, że zastosowane dawki azotu w wysokości $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ spowodowały bardzo duże zmiany, które ostatecznie zahamowały proces erozji. Na poletkach nawożonych wspomnianą dawką azotu pojawiła się roślinność zielna (trawy i inne gatunki), która całkowicie pokryła powierzchnię zwałowiska. Zastosowane nawożenie wyraźnie poprawiło też kondycję drzew. Zaczęły się one prawidłowo rozwijać. Pewnym jest, że dla ograniczenia zjawiska erozji na tych terenach powinny być stosowane krótsze stoki. Powinno się również stosować zabiegi uprawowe w poprzek spadków. Wymienione zabiegi powinny wyraźnie ograniczyć erozję. Najważniejszym jest ograniczenie erozji w początkowym okresie wzrostu drzew, ażeby w tym okresie rośliny dobrze się ukorzeniły i opanowały powierzchnię. W innym przypadku rozwinię się erozja – następstwa uwidoczniło na fotografiach 1-3.

Wnioski

Grunty pokopalniane w rejonie Łęknicy są bardzo podatne na zjawiska erozji. W składzie granulometrycznym przeważają frakcje piasku drobnego i pyłu grubego, które stanowią około 95% udziału wszystkich frakcji. W gruntach tych stwierdzono duży udział drobnych okruchów węgla brunatnego a słabsze wsiąkanie wody opadowej w głąb gruntu zwiększało spływy powierzchniowe wody.

W trakcie wykonywania prac rekultywacyjnych popełniono błędy, które mogły przyczynić się do wystąpienia erozji wodnej. Zastosowano bowiem długie stoki sięgające do 200 m i wykonywano zbiegi wzdłuż nachylenia stoków. Dawka azotu stosowana przed sadzeniem roślin okazała się zbyt niska dla dobrego rozwoju roślin (szeroki stosunek C:N powodował sorpcję biologiczną azotu).

Zapobieganie erozji na tych terenach jest możliwe poprzez: skrócenie długości stoków, formowanie tarasów, uprawę w poprzek nachylenia stoków, stosowanie wyższych dawek azotu przed sadzeniem drzew oraz głębsze spulchnianie gruntów co może zwiększyć wsiąkanie wody w głąb profilu i jednocześnie zmniejszać spływy powierzchniowe.

Literatura

1. GIEGUŻYŃSKA E., GOŁĘBIEWSKA D., KOĆMIT A., SASIM S.: *Zawartość i skład frakcyjny próchnicy w erodowanych glebach uprawnych wsi Brwice (zachodniopomorskie)*. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis 217, Agricultura 87, 73-76, Wydawnictwo AR Szczecin 2001
2. GREINERT A.: *Przewodnik do ćwiczeń z gleboznawstwa i ochrony gleb*. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra 1998
3. GREINERT H., GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej. Zielona Góra 1999
4. JÓZEFACIUK Cz.: *Erozja wąwozowa w Polsce*. Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe „Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na procesy erozji gleb”, 64-65, Wrocław 1989
5. JÓZEFACIUK Cz., JOZEFACIUK A., NOWOCIEŃ E., WOWER R.: *Erozja wąwozowa w województwie zachodniopomorskim*. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis 217, Agricultura 87, Wydawnictwo AR Szczecin, 73-76, Szczecin 2001
6. LICZNAR M., DROZD J.: *Stan badań nad erozją gleb terenów nizinnych i wyżynnych Polski południowo-zachodniej*. Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe „Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na procesy erozji gleb”, 5-18, Wrocław 1989
7. MARCINEK J., KOMISAREK J.: *Przekształcenia pokrywy glebowej na skutek przyspieszonej erozji wodnej falistych i pagórkowatych terenów Niziny Wielkopolski*. Folia Univesitatis Agriculturae Stetinensis 217, Agricultura 87, Wydawnictwo AR Szczecin, 135-146, Szczecin 2001
8. MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P.: *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR w Poznaniu, Poznań 1997
9. REJMAN J.: *Ocena przemieszczania materiału glebowego w procesie erozji wodnej na glebie lessowej*. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis 217, Agricultura 87, Wydawnictwo AR Szczecin, 195-199, Szczecin 2001

EROSION OF POST-MINING HEAPS IN ŁĘKNICA REGION

Key words: post-mining heaps, water erosion

S u m m a r y

Paper presents the physical and chemical proprieties of soil on the heaps of former lignite mine "The friendship of Nations", in Łęknica region. Unfavourable for plants proprieties of grounds as the consequence of wrong executed reclamation works on described terrain were the cause of strong superficial water erosion as well as ravine erosion.

HENRYK GREINERT, ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB *

MIKROELEMENTY W POKOPALNIANYCH GRUNTACH W REJONIE ŁĘKNICY

Słowa kluczowe: rekultywacja leśna, zwałowiska pokopalniane, mikroelementy

Streszczenie

W pracy przedstawiono zmiany zawartości mikroelementów w pokopalnianych gruntach w rejonie Łęknicy. Zawartość mikroelementów w opisywanych gruntach była bardzo niska ($Mn < 10,2$, $Cu < 1,8$, $Zn < 6,4$, $Ni < 3,2$, $Co < 2,3$, $Pb < 8,2$ $mg \cdot kg^{-1}$). Po zastosowaniu wapna tlenkowo-magnezowego, pochodzącego z huty cynku zaobserwowano zmianę zawartości manganu, cynku, miedzi i ołowiu w gruntach (Mn do 46,5, Cu do 11,4, Zn do 19,7 i Ni do 15,9 $mg \cdot kg^{-1}$). W próbkach gruntu pobranych po dwudziestu latach rekultywacji leśnej, największą zawartość mikroelementów odnotowano w ściółce leśnej (Mn 31,9-57,4, Cu 6,3-20,4, Zn 100,9-105,5, Ni 6,3-8,9, Co 1,7-2,8, Pb 12,8-31,0 $mg \cdot kg^{-1}$). Zaobserwowano wyraźne zmniejszenie zawartości tych pierwiastków wraz z głębokością.

Wprowadzenie

Grunty zwałowisk pokopalnianych powstałych w wyniku działalności Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” w rejonie Łęknicy, charakteryzowały się niekorzystnymi dla roślin właściwościami [Greinert 1988].

Skład granulometryczny pozwalał zaliczyć opisywane grunty do grupy i podgrupy piasku gliniastego lekkiego. Wśród oznaczonych frakcji glebowych stwierdzono największą zawartość piasku drobnego i pyłu grubego.

Charakteryzowane grunty odznaczały się niską pojemnością wodną (ok. 30%_{wag.}), zawartością materii organicznej od 1,2 do 6,3%, szerokim stosunkiem C:N, często przekraczającym 100:1 i niewielkimi właściwościami sorpcyjnymi ($T = 5,4-8,0$ $cmol \cdot kg^{-1}$). Zawartość ogólnych form makroskładników, za wyjątkiem potasu była niska. Niska była też zawartość przyswajalnych form fosforu i potasu. Odczyn utworów był bardzo kwaśny (pH-H₂O poniżej 3,6).

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Prezentowana praca skupia się na zawartości mikroskładników w gruntach pokopalnianych oraz zmianach w tej zawartości na skutek prowadzonych prac rekultywacyjnych (po 20 latach prowadzenia rekultywacji leśnej).

Opis prac prowadzonych na zwałowiskach i metodyka badań

Kopalnia Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” zakończyła wydobywanie węgla w latach siedemdziesiątych ubiegłego stulecia. W wyniku jej działalności powstały zwałowiska gruntu mineralnego, które zdecydowano obsadzić roślinnością drzewiastą.

Po wyrównaniu terenu, przed posadzeniem drzew, zastosowano wapno tlenkowo-magnezowe z Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, w dawce $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz 30-procentową mączkę fosforytową w dawce $5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Wykonano te zabiegi celem neutralizacji gruntów oraz podniesienia ich zasobności. Wapno zawierało w swoim składzie średnio 0,4% cynku, 0,6% manganu i 0,1% ołowiu ogółem. Po wymieszaniu wapna i mączki fosforytowej z gruntem posadzono drzewka sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.).

W roku 1986 na obsadzonych powierzchniach założono doświadczenia polowe, w których zastosowano różne warianty nawożenia mineralnego. Uśrednione próbki gruntu mineralnego pobierano do badań z różnych głębokości, trzykrotnie:

1. po wykonaniu wstępnych prac rekultywacyjnych (wyrównaniu powierzchni); z głębokości: 0-25, 25-50, 50-75 i 75-100 cm (wyniki analiz zestawiono w tabeli 1);
2. przed wysiewem nawozów na poletkach doświadczalnych, z głębokości: 0-20 cm (wyniki analiz zestawiono w tabeli 2);
3. po 20 latach trwania doświadczeń, z różnych poziomów glebowych, kształtujących się profili (wyniki analiz zestawiono w tabeli 3).

Próbki gruntu wysuszono, przesiano przez sito o średnicy oczek 1,02 mm i ekstrahowano wodą królewską. W sporządzonych wyciągach oznaczono zawartość: Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Co i Pb, wykorzystując metodę spektrofotometrii absorpcyjnej (AAS FL).

Omówienie wyników

Dane zawarte w tabeli 1 wskazują, że pod względem zawartości mikroelementów grunt zwałowiskowy nie był zbyt silnie zróżnicowany. Analizowany grunt zawierał dużo żelaza ($3750\text{-}4370 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), co może mieć związek z obecnością w badanym materiale pirytu (siarczek żelaza). Zawartość pozostałych

mikroelementów była niska i porównywalna do zawartości tych składników w glebach piaszczystych naturalnej genezy.

Tab. 1. Zawartość mikroelementów w utworach pokopalnianych; próbki pobrano po wyrównaniu powierzchni ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 1. Microelements content in post-mining grounds; samples taken after the terrain leveling ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Głębokość (Deep) cm	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Co	Pb
0-25	3750	9,4	1,5	5,2	3,1	1,6	8,2
25-50	3770	9,6	1,7	5,5	2,6	1,7	7,4
50-75	4378	10,2	1,8	6,4	3,2	2,3	7,6
75-100	3896	9,8	1,6	5,3	3,0	2,0	6,7

Dane zawarte w tabeli 2 wskazują jednoznacznie na duży wpływ wapnowania na wzrost zawartości mikroelementów w badanych utworach. Zawartość oznaczonych składników (poza żelazem) w próbkach pobranych po tym zabiegu była wyraźnie wyższa niż przed nim. Najwyraźniej zwiększyła się zawartość miedzi (około 8-krotnie) bez względu na miejsce pobrania próbek. W przypadku pozostałych składników wystąpiły różnice między powierzchniami odmiennie zagospodarowanymi – z nasadzeniem 6-letnim i 1-rocznym. Może być to efektem niedokładności wymieszania wapna z materiałem gruntowym podczas przeprowadzania nawożenia.

Zawartość niklu była wyższa w próbkach z nasadzeń 1-rocznych, a manganu i cynku – z nasadzeń 6-letnich.

Tab. 2. Średnia zawartość mikroelementów w warstwie 0-20 cm utworów pokopalnianych; próbki pobrano po wapnowaniu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [Greinert 1988]

Table 2. Average microelements content in the layer 0-20 cm of post-mining grounds; samples taken after the liming process ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) [Greinert 1988]

	Zawartość mikroelementów (Microelements content)				
	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni
Nasadzenia 6-letnie	3798	46,5	11,4	19,7	8,4
Nasadzenia 1-roczne	3140	25,2	10,9	16,1	15,9

W analizach przeprowadzonych po 20 latach trwania rekultywacyjnych doświadczeń nawożeniowych zauważono silne zróżnicowanie średniej zawartości mikroelementów, w zależności od głębokości pobrania próbek (tab. 3).

Zawartość mikroelementów w poziomie ściółki leśnej była wyraźnie wyższa od zawartości w próbkach pobranych z pozostałych głębokości. Największa różnica w zawartości stwierdzona została w przypadku cynku i manganu.

Tab. 3. Średnia zawartość mikroelementów w glebach pokopalnianych; po 20-letnim okresie trwania doświadczeń rekultywacyjnych ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 3. Average microelements content in the post-mining soils; samples taken after 20 years of investigation time ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Głębokość (Deep) cm	Zawartość mikroelementów (Microelements content)						
	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni	Co	Pb
Nasadzenia sosny 6-letnie (6-years old seedlings)							
0-2	3116	31,9	20,4	105,5	8,9	1,7	31,0
2-8	1574	10,1	4,9	58,0	8,1	1,4	1,72
8-15	1981	10,1	2,7	10,4	10,7	1,2	1,29
15-25	1984	7,1	2,0	7,1	7,9	1,2	1,50
25-50	1742	4,7	3,1	6,6	8,6	1,3	1,52
50-75	1830	4,0	2,3	6,1	7,8	1,1	1,42
Nasadzenia sosny 1-roczone (1-year old seedlings)							
0-2	3611	57,4	6,3	100,9	6,3	2,8	12,8
2-4	4101	36,5	7,0	85,4	7,5	2,9	12,4
4-8	3420	13,4	3,0	52,0	4,3	3,3	10,6
8-15	3677	8,0	1,4	7,9	4,3	1,5	10,1
15-25	4314	8,2	1,5	7,8	3,8	1,8	8,9
25-50	4131	8,0	1,3	5,8	2,6	1,6	8,7
50-75	3458	6,2	1,1	5,8	3,1	1,6	7,8

Udowodniono statystycznie istnienie współzależności między zawartością większości oznaczanych mikroelementów w gruntach pokopalnianych po 20 latach doświadczeń rekultywacyjnych a zawartością w nich węgla całkowitego. Najwyższą zależność stwierdzono w przypadku manganu, gdzie współczynnik korelacji wyniósł 0,96. Zawartość manganu była determinowana zawartością węgla w gruntach aż w 92%. Wysoce istotną zależność stwierdzono w przypadku cynku, a istotne w przypadku miedzi i ołowiu (tab. 4).

Dane zebrane w przedstawianej tabeli wskazują też na wysokie współzależności pomiędzy zawartością manganu i pozostałych mikroelementów, z wyjątkiem niklu. Najwyższy współczynnik korelacji stwierdzono w przypadku zależności pomiędzy zawartością cynku i manganu ($r=0,88$). Zależności pozostałe – pomiędzy Co, Pb i Cu a Mn były istotne, a wartości współczynników porównywalne.

Wykazano wysoce istotną współzależność pomiędzy zawartością miedzi a zawartością cynku i ołowiu w gruntach oraz istotne zależności pomiędzy zawartością cynku a kobaltu i ołowiu.

Należy podkreślić, że największe współzależności pomiędzy zawartością poszczególnych mikroskładników oraz zawartością mikroskładników i zawartością węgla wystąpiły w przypadku metali, których największe ilości wprowadzono z wapnem tlenkowo-magnezowym (Mn, Zn, Cu i Pb).

Tabela 4. Zależności między zawartością węgla (TOC, w %) a mikroelementami ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w gruntach pokopalnianych po 20 latach trwania doświadczeń

Table 4. Correlations between TOC (%) and microelements content ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in the post mining soils after 20 years of investigation time

Analizowany związek (analyzed correlation)	Współczynnik korelacji (r) (correlation coefficient - r)	Równanie regresji (regression equation)	Współczynnik determinacji (D, %) (coefficient of determination - D, %)
x - C y - Mn	0,96 ^{xx}	$y=1,07x+6,82$	92
x - C y - Cu	0,68 ^x	$y=0,24x+2,35$	46
x - C y - Zn	0,86 ^{xx}	$y=2,35x+15,5$	74
x - C y - Pb	0,65 ^x	$y=0,36x+5,36$	42
x - C y - Co	0,49	$y=0,02x+1,59$	24
x - Mn y - Cu	0,56 ^x	$y=0,18x+1,51$	31
x - Mn y - Zn	0,88 ^{xx}	$y=2,17x+1,02$	77
x - Mn y - Co	0,64 ^x	$y=0,029x+1,34$	41
x - Mn y - Pb	0,60 ^x	$y=0,29x+3,80$	36
x - Cu y - Zn	0,78 ^{xx}	$y=5,99x+9,0$	61
x - Cu y - Pb	0,83 ^{xx}	$y=1,31x+2,70$	69
x - Zn y - Co	0,63 ^x	$y=0,01x+1,39$	40
x - Zn y - Pb	0,69 ^{xx}	$y=0,14x+3,43$	48

x, xx – istotność odpowiednio na poziomie istotności 95% i 99%

x, xx – significance correspondingly on the 95% and 99% level

Dyskusja

Zawartość mikroelementów w gruntach pokopalnianych w rejonie Łęknicy uległa wyraźnym zmianom. Zawartość wyjściowa omówionych składników była niska i zbliżona do siebie, z wyjątkiem żelaza. Wprowadzenie do gruntów pokopalnianych wapna tlenkowo-magnezowego w ilości $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ celem neutralizacji silnie kwaśnego odczynu spowodowało wyraźny wzrost koncentracji mikroskładników. Dotyczyło to zawartości manganu, cynku, ołowiu i miedzi – składników, których w zastosowanym wapnie odpadowym z Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” było dużo. W tym miejscu należy wspomnieć, że rekultywacyjne wykorzystanie materiałów odpadowych, w tym wapna różnego pochodzenia, było w przeszłości i jest także obecnie często spotykaną praktyką.

W miarę upływu lat zawartość składników ulegała zmianom. Analiza wykonana po 20 latach trwania rekultywacyjnych doświadczeń nawożeniowych wykazała akumulację mikroskładników w wykształcającym się poziomie ściółki leśnej i bezpośrednio pod nim (2-8 i 8-15 cm p.p.t.). W poziomach głębiej zalegających zawartość oznaczanych składników była porównywalna do średnich stwierdzanych w gruntach po zastosowaniu nawozu wapniowego.

Należy podkreślić małą mobilność metali ciężkich w badanych gruntach pomimo tego, że grunty te są silnie kwaśne. Chociaż pH w gruntach w pierwszych latach po zastosowaniu wapna osiągnęło wartość niekiedy dochodzącą do 7,0, odczyn taki długo się nie utrzymywał – w miarę upływu czasu wracał do stanu wyjściowego [Drab i in. 2005].

Wnioski

- 1) Nowo powstałe grunty pokopalniane w rejonie Łęknicy wykazały w swoim składzie niską zawartość Co, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn.
- 2) Wapno tlenkowo-magnezowe zastosowane do neutralizacji kwaśnego odczynu gruntów zwałowiskowych zwiększyło zawartość większości oznaczanych mikroskładników.
- 3) Próbkę gruntu pobrane po 20 latach trwania rekultywacyjnych doświadczeń połowych wykazały podwyższoną zawartość Mn, Zn, Pb i Cu.
- 4) Odnotowano znaczącą akumulację mikroskładników w kształtującym się poziomie ściółki leśnej i gruncie zalegającym bezpośrednio pod nim. Wraz z głębokością p.p.t. zawartość mikroskładników znacząco obniżała się.
- 5) Z uwagi na zaobserwowane zależności, należy poważnie rozważyć sens rekultywacyjnego użycia wapna odpadowego z przemysłu metalurgicznego, zwłaszcza w wysokich dawkach.

Literatura

1. DRAB M., GREINERT A., GREINERT H.: *Rekultywacja leśna zwałowisk piasków mioceńskich – Cz. II. Zmiany właściwości materiału glebowego*. PAN. Komitet Inżynierii Środowiska; Monografie, 33, 211-218. Lublin 2005
2. GREINERT H.: *Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy*. Zeszyty Naukowe WSInż. w Zielonej Górze; Nr 84, Inżynieria Środowiska 4; 93-104. Zielona Góra 1988

MICROELEMENTS IN THE POST-MINING GROUNDS IN ŁĘKNICA REGION

Key words: forest reclamation, post-mining dumps, microelements

S u m m a r y

In the paper were introduced changes of microelements content in the post-mining grounds in Łęknica region. The content of microelements in described ground material was very low ($Mn < 10,2$, $Cu < 1,8$, $Zn < 6,4$, $Ni < 3,2$, $Co < 2,3$, $Pb < 8,2$ $mg \cdot kg^{-1}$). After use of magnesium lime from zinc mill the change of content of Mn, Zn, Cu and Pb in grounds was noticed (Mn to 46,5, Cu to 11,4, Zn to 19,7 and Ni to 15,9 $mg \cdot kg^{-1}$). In the samples, taken after 20 years of forest reclamation, the largest content of microelements in duff has been noted (Mn 31,9-57,4, Cu 6,3-20,4, Zn 100,9-105,5, Ni 6,3-8,9, Co 1,7-2,8, Pb 12,8-31,0 $mg \cdot kg^{-1}$). Decrease of content with ground depth was clearly observed.

MIECZYŚLAW GRZELAK*

**WYKSZTAŁCENIE SIĘ WARIANTÓW W OBREBIE SZUWARU
MOZGOWEGO PHALARIDETUM ARUNDINACEAE
POD WPLYWEM SIEDLISKA
I CZYNNIKA ANTROPOGENICZNEGO**

Słowa kluczowe: szuwar mozgowy, warianty, faza terminalna, dolina Warty, zróżnicowanie fitosocjologiczne

Streszczenie

W wyniku wieloletnich badań w dolinie Warty, na podstawie większej stałości (S) oraz udziału (D) gatunku wyróżniono w zespole Phalaridetum arundinaceae cztery warianty: z Glyceria maxima, z Carex gracilis z Alopecurus pratensis, z Achillea ptarmica oraz fazę terminalną (schyłkową) z Urtica dioica. Warianty wykazują zróżnicowany skład florystyczny, ale wszystkie są związane syngenetycznie z zespołem mozgowym. Największy wpływ na powstanie i rozwój wariantów ma czynnik antropogeniczny, głównie prace melioracyjne, regularne 3-5-krotne koszenie, zbiór, nawożenie mineralne i organiczne oraz zabiegi pielęgnacyjne. Jednak zaniedbanie lub niewłaściwe użytkowanie runi prowadzi do wykształcenia się wariantów o wartości miernej lub niepożądaney, np. fazy terminalnej z Urtica dioica, powstałej wskutek dużych błędów i zaniedbania w użytkowaniu.

Wstęp

Zespół *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931, należy do najbardziej rozpowszechnionych zbiorowisk szuwarów właściwych. W dolinie Warty w wyniku wieloletnich badań Grynia i Grzelak [2000], Grzelak i in. [2003] stwierdzono, że charakteryzuje go duże zróżnicowanie florystyczne, co wyraża się w wydzieleniu pięciu podzespołów i czterech wariantów oraz jednej fazy terminalnej z *Urtica dioica*. Wielkość płatów jest bardzo zróżnicowana. Największe o powierzchni kilku hektarów występują przy Kanale Ulgi, wzdłuż starorzeczy między Koninem a Kraśnicą w jej końcowym odcinku i u ujściu

* Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Katedra Łąkarstwa

Warty, natomiast mniejsze o wielkości 30 m², 200 m², 800 m² do 1 ha występują lokalnie wzdłuż całej doliny.

Warianty wykazują zróżnicowany skład florystyczny, ale wszystkie są związane syngenetycznie z zespołem *Phalaridetum arundinaceae*. Fitocenozy tego zespołu spotykane są najczęściej w starorzeczach i terasach zalewowych, a ich powstawaniu sprzyjają rozlewiska [Wojtaszek 1989; Brzeg i Ratyńska 1991; Borysiak 1994; Kryszak i Budziński 2003; Grzelak 2004]. Bardzo często występują także nad brzegami wzdłuż rzeki. Są to nieduże płyty ciągnące się pasami o różnej szerokości. Zespół występuje także na tzw. przymuliskach przy wałach przykorytowych i obniżeniach. Największy wpływ na powstanie i rozwój wariantów ma czynnik antropogeniczny, głównie prace melioracyjne, regularne 3-5-krotne koszenie, zbiór, nawożenie mineralne i organiczne oraz zabiegi pielęgnacyjne [Herbich 1994; Nösberger i Kessler 1997; Kryszak i in. 2006]. Zaniechanie lub niewłaściwe użytkowanie runi prowadzi do degradacji gleby i wykształcenia się wariantów o wartości najczęściej miernej i niepożądaney, np. fazy terminalnej z *Urtica dioica* [Grzelak i in. 2006].

Celem badań jest charakterystyka zróżnicowania florystycznego wykształconych wariantów w obrębie szuwaru mozgowego, a więc jednostek niższych od zespołów wykształconych pod wpływem czynnika antropogenicznego i siedliska.

Material i metody

Przedstawione w pracy wyniki stanowią analizę blisko 140 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1988-2005, na pradolinnych łąkach wzdłuż Warty metodą Brauna-Blanqueta, na płatach wielkości od 25 m² do 1 ha. Wyróżniając fitocenozy roślinne poniżej zespołu, a więc podzespoły, brano przede wszystkim pod uwagę gatunki wyróżniające lub lokalnie wyróżniające, a warianty określano na podstawie większej stałości (S) oraz udziału (D) gatunku tworzącego wariant.

Klasyfikację zbiorowisk roślinnych podano wg nomenklatury Matuszkiewicza [2006], a nazwy łacińskie roślin według Mirka i in. [1995].

Oprócz badań florystycznych, wykonano w różnych miejscach doliny, typowe dla badanych zbiorowisk wiercenia i profile glebowe. Pozwoliły one dokonać klasyfikacji typologicznej, zgodnie z Systematyką Gleb Polski wg PTG i przy użyciu powszechnie stosowanych metod w gleboznawstwie [Mocek i in. 2000] oraz niektóre właściwości gleb dla wyróżnionych wariantów, takie jak: pH w 1M KCl, klasę bonitacji, kompleks rolniczej przydatności oraz głębokość zalegania wody.

Wyniki badań

W obrębie zespołu *Phalaridetum arundinaceae* w dolinie Warty, stwierdzono występowanie pięciu podzespółów, czterech wariantów i jednej fazy terminalnej (schyłkowej):

- Podzespół: 1. *Phalaridetum arundinaceae typicum*
 2. *Phalaridetum arundinaceae rorippetosum amphibiae*
 3. *Phalaridetum arundinaceae glycerietosum maximae*
 4. *Phalaridetum arundinaceae caricetosum gracilis*
 5. *Phalaridetum arundinaceae alopecuretosum pratensis*
- Wariant: a) z *Glyceria maxima*
 b) z *Carex gracilis*
 c) z *Alopecurus pratensis*
 d) z *Achillea ptarmica*
- i faza terminalna (schyłkowa) z *Urtica dioica*.

Skład florystyczny wyróżnionych wariantów

W dolinie Warty wyróżniono cztery warianty: a) z *Glyceria maxima*, b) z *Carex gracilis* c) z *Alopecurus pratensis* d) z *Achillea ptarmica* oraz 1 fazę terminalną (schyłkową) z *Urtica dioica* (tab. 1). Powstanie i rozwój wariantów jest najczęściej wynikiem zarówno zamierzonych działań czynnika antropogenicznego, jak i niezamierzonych jego skutków, co prowadzi do wykształcenia się zbiorowisk z roślinnością mierną i niepożądaną.

Wariant z *Glyceria maxima* wykształcił się na stanowiskach silnie wilgotnych, gdzie działalność człowieka ogranicza się najczęściej do 2-3-krotnego koszenia. Jest to zbiorowisko florystycznie ubogie (tab. 1), gdyż buduje je okazała *Glyceria maxima* o $S = V$ i $D = 1180,6$. Charakteryzuje się ona wysokimi plonami i niewielką wartością paszową, ze względu na gromadzenie dużej ilości glukozydów cyjanogennych. Oprócz mianu mielec liczniej występują tu: *Rumex hydrolapathum* ($S = III$, $D = 238,4$) i *Lysimachia thyrsoflora* ($S = II$, $D = 67,5$).

Wariant z *Carex gracilis* występuje w lokalnych obniżeniach, na stanowiskach silnie wilgotnych przez cały okres wegetacyjny. Udział *Carex gracilis* jest stosunkowo wysoki ($S = IV$, $D = 896,8$), ale znacznie mniejszy od *Phalaris arundinacea* ($S = IV$ i $D = 1341,7$) (tab. 1). Większą stałość $S = III$ i współczynnik pokrycia $D = 396,6$ ma *Mentha aquatica* i *Lythrum salicaria*. Jest to wariant stosunkowo ubogi florystycznie i o niewielkiej wartości paszowej. Jedynie koszony we wczesnych fazach rozwoju może być użytkowany paszowo.

Wariant z *Alopecurus pratensis* jest nieco suchszy od wyżej wymienionych. W dolinie Warty występuje lokalnie na terasach zalewowych. Jest on bogaty florystycznie. Liczy 35 gatunków. Wyróżniając się dużym udziałem

gatunków z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (tab. 1). *Alopecurus pratensis* wykazuje dużą stałość ($S = IV$ i $D = 1345,5$), ale dominuje *Phalaris arundinacea* o $S = V$ i $D = 1678,4$. Wartość paszowa wyróżnionego wariantu jest dość dobra, ale zależy od terminu koszenia i występowania gatunków towarzyszących, np. roślin motylkowatych.

Wariant z *Achillea ptarmica*. Krwawnik kichawiec ($S = V$, $D = 1650,0$) utrzymuje się dość licznie w niewielkich okrajkowych miejscach, nad brzegami cieków, w siedliskach wilgotniejszych. Jedyne gatunek charakterystyczny, *Phalaris arundinacea*, wyróżnia się ($S = V$ i $D = 1728,0$). Zbiorowisko charakteryzuje się nieco rozluźnioną darnią. Inne mają małą stałość i niski współczynnik pokrycia (tab. 1). Wartość gospodarcza wariantu jest niewielka z powodu niedostępności terenu, a także ze względu na mierną wartość występujących tu gatunków roślin.

Faza terminalna (schyłkowa) z *Urtica dioica*. Wyróżniona faza terminalna jest przykładem skrajnej antropopresji, a obfite występowanie *Urtica dioica* o $S = V$ i $D = 1018,8$, wynika z użytkowania ornego użytków zielonych, co powoduje strukturę luźną, wysoce porowatą, określaną często w łąkarstwie jako „rozpulchnienie gleby”. Zjawisko to potęguje zaniechanie corocznego koszenia. Bujnemu wzrostowi i rozwojowi *Urtica dioica* oraz masowemu występowaniu pokrzywy w dolinie Warty na niektórych płatach, sprzyjają również żerujące dziki, które spulchniają żyzny teren i niszczą inne rośliny. Zbiorowisko z pokrzywą spotykane jest na glebach organogenicznych, które podsycają w górnej warstwie. Stanowiska te są szczególnie zasobne w azot na skutek jego uwalniania się z gleby. Nitrofilna *Urtica dioica* chętnie wypełnia wszelkie luki. Pod względem florystycznym zwarcie runi jest małe, więc w miejsce licznie występujących dużych luk wkracza *Urtica dioica*, przy współdziałaniu innych mało-wartościowych roślin (tab. 1). Wyjątkiem jest *Phalaris arundinacea* o $S = V$ i $D = 1782,5$.

Tab. 1. Wyróżnione warianty oraz faza terminalna *Phalaridetum arundinaceae* w dolinie Warty (tabela zbiorcza - skrócona)

Table 1. Distinguished variants and the terminal phase of the *Phalaridetum arundinaceae* in the Warty River valley (combined table - shortened).

Dane	Subasocjacja*	Warianty - variants				Terminal phase**	Stalność Constancy
		A	B	C	D		
Powierzchnia m ² Area m ²							
Pokrycie ogółem (%) Total cover (%)	100	95	100	85	85	80	
Warstwy zielnej (%) Herbal laser (%)	100	100	90	100	95	80	
Liczba gatunków Numer of species	22	31	35		29	29	
Numer kolejny	1	2	3	4	5	6	7
Gat. charakt. dla zespołu (=wyróżn. dla podzespołu typicum) Sp.charact. for the association (= differential species for the subassociation typicum) <i>Phalaris arundinacea</i> <i>Poa palustris</i>	V 6910,9 III 253,7	V 1254, 0 17,6	IV 1341, 7	V 1678, 4 II 10,0	V 1728, 0	V 1782,5 I 15,6	V IV
Gatunki wyróżniające Differential sp.							
Differential species	-	V	-	-		I 27,8	II
var. z <i>Glyceria maxima</i>	-	1180,	-	II 6,7			II
<i>Rumex hydrolapathum</i>	I 8,6	6	-	IV	I 3,3		IV
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	-	138,4	IV		-	-	III
var. z <i>Carex gracilis</i>	II 4,8	II 77,5	896,8	II 6,7	-	-	III
<i>Mentha aquatica</i>	-		III	I 3,4		-	I
<i>Lythrum salicaria</i>		-	396,6	-			
	III 545,5	V 10	II 34,6		-	-	IV
var. z <i>Alopecurus pratensis</i>	-	-		IV	II 6,7	I 4,8	IV
<i>Poa trivialis</i>	-		III 5,9	1345,	III	-	III
<i>Lathyrus palustris</i>		I 2,5	I 83,4	5	32,5		
		-	II 16,6	II			III
var. z <i>Achillea ptarmica</i>		III 6,8		176,7	V		
faza terminalna z <i>Urtica dioica</i>	I 1,4		II 6,7	-	1650, 0	V 1018,8	IV
- <i>Urtica dioica</i>		I 3,3		-			
				II 162,9			

*Subasocjacja *Phalaridetum arundinaceae* typicum A. *Phalaridetum arundinaceae* var. z *Glyceria maxima*, B. *Phalaridetum arundinaceae* var. z *Carex gracilis*, C. *Phalaridetum arundinaceae* var. z *Alopecurus pratensis*, D. *Phalaridetum arundinaceae* var. z *Achillea ptarmica*,

** Faza terminalna z *Urtica dioica*

Zarówno w podzespole *Phalaridetum arundinaceae typicum*, jak i w wariantach A, B, D oraz fazie terminalnej, gleby zaliczono do działu gleb hydrogenicznych, rzędów: gleby bagienne, gleby pobagienne i aluwialne; typów: gleby torfowe, mułowe, murszowe i mady rzeczne (tab. 2). W przypadku wariantu C, gleby zaklasyfikowano do działu gleb napływowych, rzędu aluwialnych i typu mady rzeczne. Wartość rolniczą wyceniono na poziomie klas bonitacyjnych V i VI, a wartość użytkową zakwalifikowano do kompleksu rolniczej przydatności 3z. Głębokość zalegania zwierciadła wód gruntowych w poszczególnych wariantach wahała się w szerokim zakresie od 0,05 do 0,90 m. Odczyn epipedonów oraz poziomów usytuowanych bezpośrednio pod nimi był we wszystkich przypadkach zbliżony i mieścił się w przedziale pH = 5,60-6,95.

Tab. 2. Systematyka i niektóre właściwości gleb dla wyróżnionych wariantów

Table. 2. Taxonomy and properties of soils for the distinguished variants

Warianty Variants	Systematyka badanych gleb Taxonomy of investigated soils			pH 1M KCl	(KB) ¹ class [20]	(KRP) ²	Gł. zalegania wody Water depth [m]
	Dział Division	Rząd Order	Typ Type				
Subasocjacja <i>Ph. ar.</i> <i>typicum</i>	Hydrogeniczne Hydrogenic	Bagienne Bog	Torfowe Peat	5,60- 6,80	VI	3z (-)	0,05-0,40
A, B, D	Hydrogeniczne Hydrogenic	Bagienne Bog	Mułowe Muddy	6,10- 6,95	V	3z (-)	0,15-0,40
C	Napływowe Aluvial soil	Aluwialne Aluvial	Mada rzeczna River al. soil	6,00- 6,45	V	3z (-)	0,08-0,65
Terminal phase	Hydrogeniczne Hydrogenic	Pobagienne Post-bog	Murszowe Muck	6,20- 6,60	V	3z (-)	0,10-0,90

¹ Klasa bonitacji Evaluation class

² Kompleks rolniczej przydatności. The complex of agricultural suitability

Podsumowanie

Podsumowując, należy stwierdzić, że dolinę Warty charakteryzuje duże zróżnicowanie florystyczne, co wyraża się w wydzieleniu pięciu podzespołów i czterech wariantów oraz jednej fazy terminalnej z *Urtica dioica*. Wymienione jednostki syntaksonomiczne zespołu są dowodem, na zmieniające się w ostatnich dziesiątkach lat warunki siedliskowe i klimatyczne oraz świadczą o obniżaniu się poziomu użytkowania, a nawet jego zaniedbania.

W łąkarstwie jest sprawą istotną wyróżnienie nie tylko zespołu, ale również jednostek niższych od niego. Wskazuje to na zróżnicowanie florystyczne, mające wpływ na ilość i jakość uzyskiwanej paszy.

Literatura

1. BORYSIK J.: *Struktura aluwialnej roślinności lądowej środkowego i dolnego biegu Warty*. s. Biologia, 52, 254, UAM 1994
2. BRZEG A., RATYŃSKA H.: *Niejeziorne zbiorowiska wodne i bagienne okolic Konina*. Pr. Kom. Biol. PTPN 70: 27-102, 1991
3. GRYNIA M., GRZELAK M.: *Ocena aktualnego stanu wysokopłonujących łąk mozgowych w aspekcie wartości paszowej*. Mat. Sem. IMUZ-Falenty 45: 210-216, 2000
4. GRZELAK M.: *Zróźnicowanie fitosocjologiczne szuwaru mozgowego Phalaridetum arundinaceae (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931 na tle warunków siedliskowych w wybranych dolinach rzecznych Wielkopolski*. Roczn. AR Poznań, Rozpr. Nauk., 354, pp. 138, 2004
5. GRZELAK M., KRYSZAK A., SPYCHALSKI W.: *Charakterystyka geobotaniczna zbiorowisk szuwarowych związku Phragmitum w wybranych dolinach rzecznych Wielkopolski*. Roczn. AR Poznań. 62: 15-23, 2003
6. GRZELAK M., BOCIAN T., JANYSZEK M., KACZMAREK Z.: *Floral and Adaphic Differentiation of Phragmitetum australis (GAMS 1927) SCHMALE 1939*. Polish J. Environ. Stud. Vol. 15. No 5d: 169-175, 2006
7. HERBICH J.: *Przestrzenno-dynamiczne zróźnicowanie roślinności dolin w krajobrazie młodoglacjalnym na przykładzie Pojezierza Kaszubskiego*. Monogr. Bot. 76: 1-175, 1994
8. KRYSZAK A., BUDZIŃSKI M.: *Geobotaniczna i gospodarcza ocena zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych w pradolinie Warty*. PTPN 95: 77- 83, 2003
9. KRYSZAK J., KRYSZAK A., ROGALSKI M.: *Ekstensywne użytkowanie łąk i pastwisk szansą zachowania różnorodności zbiorowisk trawiastych. Człowiek i środowisko przyrodnicze Pomorza Zachodniego*, 1: 153-158, Warszawa 2006
10. MATUSZKIEWICZ W.: *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN 2006
11. MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A., ZAJĄC M.: *Vascular Plants of Poland. A. Checklist., Guidebook series*, 15: 1-303, Polish Botanical Studies 1995
12. MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P.: *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR Poznań 2000
13. NÖSBERGER J., KESSLER W.: *Utilization of grassland for biodiversity, Grassland Science in Europe*, 2: 949-956, 1997
14. WOJTASZEK M.: *Roślinność starorzeczy prawobrzeżnej doliny Warty w rejonie Rogalina*. Bad. Fizj. nad Polską Zachodnią, 39, s.B: 105-117, 1989

DEVELOPMENT OF VARIANTS WITHIN REED GRASS RUSHES *PHALARIDETUM ARUNDINACEAE* (KOCH 1926 N.N., LIBB. 1931) UNDER THE INFLUENCE OF SITE AND ANTHROPOGENIC FACTOR

Key words: Reed grass *Phalaridetum arundinaceae*, variants, the terminal phase, the Warty River valley, phytosociological diversification

S u m m a r y

*As a result of long-term investigations carried out in the Warta River valley, on the basis of greater stability (S) and proportion (D) of the species, the following four variants were distinguished in the *Phalaridetum arundinaceae* association: with *Glyceria maxima*, with *Carex gracilis* with *Alopecurus pratensis*, with *Achillea ptarmica* as well as 1 terminal (final) phase with *Urtica dioica*. The variants exhibit different floristic composition but they are all synergistically associated with the reed grass association. The strongest influence on the formation and development of variants is exerted by the anthropogenic factor, mainly the performed land improvement works, regular 3-5 times cutting, harvesting, and mineral and organic fertilisation as well as cultivation. However, the complete abandonment or improper utilisation of the sward results in the development of variants of lower or undesirable value, e.g. the terminal phase with *Urtica dioica* which developed following serious mistakes and neglect in utilisation.*

MICHAEL HOUBOLD-ROSAR, DIRK KNOCHE*

FOREST RECLAMATION IN THE LUSATIAN COAL MINING DISTRICT (GERMANY)

Key words: Forest reclamation, soil amelioration, basal fertilization, growing-stock objective, stand formation

S u m m a r y

This paper offers practical advice for the site adapted afforestation after lignite mining in Lusatia, Germany. The dumped substrates are characterized by low availability of nitrogen and phosphorous and are in most cases free of humus. Pyrite oxidation in Tertiary substrates leads to extreme acidity. However, these properties limiting plant growth can be modified by a site-adapted basal amelioration with limestone and special measures of NPK fertilization. Thereby, even on extremely acid sulphurous mine soils, productive forests can be established. In good agreement with the natural vegetation of the region the afforestation with common oak, sessile oak and small-leaved lime is favoured for better substrates, like carboniferous loamy sand or loam. On sandy and gravelly mine soils with low sorption capacity mixed stands with Scots pine, sessile oak and birch are suggested. The afforestation (spacing, planting method, mixing proportion) should be carried out according to experiences from the reforestation of unmined locations.

Introduction

In the lignite mining districts of Eastern Germany forest reclamation takes up a key position for sustainable landscape development. Above all, the forests growing on the mine sites essentially contribute to ecological compensation and revitalization of the natural balance that has been severely disturbed by mining [Katzur 1997; Thomasius & Häfker 1998]. As a result nearly 60% of the reclaimed area in the lignite mining district of Lusatia is covered by forests (300 km²). At present the annual rate of afforested areas amounts to 5 km².

However, afforestation of mine sites is considered to be complicated especially because of extreme chemical properties of the mine soils. As conse-

* Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. (FIB)

quence the ecosystem nutrient cycle establishes with delay having a negative effect on initial stand development [Heinsdorf 1996; Katzur 1998; Knoche et al. 2002]. Beside this, the dumping of Quaternary and Tertiary substrates very often causes a small-spaced heterogeneous soil pattern, making the choice of tree species even more difficult [Thum 1974].

The first growing-stock objectives for the reforestation of mine sites based on soil properties by Lorenz et al. [1968, 1970] und Schwabe [1970] therefore favoured robust pioneer tree species with low site requirements like Scots pine (*Pinus sylvestris* L), birch (*Betula pendula* Roth.), northern red oak (*Quercus rubra* Du Roi), black and grey alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn, *Alnus incana* (L) Munch.) or asp (*Populus tremula* L.). However, in the long term the growth potential of many mine sites was clearly undervalued as various growth investigations in older stands show. Even on moderately cohesive and not optimum ameliorated substrates vigorous permanent stockings of deciduous trees can be established with sessile or common oak (*Quercus petraea* Liebl, *Quercus robur* L.), small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and hornbeam (*Carpinus betulus* L.), which may surpass the yield level of adjacent natural sites [Katzur et al. 2000; Wünsche & Selent 2000}. Therefore, a new orientation in forest reclamation is taking place, which follows the common trend towards near-natural forest management. As far as site conditions allow, ecological stable and high-yielding climax stands with a high portion of deciduous trees should be established on the mine sites.

This paper summarizes the present state of knowledge about forest reclamation on mine sites in the Lusatian lignite mining district. From this point of view, further practical proposals can be derived for the reforestation of other soils developing in loose rocks (e.g. after gravel and sand mining).

Plant-bed preparation Amelioration

In the course of lignite mining frequently sandy to loamy Tertiary sediments containing high amounts of iron sulphides (pyrite) and lignite are dumped at the surface. Because of strong acidification (pH < 3.0) these substrates remain almost barren of vegetation [Knabe 1959; Pietsch 1996]. Without a suitable increase of pH reclamation is not possible. As the acidification potential of overburden material varies considerably accordant the lithofacies, it is necessary to calculate the lime requirement exactly for the different soil substrates and types of land-use. For this purpose it is advisable to calculate the so called „acid-base-balance“ [Illner & Katzur 1964] which has been used very successfully for agriculture and afforestation of acid sulphurous dump sites. It does not only

refer to the actual acidity but also accounts the acidification potential by total pyrite weathering in order to achieve a sustainable soil pH increase [Katzur 1998]. Until 1990 in Lusatia predominantly basic ashes from lignite power plants were used for liming. However, today in reclamation practice fine-milled lime marls are used for reclamation almost exclusively.

Several long-term planting trials confirm that for all tree species optimum growth results can be achieved with target pH-values between 5,5 and 6,5 and a depth of lime incorporation between 0,6 and 1 m. Liming should always be related to 1 m soil depth, so that the translocation of lime by seepage water leads to a base transport into the subsoil [Knoche & Haubold-Rosar 2004]. Common deep rotary tillers (sandy and loamy soils) and fast-running rotary tillers (clay soils) are very suitable for incorporation.

Compared to this the afforestation of pyrite-free Quaternary substrates is rather favourable. With pH H₂O-values above 4,5 (substrates without carbonates) up to 8 (calcareous substrates) the base saturation usually reaches more than 60% and therefore is optimal for tree growth [Knoche 2001]. As a consequence amelioration measures are not necessary. Exceptional are compact clays and tills that may need a deep technical loosening. Latest trials in practice show that the use of powerful fast-running rotary tillers will create a loose and well aggregated soil structure up to 0,6 m soil depth.

Fertilization

In general, the dumped raw soils have very low content of plant available nutrients, especially of nitrogen and phosphorous ($< 1 \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$). Besides the critical soil reaction primarily the insufficient availability of nitrogen limits plant growth [Heinsdorf 1992]. It is true that in lignitic substrates the nitrogen content amounts up to $100 \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$, but in the beginning of soil development this nitrogen is hardly plant-available because it is strongly bound to fossil organic substances. Only step-by-step in course of the establishing of lignin degrading fungi it gets part of the ecosystem nutrient cycle [Knoche et al. 2000]. Therefore, a basal fertilization before planting and a supplement NP(K)-top-dressing are recommended to achieve a safe survival of forest plantations [Heinsdorf 1996; Katzur 1998; Thomasius & Häfker 1998]. For basal fertilization 50 to $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ N, P or K are incorporated in the top soil layer. In case of higher lignite contents the application of nitrogen has to be increased. Optimum nutrient applications for the top-dressings range up to $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $100 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Table 1). They should be placed from the third year after planting when the root system has established and the nutrient reserves of the nursery plants

have been used up. The application of nitrogen is carried out in 2 to 3 parts of $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ each and with breaks of one to three years in between.

In the sapling stage the nutrition conditions in untreated and fertilized stands become adjusted. This relates to the establishment of natural element cycles and atmospheric nutrient inputs (nitrogen, phosphorous, base cations) [Heinsdorf 1996]. Therefore, older forests on mine sites show a well-balanced nutrient supply even in case of a moderate deposition level [Stähr et al. 2000]. Their nutrient turnover by crown leaching, litterfall and humus mineralization are similar to comparable forests in the surroundings of the mine sites, as a rule additional fertilization is not necessary [Knoche et al. 2002].

A significant improvement of the nutrient balance for the stand formation can also be achieved by application of easily degradable organic substances from waste materials (compost, sewage sludge) [Hüttl et al. 2004]. Hereby, the humus development can be clearly accelerated.

Table 1. Fertilization of the main tree species on mine soils in the Lusatian Lignite Mining District (modified according to Heinsdorf 1999)

Tree species	Dumped substrates without lignite	Dumped substrates with lignite
Scots pine	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{70}$	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{90}$
birch	3N_{80}	$3\text{N}_{80}1\text{P}_{80}$
sessile/common oak	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{50}1\text{K}_{40}$	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{100}1\text{K}_{40}$
small-leaved lime	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{100}1\text{K}_{40}$	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{100}1\text{K}_{40}$
valuable broad-leaved trees	$3\text{N}_{100}1\text{P}_{100}1\text{K}_{40}$	$2\text{N}_{100}1\text{P}_{100}1\text{K}_{40}$

$3\text{N}_{100}1\text{P}_{50}1\text{K}_{40}$ = three times fertilization with $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ each, in the first year in addition $50 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $40 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$

Afforestation

Major concern of forest reclamation is the safe formation of site adapted and well growing, vital stockings. As far as possible climax stands should be established in the first forest generation, which achieve multiple functions (protection and environmental conservation, production) with low management requirements. Based on the systematic analysis of numerous indicator plots on different mine sites [Thomasius et al. 1999; Böcker et al. 1999; Stähr 2003] a useful scheme for the selection of suitable tree species was derived (Table 2). The evolved growing-stock objectives correspond to combinations of tree species appearing by free succession in the terminal stage if negative effects such

as acidification or compaction can be excluded. Therefore, a well-adapted basal liming of acid sulphurous mine soils is assumed.

In spite of the moderately dry lowland climate of the region only extremely nutrient poor and dry substrates like Quaternary gravel, gravel sand or coarse sand are left to undemanding growing-stock objectives with dominating Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). Already on weakly cohesive sand with a low to medium trophy and moderate soil reaction (pH > 4,0) afforestation with sessile (*Quercus petraea* Liebl.) and common oak (*Quercus robur* L.) is possible. For more cohesive dumped substrates with a high nutrient status (trophy K and R) and growth optimum soil pH (5,5 to 6,5) mixed stands with valuable broad-leaved trees are recommended (common oak-small-leaved lime (*Quercus robur* L.-*Tilia cordata* Mill.), valuable broad-leaved trees (plane and sycamore maple, common ash)-common oak (*Acer platanoides* L., *A. pseudoplatanus* L., *Fraxinus excelsior* L.-*Quercus robur* L.).

Table 2. Growing-stock objectives for mine soil afforestation in the Lusatian Lignite Mining District (terrestrial sites, ground-water table > 2 m below soil surface), modified according to Thomasius et al. (1999), Böcker et al. (1999), Knoche (2001) and Stähr (2003)

Dumped substrate	Trophy	Humidity	Growing-stock objective
calcareous loam and silt (partly with gravel or lignite)	rich (R)	moist to moderately dry (4-2)	common oak-small-leaved lime, valuable broad-leaved trees (plane and sycamore maple, common ash)-common oak, valuable broad-leaved trees-beech
		dry (1)	sessile oak-birch, sessile oak-Scots pine, sessile/common oak-small-leaved lime
loam / loamy sand / silt / calcareous loamy sand with lignite	strong (K)	moist to moderately dry (4-2)	sessile/common oak-small-leaved lime/hornbeam, common oak-broad-leaved trees, beech-broad-leaved trees
		dry (1)	sessile oak-birch, sessile oak-Scots pine
loam / loamy sand / lignite containing loam, loamy sand or silt / calcareous sand with lignite	medium (M)	moist to moderately dry (4-2)	sessile/common oak-small-leaved lime/hornbeam, sessile oak-beech, sessile oak-sycamore maple
		dry (1)	sessile oak-Scots pine, sessile oak-birch

loamy sand / loamy sand and sand with lignite and gravel / pure sand (medium and fine textured)	low (G/Z)	moist to moderately dry (4-2)	sessile/common oak-Scots pine/birch
		dry (1)	sessile oak-Scots pine/birch, sessile oak-birch, common oak-birch, Scots pine-birch
coarse sand / sand with lignite or gravel / gravel	poor (A)	moist to moderately dry (4-2)	pure Scots pine, pure birch, Scots pine-birch
		dry (1)	pure Scots pine, pure birch, Scots pine-birch

From the ecological point of view and in order to minimize management risks the formation of mixed stands is favoured. In doing so the scope for silvicultural planning is growing with increasing trophy and water storing capacity. For example, in pine stands on dumped sand only birch or asp are considered as admixture species. On the other hand Scots pine can be integrated in oak stockings which corresponds to the natural vegetation of the surroundings. Suitable ancillary tree species on loam soils with a high sorption capacity and sufficient water supply are small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.), hornbeam (*Carpinus betulus* L.), plane and sycamore maple (*Acer platanoides* L., *A. pseudoplatanus* L.), field and mountain elm (*Ulmus campestris* L em.Huds., *U. glabra* Huds.), in areas with higher annual precipitation (> 700 mm) also beech (*Fagus sylvatica* L.) and common ash (*Fraxinus excelsior* L.). Furthermore, the admixture of rare and native ancillary tree species (e.g. *Acer campestre* L., *Ulmus spec.*, wild fruit woods, *Salix spec.*, *Sorbus aucuparia* L.) and bushes (e.g. *Rosa canina* L., *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna* Jacq.) is possible in small groups. This contributes to biodiversity and landscape aesthetics (e.g. design of forest edges). The admixture of non-authochton tree and bush species is refused.

After 20 to 30 years of stand development the forests on the mine sites reach conditions comparable to the stockings on the surrounding sites (growth dynamics, ecological status, nutrient turnover, water budgets). As the survival rates of the young stands are comparable too (nearly 80 to 95%), the necessary number of plants can orientate at the general forest guidelines. This is also valid for the proportions and forms of mixture. Table 3 shows a survey of plant numbers recommended for the afforestation of mine sites. In case of simultaneous planting of admixture species the listed plant numbers have to be adapted according to mixture proportions. The form of mixture is oriented by the potential crown area of mature trees and should ideally be planned in groups or nests. In

reclamation practice admixtures in rows are preferred because of dominating machine planting.

Table 3. Scope of spacing and mixing proportion for mine site afforestation

Tree species	Plants ha ⁻¹	Admixture species	Plants ha ⁻¹
Scots pine	6.000-8.000 (10.000-12.500) ¹⁾	birch, sessile oak, asp	6.000
sessile/common oak	5.000-7.000 (8.000-10.000)	small-leaved lime, hornbeam	3.000
valuable broad-leaved trees	6.000-8.000	valuable broad-leaved trees, beech	2.000
black alder	2.500-3.500	common ash	1.000
birch	2.000-3.000 (2.500-3.500)	sessile oak, Scots pine	2.000

¹⁾ informations in brackets refer to pure stand formation

Despite quite difficult site conditions and initial growth depression the chosen tree species can be established without a pioneer crop stage. However, associate vegetation appearing spontaneously should be assessed positively because of its impacts on soil and ecosystem development. Especially low-growing herbs have favourable effects like temporary nutrient storage, accumulation of organic substances or soil aggregation. An alternative is the co-cultivation of protective or auxiliary plants. On sites with a medium to rich nutrient status and moderately dry to moist conditions leguminous plants binding atmospheric nitrogen can be recommended. However, on poorer sandy soils the seeding of rye (*Secale multicaule*) in moderate rates of about 10 g·m⁻² has proven its worth. Such measures obviously improve the survival rate of the trees and their height growth during the first years. However, higher sowing rates create negative effects on the stand formation as a consequence of intense competition.

If the management goal is not endangered the natural seeding of birch, poplar, alder and willows can be tolerated as an open pioneer crop cover. Mainly on sites with a medium to rich nutrient status this causes a positive ecological impact by improving the stand structure [Ertle 2005]. The turnover of easily degradable leaf litter accelerates the soil formation (accumulation of humus); black and grey alder are well-known for their ability to bind atmospheric nitro-

gen. Only out competing long grasses (e.g. *Calamagrostis epigejos*) and nitrophile ruderal plants like die blackberry (*Rubus spec.*) justify measures against the associate plants. However, herbicide application should be avoided especially on the raw soils that are still unpolluted.

Conclusions

The shown scheme of growing-stock objectives gives practical advice for the site adapted afforestation of mine sites. However, the influence of the amelioration quality on vegetation development can not be foreseen without any doubts in the long term. The indicator plots analyzed up to now are at most 40 years old and amelioration technology has changed a lot during this. Despite increasing expenditures of soil mapping and considerable technical progress the results of soil amelioration do not always agree with the objectives.

Also the afforestation of dumped substrates with high contents of clay is problematical up to now. Still experts can not base the tree species selection on planting trials. The present stocking recommendations are essentially derived from investigations on hydromorphic natural sites by inadmissible analogical conclusions. Specific soil physical properties of the anthropogenic substrates like poor aeration, oxygen deficiency or compaction and impeded rooting are not considered yet. Especially because of the recompaction that has been observed after deep-loosening measures, there are various uncertainties concerning the climax forest types and site adapted tree choice.

Besides basal amelioration the use of fertilizers is essential for a successful stand formation. In reclamation practice fertilizer application aims to optimize nutrient supply and biomass production. It is still not clear if a sufficient survival rate of forest plantations may be guaranteed with considerably reduced amounts of fertilizers. Furthermore, there is lack of systematic investigations about the effects of protective plants on soil and stand development. However, this is important, especially with regard to a fast establishment of the ecosystem nutrient cycle and thus wanted saving of mineral fertilizers.

At least there are evident deficits concerning the evaluation and classification of mine sites. So soil mapping traditionally focuses on assessment of soil chemical properties. The soil water storage capacity as an essential factor of plant growth as well has got much less attention in the past. But in fact lignite particles and clay or loam clots considerably improve the soil water budget of dumped sandy substrates. Furthermore, the site potential is decisively determined by the rooting of the substrates which especially depends on the quality of soil amelioration. Neither the common mine site survey method nor the official site mapping guidelines for unmined forest locations are suitable for an

adequate representation of these most growth relevant properties. In addition, it has to be marked that the trophy categories used in the classification system for the mine soils do correspond hardly with the system that has been evolved for natural forest soils (e.g. no consideration of the total contents of Ca, Mg, K, P). Therefore, a further development of the mine site mapping methods and an adjustment to the site mapping methods for natural sites should be taken into account.

Literature

1. BÖCKER L., STÄHR F., LANDECK I.: *Zustand, Entwicklung und Behandlung von Waldökosystemen auf Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlereviere*. Forschungsbericht des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften Finsterwalde, unveröffentlicht, 1999
2. ERTLE C.: *Leistungen und Wirkungen der Schwarzerle nach 40-jähriger Waldgeschichte in der Bergbaufolgelandschaft*. In: Vattenfall Europe Mining & Generation AG (Hrsg.) 2005. Die Erle in der Rekultivierung. Sonderheft Jahrestagung „Schutzgemeinschaft Deutscher Wald“, 10-17, 2003
3. HEINSDORF D.: *Untersuchungen zur Düngebedürftigkeit von Forstkulturen auf Kippböden in der Niederlausitz*. Habil.-Arbeit, Fak. Bau-, Wasser- u. Forstwes., Techn. Univ. Dresden, 1992
4. HEINSDORF D.: *Development of forest stands in the Lusatian lignite mining district after mineral fertilization adapted to site and tree species*. Water, Air, and Soil Pollution 91, 33-42, 1996
5. HEINSDORF D.: *Düngung von Forstkulturen auf Lausitzer Kippen*. Antworten der Wissenschaft auf Fragen der Praxis. Eberswalde. 1999
6. HÜTTL R.F., HAUBOLD-ROSAR M., SCHAAF W., HEINKELE T., GAST M.: *Leitfaden zum Einsatz von Kompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung*. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung 3, 1-123, 2004
7. ILLNER K., KATZUR J.: *Betrachtungen zur Bemessung der Kalkgaben auf schwefelhaltigen Tertiärkippen*. Z. Landeskultur 5. 287-295, 1964
8. KATZUR J.: *Bergbaufolgelandschaften in der Lausitz - Naturraumpotentiale und Naturressourcen im Braunkohlenrevier*. Naturschutz u. Landschaftsplanung 29, 4, 114-121, 1997
9. KATZUR J.: *Melioration schwefelhaltiger Kippböden*. In: Pflug, W. (Hrsg.). Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verlag, 559-572. Berlin, Heidelberg, New York 1998

10. KATZUR J., BÖCKER L., STÄHR F.: *Ertragskundliche Untersuchungen auf Rekultivierungsflächen im Lausitzer Braunkohlenrevier*. In: Broll, G. et al. (Hrsg.): *Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften*. Springer Verlag, 147-172. Berlin, Heidelberg, New York 2000
11. KNABE W.: *Möglichkeiten zur Wiedernutzbarmachung der vom Braunkohlentagebau beanspruchten Flächen*. *Bergbautechnik* 9, 4, 173-182, 1959
12. KNOCHE D.: *Forstliche Rekultivierung*. In: LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH (Hrsg.). *Wissenschaftliche Begleitung der ostdeutschen Braunkohlesanierung*. Eigenverlag der LMBV. 105-131, 2001
13. KNOCHE D., EMBACHER A., KATZUR J.: *Entwicklung des N-, P- und K-Umsatzes von Eichenökosystemen auf Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlenreviers*. *AFZ/Der Wald* 21. 1147-1151, 2000
14. KNOCHE D., EMBACHER A., KATZUR J.: *Water and element fluxes of red oak ecosystems during stand development on post-mining sites (Lusatian lignite district)*. *Water, Air, and Soil Pollution*. 141, 219-231, 2002
15. KNOCHE D., HAUBOLD-ROSAR M.: *Grundkalkung stark schwefelsaurer Kippsande des Braunkohlebergbaus - Ein praxisnaher Technikversuch*. *Archives of Agronomy Soil Science* 50, 4/5. 377-387, 2004
16. LORENZ W.-D., KOPP D., KILIAS G., SCHÄLICHE W., ZITTWITZ J.: *Zur Bildung von Standortgruppen und zur Baumartenwahl auf Kippstandorten in der Niederlausitz*. Veröffentl. Inst. f. Landschaftspflege d. Humboldt Univ. Berlin. 2, 1-29, 1968
17. LORENZ W.-D., WÜNSCHE M., KOPP D.: *Die Methoden der Klassifizierung von Standorten auf Kippen und Halden des Braunkohlenbergbaues*. *Archiv Forstwesen* 12. 1295-1309, 1970
18. PIETSCH W.: *Recolonization and development of vegetation on mine spoils following brown coal mining in Lusatia*. *Water, Air and Soil Pollution* 91. 1-15, 1996
19. SCHWABE H.: *Ergebnisse der forstlichen Rekultivierung auf vorwiegend kulturfreundlichem Abraummateriale des Braunkohlenbergbaues in der Niederlausitz*. Diss. Techn. Dresden. Sektion Forstwirtschaft Tharandt, 1970
20. STÄHR F.: *Interaktion zwischen Boden und Bestockung auf Kippenstandorten des Niederlausitzer Braunkohlenrevieres am Beispiel der Rekultivierungsbaumarten Gemeine Kiefer, Gemeine Birke und Traubeneiche*. - Wachstums-, ernährungs- und bodenkundliche Untersuchungen. Diss. Techn. Univ. Dresden. 1-198, 2003
21. STÄHR F., KATZUR J., BÖCKER L.: *Untersuchungen zur Nährstoffversorgung der Kiefernforsten auf Kippenstandorten des Lausitzer Braunkohlenreviers*. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 34. 2, 56-62, 2000

22. THOMASIIUS H., HÄFKER U: *Forstwirtschaftliche Rekultivierung*. In: PFLUG, W. (Hrsg.). Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verlag, 839-872, Berlin, Heidelberg, New York 1998
23. THOMASIIUS H., WÜNSCHE M., SELENT H., BRÄUNIG A.: *Wald- und Forstökosysteme auf Kippen des Braunkohlebergbaus in Sachsen - ihre Entstehung, Dynamik und Bewirtschaftung*. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten 17. 1-71, 1999
24. THUM J.: *Über die Variabilität von Kippenbodeneigenschaften und den notwendigen Stichprobenumfang für flächenbezogene Mittelwerte*. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 12, 909-915, 1974
25. WÜNSCHE M., SELENT H.: *Waldökosysteme und Waldbau auf Kippen und Halden im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier*. Forstwiss. Beiträge Tharandt, Beiheft 1, 96-111, 2000

MAGDA HUDAK*

OCENA FILTRÓW ZASTOSOWANYCH NA CENTRALNYM UJĘCIU WODY W ZAWADZIE K. ZIELONEJ GÓRY

Słowa kluczowe: filtry, ujęcia wody, studnie

Streszczenie

W artykule dokonano oceny filtrów zastosowanych na Centralnym Ujęciu Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry. Zagadnienie to jest bardzo interesujące z uwagi na fakt, iż na przestrzeni 35 lat zastosowano na tym ujęciu cztery różne rodzaje filtrów, których czas pracy wahał się od 6 do 20 lat. Przyczyn takiego stanu jest wiele, chociażby lokalizacja, sposób eksploatacji, jakość wody czy rodzaj zastosowanego filtru. Średni czas pracy ujęcia powinien wynosić około 25 lat lub znacznie dłużej. Jednak w tym przypadku żywotność studni znacznie odbiega od wymaganej w założeniach.

Wstęp

Średni czas pracy ujęcia powinien wynosić około 25 lat lub znacznie dłużej. Nie można lekceważyć zagadnienia starzenia się studni ani na etapie projektowania, ani też na etapie eksploatacji. Takie podejście zmusza do prognozowania spadku wartości parametrów eksploatacyjnych studni, a tym samym przewidzenia czasu renowacji studni lub profilaktyki studziennej, zaprojektowania studni rezerwowych oraz do przewidzenia terenów rezerwowych [Mielcarzewicz 1991].

Ujęcie w Zawadzie zlokalizowane jest w utworach czwartorzędowych i wykazuje wyraźną tendencję do spadku wydajności wraz z czasem eksploatacji. Procesy te nazywamy „starzeniem się ujęć wody podziemnej” lub też „starzeniem się studni”. Obejmują one kompleks problemów zarastania filtrów, cementacji ośrodka wodonośnego i otworów wlotowych w filtrach, kołmatacji obsypki oraz złoza wokół studni itp.

* Uniwersytet Zielonogórski; Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Charakterystyka omawianego terenu

Teren ujęcia wód gruntowych dla Zielonej Góry położony jest w pradolinie Odry. Obszar ujęcia ograniczony jest od północy i wschodu korytem rzeki Odry, od południa – krawędzią doliny Odry biegnącą wzdłuż szosy Zawada – Jany, a od zachodu szosą Zielona Góra – Zawada – Cigacice.

Pas ujęcia rozpoczyna się około 350 m od szosy Zielona Góra – Cigacice i rozciąga się na odcinku o długości 4200 m w kierunku wschodnim, w głąb doliny. Obszar pradoliny Odry, na którym wybudowano ujęcie wody stanowi płaską równinę z bardzo łagodnymi wzniesieniami. Całkowita szerokość doliny sięga 6 km i obszar ten całkowicie pozbawiony jest skupisk leśnych.

Na omawianym terenie stwierdzono występowanie wyłącznie osadów czwartorzędowych, których zasadniczą część stanowią wodnolodowce i rzeczne osady piaszczyste, wykształcone jako piasek drobnodziarnisty, średniodziarnisty, różniodziarnisty i pospółka. Serię piaszczystą o miąższości od 15,0-30,0 m podścielają osady zastoiskowe, wykształcone jako mułki i pyły oraz glina zwałowa. Na stropie glin lokalnie spoczywają otoczaki o średnicy 5÷20 cm pochodzące z rozmycia stropu glin zwałowych. Od powierzchni terenu serię piaszczystą przykrywa nieciągła warstwa holocenijskiej mady o miąższości do 2,0 m [Wróbel 1989].

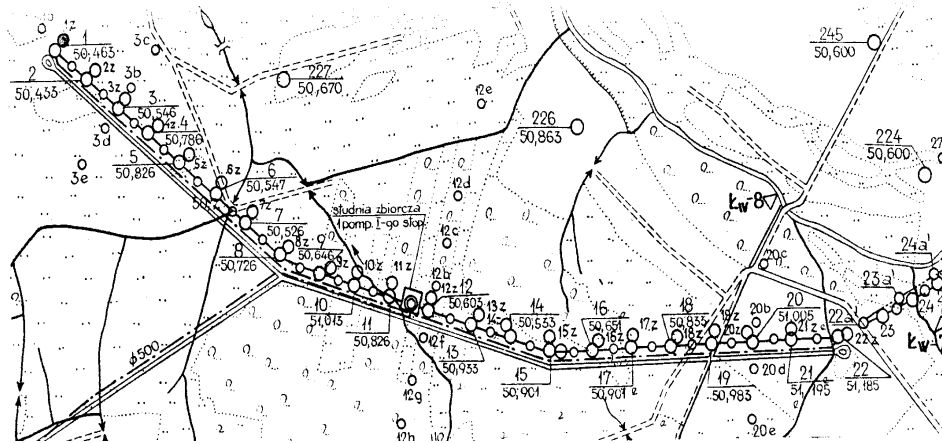
Na terenie CUW w Zawadzie stwierdzono występowanie jednej, przypowierzchniowej warstwy wodonośnej poziomu czwartorzędowego. Swobodne lustro wody, lokalnie napięte przez warstwę mad, stabilizuje się na głębokości 0,1-1,5 m p.p.t.

Eksploracja studni

Centralne Ujęcie Wody w Zawadzie rozpoczęło pracę w maju 1966 r., kiedy to do eksploatacji oddano 22 studnie, rozmieszczone co 100 m, wzdłuż linii łamanej – I galeria. Wydajność ujęcia, w zależności od potrzeb miasta, wynosiła do 16000 m³/d (rys. 1).

W roku 1971, z powodu spadku wydajności ujęcia, odwiercono studnie zastępcze – II galeria, która została zlokalizowana w odległości 6,6÷11,6 m od istniejących otworów. Wyjątek stanowiła studnia Nr 17, która została wykonana w obudowie starej studni. W roku 1971 wydajność ujęcia wynosiła około 17 500 m³/d, jednak w roku 1977 spadła do około 8000 m³/d. W związku z tym, w roku 1977 przystąpiono do przebadania drożności filtrów. Jednak prace te dały znikome efekty i dlatego w 1978 roku przystąpiono do odwiercenia kolejnej galerii studni – III galeria, w odległości 5÷8 m od istniejących już otworów [Bundz 1979].

Znaczny spadek wydajności ujęcia sprawił, że w latach 1993-1994 przeprowadzono badania wydajności i prace renowacyjne studni, w wyniku których nastąpiła krótkotrwała poprawa parametrów eksploatacyjnych wszystkich studni [Kraiński 1993].



Rys. 1. Plan sytuacyjny Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie

Odwiercanie galerii IV rozpoczęto w roku 1998. Początkowo składała się ona z sześciu studni. Podyktowane było to względami ekonomicznymi. Jednak w ciągu kilku następných lat wykonano kolejnych 16 otworów. Tak więc obecnie ujęcie składa się z 22 studni o głębokościach od 18 do 30 m, a jego aktualna wydajność wynosi 10000÷12000 m³/d.

Rodzaje zastosowanych filtrów

Odwiercane otwory galerii I zabudowano filtrami kamionkowymi o średnicy zewnętrznej ϕ 300 i średnicy wewnętrznej ϕ 150. Ponadto wykonano podwójną obsypkę żwirową pomiędzy filtrem ϕ 300, a rurami pomocniczymi ϕ 450 – ziarna o średnicy 18÷24mm oraz między rurami pomocniczymi a rurami wiertniczymi ϕ 600 – ziarna o średnicy 3÷5 mm.

W latach 1968-1969 średnia wydajność wzrosła do około 16500÷17500 m³/d. Jednak na przełomie 1969 i 1970 roku wydajność systematycznie spadała, osiągając w grudniu 1970 roku średnią miesięczną wartość 12000÷14000 m³/d. W związku z tym przystąpiono do robót związanych z remontem studni głębinowych. Prace polegające na wybraniu zasypu przeprowadzono we wszystkich

studniach. Jego miąższość wahała się od 0,75 do 25,85 m. Przeciętna wartość zasypu wahała się w granicach 3,0÷4,0 m. Wielkości poszczególnych zasypów podano w tabeli 1.

Tab. 1. Wielkości zasypów w poszczególnych studniach I-szej galerii [Bundz 1971]

Numer studni	Wielkość zasypu	Numer studni	Wielkość zasypu
	[m]		[m]
1	2,30	12	4,40
2	6,30	13	4,10
3	1,72	14	4,35
4	5,15	15	2,60
5	3,49	16	3,65
6	6,51	17	2,80
7	21,34	18	4,75
8	25,85	19	1,22
9	3,19	20	2,69
10	3,30	21	4,94
11	3,18	22	0,75

Uwzględniając długości rur podfiltrowych, wynoszące przeważnie $l=3,0$ m, należy stwierdzić, że tylko w czterech studniach (Nr 15, 16, 17 i 21) wysokość zasypu w części roboczej filtra była większa od 3,0 m. Natomiast w pozostałych studniach zasyp znajdował się:

- tylko w rurze podfiltrowej – w 10 studniach,
- dotychczas w dolnej części roboczej filtra, od ok. 0,5 do ok. 2,0 m – w 8 studniach,
- jedna studnia – całkowicie zasypana.

W wybieranym urobku stwierdzono przeważnie piasek drobno, średnio lub gruboziarnisty z pojedynczymi ziarnami obsypki drobnej o średnicy ziaren 5÷7mm lub obsypki grubej o średnicy ziaren 18÷24 mm – studnie Nr 1, 3, 4, 5, 18, 20, 21 i 22. Domieszkę obsypki drobnej i grubej stwierdzono w studniach Nr 2, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 16 i 17. W trzech studniach Nr 13, 14 i 19 w wybranym urobku nie stwierdzono żadnej obsypki – studnie pełnosprawne. Natomiast w studni Nr 15 wybierano przede wszystkim obsypkę drobną i grubą z domieszką piasku gruboziarnistego – studnia zupełnie zniszczona.

Domieszka obsypki grubej przemawia za zniszczeniem elementu filtra, rury pod- i nadfiltrowej lub części roboczej filtra.

W kilku studniach powstał wtórny zasyp, którego wielkość wahała od kilkudziesięciu centymetrów do 6 m, jak np.: w studni Nr 22.

Główną przyczyną powstawania dużych zasypów w studniach I-szej galerii było złe wykonawstwo poszczególnych elementów filtrów kamionkowych (stwierdzone duże krzywizny), a przede wszystkim rur nad- i podfiltrowych. W rurach tych stwierdzono wady, np. niewłaściwe ich wypalenie. Rury te pękały na skutek pęcznienia warstwowego źle wypalanej masy zewnętrznej. Zjawisko to było zapewne główną przyczyną powstawania dużych zasypów w studniach, a tym samym zniszczenia studni [Bundz 1971].

Studnie zastępcze II-giej galerii, wykonane w 1971 roku, zostały zabudowane filtrami azbestowo-cementowymi o średnicy wewnętrznej ϕ 250 mm, za wyjątkiem trzech studni, tj. studni Nr 10Z, 13Z, 14Z, w których zastosowano filtry o średnicy ϕ 300 mm. Części czynne filtrów owinięto siatką:

- w studniach Nr 1Z ÷ 3Z, 7Z, 9Z ÷ 11Z, 13Z, 14Z, 17Z ÷ 20Z, 22Z – siatka nylonowa o wymiarach oczek 1,25x1,25 mm;
- w studniach Nr 4Z ÷ 6Z – siatka nylonowa o wymiarach oczek 1,00x1,00 mm;
- w studniach Nr 8Z, 21Z – siatka nylonowa o wymiarach oczek 1,25x1,25 mm podwójnie;
- w studni Nr 12Z – siatka stylonowa o wymiarach oczek 1,25x1,25 mm;
- w studni Nr 15Z, - siatka nylonowa o wymiarach oczek 2,00x2,00 mm podwójnie;
- w studni Nr 16Z, - siatka nylonowa o wymiarach oczek 2,00x2,00 mm.

Długości części czynnej filtru wahały się w granicach od 4÷16 m. Zastosowano trzy rodzaje granulacji obsypki żwirowej, w zależności o grubości frakcji piaszczystej złoża [Bundz 1971]:

- o granulacji ziaren 2÷3 mm – piasek drobny,
- o granulacji ziaren 3÷5 mm – piasek średni,
- o granulacji ziaren 5÷7 mm – piasek gruby.

Uwzględniając krótką żywotność studni zrezygnowano z ponownego zastosowania w nowych otworach filtrów kamionkowych, które wymagają wiercenia otworów o dużych średnicach. Stosowanie tych filtrów pociągnęłoby za sobą znaczny koszt, co przy krótkiej żywotności studni byłoby nieekonomiczne.

Wszystkie otwory III-ciej galerii, wykonane w 1978 roku, zabudowano filtrami PCV o średnicy 280/315, czyli większymi o około 15% niż w galerii II-giej.

Część czynna filtra owinięta była siatką nylonową o wymiarach oczek 1,0x1,0 mm, długość wahała się w granicach 5÷16 m. Zastosowano trzy rodzaje obsypki żwirowej, w zależności o grubości frakcji piaszczystej złoża [Bundz 1979]:

- o granulacji ziaren 2÷3 mm – piasek drobny,
- o granulacji ziaren 3÷5 mm – piasek średni,

- o granulacji ziaren 5÷7 mm – piasek gruby.

Otwory studzienne galerii IV zabudowano filtrami szczelinowymi z PCV ϕ 300/330 mm firmy Preussag, a części robocze zabudowano okładziną żwirową klejoną. Część robocza filtrów wynosi od 5,0 do 8,0 m. Zastosowano dwa rodzaje granulacji obsypki żwirowej, w zależności o grubości frakcji piaszczystej złoża:

- o granulacji ziaren 2÷3 mm – piasek drobny,
- granulacji ziaren 3÷5 mm – piasek średni.

Podsumowanie

Główną przyczyną spadku wydajności studni galerii I było powstanie dużych zasypów w studniach, które z kolei spowodowane zostały przez złe wykonawstwo poszczególnych elementów filtrów kamionkowych (stwierdzono duże krzywizny), a przede wszystkim rur nad- i podfiltrowych. W rurach tych stwierdzono wady spowodowane niewłaściwym ich wypaleniem. Rury te popękały na skutek pęcznienia warstwowego żle wypalanej masy zewnętrznej. Zjawisko to było zapewne główną przyczyną powstawania dużych zasypów w studniach, a tym samym ich zniszczenia [Bundz 1970].

Rodzaj zastosowanych filtrów nie miał wpływu na czas pracy poszczególnych studni. Z uwagi na niestabilność parametrów fizyko-chemicznych ujmowanej wody studnie kamionkowe pracowały najkrócej i były najbardziej awaryjne.

Z charakterystyki filtrów wynika, że siatki nylonowe zastosowane w galeriach II i III, poza studniami Nr 15 i 16 miały wymiary od 1,0x1,0 do 1,25x1,25 mm, czyli różniły się nieznacznie. Jednak czas ich pracy znacznie się różnił. Wyłączenie z eksploatacji galerii II nastąpiło po sześciu latach, a galerii III – po 20 latach. Tak duże różnice mogły być spowodowane zmianami jakościowymi ujmowanej wody. Początkowo jakość wody ze studni odpowiadała wymogom norm dla wód pitnych. Jedynie w sporadycznych analizach, dla niektórych studni, obserwowano wzrost zawartości żelaza ogólnego do 1,2 mg/l wody.

Galeria IV, chociaż nadal eksploatowana, wymaga stałej kontroli i częstych renowacji, gdyż również w niej obserwuje się okresowy, nagły spadek wydajności.

Alternatywą na rozwiązanie powyższych problemów jest, być może, zastosowanie innego rodzaju filtrów. Dobrymi filtrami wydają się być filtry produkcji polskiej, będące sklejonym z ziaren piasku lub kulek z tworzywa sztucznego walcem, który nakłada się na rury perforowane o dużym współczynniku perforacji. W porównaniu ze znanymi filtrami niemieckimi typu Preussag, z okładziną żwirową naklejaną bezpośrednio na perforowane szkielety PCV, przy tej

samej granulacji okładziny i tym samym spadku hydraulicznym, filtry polskie mają dwukrotnie większy wydatek. Większy wydatek otrzymuje się przez wyeliminowanie pól martwych, jakie znajdują się między otworami perforacji szkieletu w konstrukcji z okładziną naklejaną. Nasuwane okładziny filtracyjne w filtrach umożliwiają stosowanie dużych otworów perforacji w rurach szkieletowych.

Ograniczenie do minimum oporów przepływu wpływa na zmniejszenie zeskoku hydraulicznego, tj. strefy aeracji, w której zachodzą przyspieszone procesy kolmatacji, co powoduje wydłużenie czasu eksploatacji studni.

Ujęcie wody podziemnej w Zawadzie, tak jak każde ujęcie, podlega różnym procesom, w tym starzeniu się studni. Aby utrzymać je w należytej sprawności i zapobiec lub przynajmniej zmniejszyć zjawisko spadku wydajności, niezbędne jest konserwowanie i renowacja ujęcia, a w jeszcze większym stopniu - prowadzenie zabiegów profilaktycznych. Naturalnym objawem starzenia się studni, bez względu na to jakie filtry zastosujemy, jest jej zarastanie. Jeśli nie zareagujemy odpowiednio wcześniej – studnię możemy tylko zasypać.

Literatura

1. BUNDZ M.: *Projekt techniczny remontu otworów studziennych na I etapie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie*. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne Zielona Góra 1970
2. BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu robót i prac terenowych związanych z przeprowadzonym remontem 22 studni zlokalizowanych na I etapie C.U.W. w Zawadzie k./Zielonej Góry*. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne Zielona Góra 1971
3. BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu prac i badań związanych z odwierceniem 22 studni zastępczych na terenie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie – I etap*. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne Zielona Góra 1979
4. GRACZYK B.: *Sprawozdanie z przeprowadzonych prac renowacyjnych studni wierconych Nr 10z' i Nr 15z' na terenie Centralnego Ujęcia Wody dla Zielonej Góry zlokalizowanego w miejscowości Zawada*. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne Zielona Góra 1993
5. GRACZYK B.: *Sprawozdanie z przeprowadzonych prac renowacyjnych studni wierconych Nr 5z', 7zs', 13z', 16z', 19z', 20z' i 22z' na terenie Centralnego Ujęcia Wody dla Zielonej Góry zlokalizowanego w miejscowości Zawada*. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne Zielona Góra 1994
6. KRAIŃSKI A.: *Sprawozdanie z renowacji chemicznej studni Nr 6z' i 12z'*. Zielona Góra 1993

7. MIELCARZEWICZ E.: *Odwadnianie terenów zurbanizowanych i przemysłowych*. PWN Warszawa 1991

THE OPINION OF FILTERS CONFORMED TO CENTRAL WATER INTAKE IN ZAWADA

Key words: filters, water intake, wells

S u m m a r y

In article taken opinion of filters conformed to Central Water Intake in Zawada. This problem is very interesting in view of 35 years in this water intake used four various kind of filters and observed different time theirs work, ranged from 6 to 20 years. There are a lot of reasons for this state, even if localisation, the method of exploitation, water quality or used filters. Mean time of work for water intake should amounted near 25 years or longer. But in this case wells vitality considerably stayed from the expected in establishments.

BARBARA JACHIMKO ***WPLYW PROCESÓW WIETRZENIA HAŁD
POKOPALNIANYCH NA MIGRACJĘ ŻELAZA
I WAPNIA DO WÓD POWIERZCHNIOWYCH****Słowa kluczowe:** zbiorniki pokopalniane, wietrzenie, piryt, żelazo, wapń*Streszczenie*

W publikacji przedstawiono zmiany zawartości żelaza i wapnia w gruntach wokół pokopalnianego zbiornika acidotroficznego położonego w Łuku Mużakowskim. Do badań wytypowano największy zbiornik pojezierza, w którym występowało zjawisko meromiksji. Stwierdzono migrację związków żelaza i wapnia w kierunku zbiornika spowodowaną erozją powierzchniową i chemicznym wietrzeniem. Wyniki badań wskazują na zbliżony schemat migracji żelaza i wapnia do wód zbiornika oraz zależność między zawartością tych pierwiastków w gruntach a ukształtowaniem terenu.

Wprowadzenie

W województwie lubuskim znajduje się jedyne w Polsce „pojezierze antropogeniczne” [Kozacki 1976], utworzone w wyniku wydobywania węgla brunatnego na tym terenie. Skład chemiczny wód i osadów dennych zbiorników pojezierza był przedmiotem wielu badań [Jędrzak 1992; Jędrzak i Solski 1990; Jędrzak, Jachimko i Najbar 1998]. Stwierdzono wysoki stopień zakwaszenia wód części zbiorników, wynikający z utlenienia pirytu, który towarzyszył złożom węgla brunatnego. Prezentowane wyniki są fragmentem badań nad oceną możliwości odkwaszenia i rekultywacji acidotroficznymi zbiornikami po kopalniach. Do badań wytypowano największy zbiornik tego pojezierza, oznaczony nr 54, w którym stwierdzono zjawisko meromiksji [Jędrzak i Solski 1991]. Zbiornik nie posiada żadnych dopływów powierzchniowych. Na bilans wodny tego zbiornika składa się: po stronie zasilania opad atmosferyczny, spływ powierzchniowy i podziemny, a po stronie odpływu – odpływ wód podziemnych i parowanie. Skład chemiczny wód zbiornika kształtowany jest przede wszystkim przez wody podziemne dopływające do zbiornika oraz spływ powierzch-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

niowy. W publikacji przedstawiono zmiany zawartości żelaza i wapnia w grun-
tach na terenie bezpośrednio przylegającym do zbiornika.

Teren badań

Analizowany zbiornik meromiktyczny położony jest w obrębie tzw., „poje-
zierza antropogenicznego” zlokalizowanego w południowo-zachodniej Polsce,
pomiędzy miejscowościami Tuplice i Trzebiel, wzdłuż granicy z Niemcami.
Zbiornik powstał w 1973 r. Ma on wydłużony kształt z wysokimi, stromymi
i silnie zerodowanymi brzegami, utworzonymi przez hałdy powyrobiskowe.
Jest otoczony lasem. Charakterystykę morfometryczną zbiornika przedstawiono
w tabeli 1.

Tab. 1. Charakterystyka morfometryczna zbiornika

rzędna lustra wody [m n.p.m.]	powierzchnia [ha]	długość maks. [m]	szerokość maks. [m]	wskaźnik wydłuże- nia	głębokość maks. [m]	długość linii brze- gowej [m]	rozwiniecie linii brzegowej [m]
132,0	20,2	896	468	1,91	21,5	2625	1,65

Metodyka badań

Do badań wyznaczono prostopadle do linii brzegowej pięć profili przecina-
jących silnie zerodowane skarpy powyrobiskowe, zlokalizowane w północno-
zachodniej części zbiornika, w otoczeniu najgłębszego miejsca. Próby pobiera-
no z powierzchni i głębokości 30 cm pod poziomem terenu: z linii brzegowej,
a następnie co 1-3 m w zależności od nachylenia terenu. Ponadto pobrano próbę
osadów dennych z odległości ok. 30 cm od linii brzegowej w głąb zbiornika.
Próby mineralizowano w mieszaninie 12 m kwasu solnego i 15 m kwasu azo-
towego w proporcjach 3:1 (woda królewska). Oznaczenia wykonano metodą
atomowej spektrometrii absorpcyjnej z atomizacją w płomieniu, zgodnie
z obowiązującymi normami.

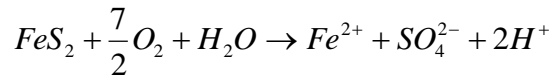
Wyniki badań

Zawartość żelaza w badanych gruntach była zróżnicowana i mieściła się w zakresie od 0,02 do 2,61% s.m. (rys. 1). W powierzchniowej warstwie gruntu zawartość żelaza wahała się od 0,15 do 2,61, a na głębokości 30 cm od 0,12 do 2,33% s.m. Stężenie żelaza powyżej 2% s.m. stwierdzono tylko w kilku próbkach: w profilu 1 w odległości 4 m od linii brzegowej i profilu 2 w odległości od 10 do 12 m i przy brzegu zbiornika. W gruntach z pozostałych trzech profili zawartość żelaza nie przekraczała 1,6% s.m. Powierzchniowa warstwa gruntów charakteryzowała się bardzo zróżnicowaną zawartością żelaza. W próbkach powierzchniowych, pobieranych ze skarp w odległości około 10-20 m od linii brzegowej, zawartość żelaza nie przekracza 1,5% s.m. i pozostawała na charakterystycznym dla danego profilu poziomie. Zakłócenia tej tendencji wynikające najprawdopodobniej z odmiennego ukształtowania terenu, wystąpiły w profilu 4. U podnóża skarp, w profilach 2, 3, i 4 stwierdzono kumulację związków żelaza w warstwie powierzchniowej. W profilach 1 i 5 obszar o najwyższej zawartości żelaza położony był bliżej zbiornika, w odległości od 1 do 3 m od linii brzegowej. Grunty na głębokości 30 cm w profilach 2, 3 i 5 wykazywały stałą zawartość żelaza - około 0,5% s.m. W profilu 1 stwierdzono trzy obszary o wyższej zawartości żelaza (w odległości 10-11 i 17 m oraz w linii brzegowej), przedzielone obszarami zawierającymi bardzo niskie ilości tego pierwiastka. W profilu 4 kumulacja żelaza (1,4% s.m.) wystąpiła w dwóch obszarach: w odległości 12-14 m od linii brzegowej i w linii brzegowej. Zawartość wapnia mieściła się w zakresie od 32,78 do 1506 mg/kg s.m. W powierzchniowej warstwie gruntu zawartość wapnia wahała się od 75 do 1160, a na głębokości 30 cm od 87 do 1560 mg/kg s.m. Stężenie wapnia powyżej 1000 mg/kg s.m. stwierdzono tylko w dwóch próbkach w profilu 1: w odległości 4 m od linii brzegowej w warstwie powierzchniowej i w linii brzegowej na głębokości 30 cm. Jedno z wyższych stężeń wapnia, 900 mg/kg s.m., stwierdzono też w osadzie dennym profilu 5. Zmiany stężeń wapnia w badanych profilach odpowiadają zmianom zawartości żelaza, chociaż położenie maksimów i minimów może być przesunięte. Odmienny przebieg tych zmian w okolicach linii brzegowej zbiornika wynika z procesów zachodzących w wodzie i wahań lustra wody. W profilu 3, w warstwie powierzchniowej, szczególnie uwidoczniona jest zależność między przebiegiem zmian zawartości badanych pierwiastków a rzeźbą terenu. W odległości od 11 do 15 m od linii brzegowej, gdzie nachylenie terenu jest bardzo duże, zawartość żelaza nie przekracza 0,5% s.m. U podnóża skarpy stężenie żelaza wzrasta do 1,6% s.m., a następnie mieści się w zakresie od 1,0 do 1,3% s.m. W gruntach położonych głębiej, wpływ ukształtowania terenu na zmiany stężeń żelaza i wapnia nie jest tak znaczny. Podwyższona zawartość

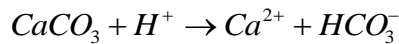
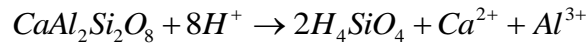
żelaza w osadach dennych oraz przy brzegu zbiornika może świadczyć o procesie jego migracji do wód powierzchniowych.

Dyskusja wyników

Na skład gruntów wokół zbiornika mają wpływ procesy erozji powierzchniowej, a w szczególności transportu drobnego materiału mineralnego z masami wody opadowej. Powoduje to przenoszenie cząstek gruntu w kierunku zbiornika i tworzenie osadów delty podwodnej [Jędrzak 1992]. W skarpach zbiorników pokopalnianych zachodzą procesy wietrzenia chemicznego piryty, zgodnie z reakcją:



Powstający w wyniku wietrzenia piryty kwas siarkowy sprzyja rozkładowi glinokrzemianów i kalcytu:



W wyniku erozji powierzchniowej następuje migracja glinu oraz częściowo wapnia i kwasu siarkowego do wód powierzchniowych. Jony żelaza II, wodorowęglany oraz pozostały wapń i siarczany migrują do wód podziemnych i tą drogą zasilają zbiornik [Nixdorf i Deneke 2004]. Szybkość reakcji utlenienia piryty r_{pir} tlenem zależy od pH i stężenia tlenu rozpuszczonego:

$$r_{pir} = k_p m_{o_2}^{0.5} m_{h^+}^{-0.11}$$

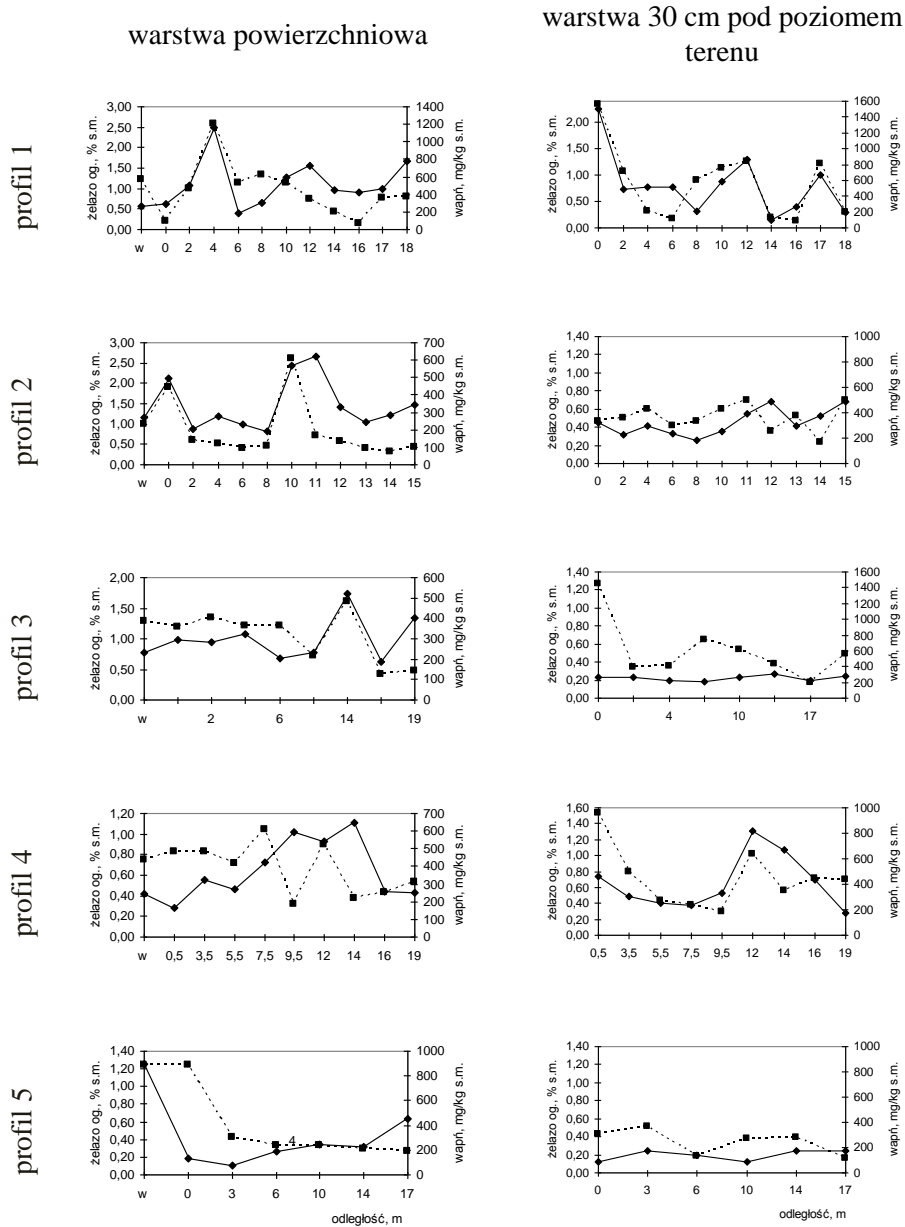
gdzie: $k_p = 10^{-10,19} \text{ mol dm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ w temp. 25 °C, m_{o_2} - stężenie tlenu rozpuszczonego [mol/dm^3], m_{H^+} - stężenie - jonów H^+ [mol/dm^3] Williamson i Rimstidt, 1994. Szybkość reakcji wytrącania i rozpuszczania kalcytu, r_{cc} wynika z następującej zależności:

$$r_{cc} = k_1[H^+] + k_2[CO_2] + k_3[H_2O] - k_4[Ca^{2+}][HCO_3^-]$$

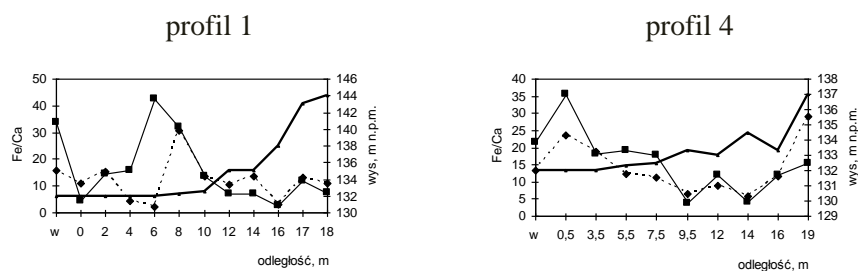
gdzie nawiasy kwadratowe oznaczają aktywności poszczególnych jonów lub cząsteczek, a $k_{1,3}$ - stałe zależne od temperatury [Plummer i in. 1978].

Proces wietrzenia minerałów składa się wielu procesów jednostkowych, takich jak utlenianie i redukcja, hydroliza, hydratacja, rozpuszczanie i wytrącanie. W wyniku wietrzenia mogą powstawać materiały ilaste aktywnie uczestniczące w procesach sorpcyjnych [Macioszczyk i Dobrzyński 2002]. Appelo, Verweij i Schafer [1998] wskazali, że dominującymi procesami chemicznymi wpływającymi na jakość wód w wyniku wietrzenia piryty są: wymiana jonowa

(dotyczy frakcji koloidalnej ($< 2 \mu\text{m}$) i zdysocjowanej substancji organicznej) i sorpcja węglanów na amorficznym wodorotlenku żelaza.



Rys. 1. Zmiany zawartości żelaza (linia przerywana) i wapnia (linia ciągła) w badanych profilach



Rys. 2. Zmiany ilorazu stężeń żelaza i wapnia w zależności od rzeźby terenu (linia pogrubiona) w powierzchniowej warstwie gruntu (linia ciągła) i na głębokości 30 cm pod powierzchnią terenu (linia przerywana)

W badanych gruntach istnieje zależność między zawartością żelaza i wapnia. Iloraz stężeń wapnia i żelaza wahał się od 3 do 69 w warstwie powierzchniowej i od 3 do 34 w warstwie głębszej (rys. 2). W skarpach o dużym nachyleniu, położonych w odległości od około 10 do 20 m od linii brzegowej iloraz ten jest zbliżony na obu głębokościach i nie przekracza wartości 20. U podnóża skarpy następuje albo skokowy wzrost wartości ilorazu albo równomierne zwiększenie wartości w kierunku linii brzegowej spowodowane kumulacją związków żelaza. W wodach zbiornika mogą następować procesy wytrącania siarczanu wapnia – gipsu ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) i zasadowego siarczanu żelaza – jarosytu ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)(\text{OH})_6$) lub getytu (FeOOH) powodujące migrację tych pierwiastków do osadów dennych.

Literatura

1. APPELO C.A.J., VERWEIJ E., SCHAFFER H.: *A hydrogeochemical transport model for an oxidation experiment with pyrite / calcite / exchangers / organic matter containing sand*. Applied Geochemistry, Vol. 13, pp.257-268, 1998
2. JĘDRCAK A., JACHIMKO B., NAJBAR B.: *Zmiany fizyczno-chemiczne cech wód największego zbiornika meromiktycznego na pojezierzu antropogenicznym w okresie kilkunastu lat*. Zeszyty naukowe Polit. Ziel. Nr 116 5-18, Zielona Góra 1998
3. JĘDRCAK A., SOLSKI A.: *Ionic composition of waters of the "anthropogenic lake district"*. Pol. Arch. Hydrob., No.37 zes. 3., 361-382, 1990
4. JĘDRCAK A., SOLSKI A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of anthropogenic lake district*. Pol. Arch. Hydrob., No.38 zes. 3/4., 327-346, 1991

5. JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Zielona Góra 1992
6. KOZACKI L.: *Jezióra antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania. Jeziora Ziemi Lubuskiej ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami*. Symposium naukowe, Łagów 18-19.05.1976 r., Wyd. TNOiK, 141-150, Zielona Góra 1976
7. MACIOSZCZYK A., DOBRZYŃSKI D.: *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. PWN Warszawa 2002
8. NIXDORF B., DENEKE R.: *Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen*. Weissensee Verlag, Berlin 2004
9. PLUMMER L.N., WIGLEY T.M.L., PARKHURST D.L.: *The kinetic of calcite dissolution in CO₂ water systems at 5 to 60 °C and 0.0 to 1.0 atm CO₂*. Am.J.Sci.278, 179-216, 1978
10. WILLIAMSON M.A., RIMSTIDT J.D.: *The kinetics and electrochemical rate determining step of aqueous pyrite oxidation*. Geochim. Cosmochim. Acta 58, 5443-5454, 1996

THE INFLUENCE OF THE WEATHERING PROCESSES ON POST-MINING SLAG HIPS ON THE MIGRATION OF IRON AND CALCIUM TO SURFACE WATER

Key words: weathering, post-mining reservoirs, pyrite, iron, calcium

S u m m a r y

The contamination of iron and calcium in the ground surrounding post-mining acidotrophic reservoir located In Łuk Mużakowski (Poland) is presented. The reservoir under discussion was the biggest one in the antropogenic lake district and was a meromictic type. The migration of calcium and iron to the reservoir caused by surface erosion and chemical weathering was pointed. The migration scheme was similar for both elements was strong correlated with the ground configuration.

W publikacji przedstawiono wyniki badań w ramach projektu „Ocena możliwości poprawy jakości zasobów wodnych w zbiornikach pokopalnianych i wodach podziemnych w Euroregionie Sprewa-Nysa-Bóbr”, współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach programu INTERREG IIIA Polska (Województwo Lubuskie)-Kraj Związkowy Brandenburgia.

ANNA JOLANTA KAMIŃSKA *, GRZEGORZ KULCZYCKI **,
ZOFIA SPIAK **

**OCENA ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH W GLEBACH
I WYBRANYCH ROŚLINACH W REJONIE ODDZIAŁYWANIA
ZAKŁADÓW CHEMICZNYCH „WIZÓW” S.A.**

Słowa kluczowe: metale ciężkie, gleba, rośliny, zakłady chemiczne

Streszczenie

W pracy przedstawiono wpływ na środowisko roślinne i glebowe jednego z największych w Polsce producentów polifosfatu. Oprócz najbardziej toksycznych związków siarki i fluoru do atmosfery emitowane są także metale ciężkie. W badaniach określono zawartość rozpuszczalnych form metali w glebach w zależności od odległości od źródła emisji i kierunku wiatrów oraz zawartość tych samych metali w różnych gatunkach roślin. Ilość tych pierwiastków była bardzo zróżnicowana zarówno w glebach jak i w roślinach (w większości przypadków nie przekraczała zawartości granicznych). Zaobserwowano zróżnicowaną koncentrację badanych metali w zależności od tego, gdzie pobierano próbki.

Wstęp

Zakłady Chemiczne „Wizów” S.A., zlokalizowane w Łące k/Bolesławca, zostały uruchomione w 1951 r., a produkują m.in. trójpolifosforan sodu, wykorzystywany jako składnik środków piorących, ekstrakcyjny kwas fosforowy i cement hutniczy. Produkcja związków fosforowych realizowana jest na bazie apatyty, kwasu siarkowego i sody. Cement hutniczy natomiast otrzymuje się poprzez zmielenie żużla granulowanego, klinkieru i anhydrytu. W procesie produkcyjnym tych związków do atmosfery emitowane są zanieczyszczenia pyłowe i gazowe zawierające m.in. fitotoksyczne związki siarki i fluoru, NO₂, CO oraz metale ciężkie (zakłady posiadają 17 emitorów i 3 miejsca emisji niezorganizowanej), a odprowadzane ścieki wprowadzają do pobliskiej rzeki Bóbr wysokie ładunki fosforanów. Zanieczyszczenia te mogą powodować eutrofiza-

* Uniwersytet Szczeciński; Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska

** Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Żywnienia Roślin

** Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Żywnienia Roślin

cję wód, degradację chemiczną gleb oraz uszkodzenia aparatu asymilacyjnego roślin, a w efekcie obniżenie ich plonowania, stanowią także zagrożenie dla mieszkańców obszaru objętego emisją. Z tego też względu w 1990 r. „Wizów” został umieszczony na liście 80-ciu zakładów najbardziej uciążliwych dla środowiska. W tym samym roku zaniechano jednak produkcji kwasu siarkowego, więc uciążliwość zakładów ograniczyła się głównie do emisji fluoru. To właśnie fluor i siarka, a także makroelementy były dotychczas najważniejszymi elementami badań [Nowak i in. 1999]. Tym bardziej na szczególną uwagę zasługują metale ciężkie, gdyż ilość danych dotyczących ich występowania w rejonie oddziaływania tego zakładu jest stosunkowo niewielka.

Material i metody badań

W celu oceny rzeczywistego zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi na obszarze objętym oddziaływaniem zakładów w 2002 r., w okresie wegetacji roślin, przeprowadzono badania zawartości form rozpuszczalnych m.in. kadmu, ołowiu, niklu, miedzi, cynku, manganu i żelaza w 1M HCl w glebach oraz koncentracji tych metali w wybranych roślinach (w niniejszej pracy przedstawiono jedynie wyniki badań w zakresie trzech pierwszych pierwiastków). Oznaczono także odczyn gleby w 1M KCl i określono zawartość ogólnych i przyswajalnych form makroskładników takich jak azot (tylko w materiale roślinnym), fosfor, potas, magnez i siarka oraz zawartość całkowitych i rozpuszczalnych form fluoru. Próbkę glebową pobrano z warstwy wierzchniej (0-20 cm) pól uprawnych i nieużytków usytuowanych w różnych kierunkach (N, NE, E, SE, S, SW, W i NW) i różnych odległościach od zakładu (150, 300, 500 i 1000 m). Próbkę roślinną pobrano z tych samych punktów. Gleby wokół zakładu zaliczono do gleb lekkich o składzie granulometrycznym piasku gliniastego i gliny lekkiej. Materiał glebowy i roślinny do analiz chemicznych stanowił średnią z 8 prób pojedynczych, które dokładnie wymieszano i zhomogenizowano. Rośliny pobierano w różnych fazach rozwojowych w zależności od gatunku: ziemniaki – początek kwitnienia, rośliny zbożowe i trawy – strzelanie w źdźbło oraz gryka – faza kwitnienia.

Zawartość form rozpuszczalnych metali ciężkich w glebach oznaczono ekstrahując je roztworem kwasu solnego o stężeniu $1\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ i w przesączu ilościowo oznaczano poszczególne metale metodą spektrofotometrii atomowo-absorpcyjnej na aparacie Spectra AA 220 Fast Sequential firmy Varian, zachowując właściwe parametry pomiaru dla poszczególnych metali. W przypadku zbyt dużych zawartości stosowano rozcieńczenia. W celu oznaczenia zawartości metali ciężkich w roślinach mineralizowano je na sucho w piecu muflowym

w temp. 550 °C, a uzyskany popiół roztwarzano rozcieńczonym kwasem azotowym.

Wyniki badań i dyskusja

Przeprowadzone badania wykazały, że w obszarze oddziaływania zakładów dominują gleby zakwaszone (co może być spowodowane emisją do atmosfery związków siarki), nie zauważono jednak większego związku pomiędzy pH gleby, a odległością czy kierunkiem wiatru. Można natomiast przypuszczać, że na polach uprawnych odczyn w niewielkim stopniu był regulowany. Zasobność gleb w makroskładniki w większości przypadków mieściła się w granicach zawartości naturalnych, a w przypadku roślin zawartości makroelementów zależały od zasobności gleby i jej pH (w przypadku fosforu, potasu i azotu najczęściej były niższe niż zawartości optymalne, a w przypadku magnezu mieściły się w przedziale zawartości optymalnej). Ponadto w najbliższym otoczeniu zakładu stwierdzono w glebach podwyższoną zawartość fosforu, co mogło być spowodowane infiltracją związków fosforu np. ze starych, nie uszczelnionych stawów osadowych i składowiska fosfogipsu. Natomiast kumulacja siarki (zawartości optymalne i niskie) i fluoru (zawartości naturalne kilkakrotnie przekroczone), zarówno w glebach jak i roślinach, wyraźnie obniżała się wraz ze wzrostem odległości od zakładu i zależała od kierunku wiatrów. Gleb nie oceniano pod kątem składu granulometrycznego, nie określano także zawartości materii organicznej, lecz z materiałów archiwalnych Urzędu Gminy Bolesławiec wiadomo, że w rejonie tym przeważają gleby lekkie, przepuszczalne, o niskiej zawartości substancji organicznej i niskiej wartości bonitacyjnej. Celem niniejszej pracy było określenie zawartości niektórych metali ciężkich i ocena stopnia skażenia nimi pobliskich gleb i roślin.

Wykonane analizy próbek pozwoliły stwierdzić, że zawartość form rozpuszczalnych metali ciężkich w glebach była bardzo zróżnicowana. Ilość kadmu w glebach wynosi przeciętnie 0,01-2 mg·kg⁻¹, ołowiu 0,1-200 mg·kg⁻¹, a niklu ok. 2-50 mg·kg⁻¹ [Migaszewski 2007]. W badanym materiale najwyższe zawartości tych pierwiastków zanotowano w najbliższej odległości od zakładu, a w miarę oddalania się od źródła emisji ich ilości malały (tab. 1). W żadnym przypadku nie stwierdzono przekroczenia zawartości granicznych, które wynoszą odpowiednio: 1 mg·kg⁻¹ gleby dla Cd, 70 mg·kg⁻¹ gleby dla Pb i 30 mg·kg⁻¹ gleby dla Ni. Gleby te, z punktu widzenia możliwości ich rolniczego wykorzystania, można uznać więc za nie zanieczyszczone, gdzie zawartość metali śladowych jest naturalna (0 stopień skażenia) [Kabata-Pendias i in. 1993].

Tab. 1. Zawartość metali ciężkich w glebach w zależności od odległości od Z.Ch. „Wizów”

Odległość [m]	pH [1M KCl·dm ⁻³]	Cd	Pb	Ni
		[mg·kg ⁻¹ gleby]		
150	4,9	0,17	17,9	1,32
300	4,8	0,15	16,7	1,17
500	5,1	0,16	16,6	1,01
1000	5,0	0,13	11,6	1,00
<i>NIR_{0,05}</i>		0,031	4,18	<i>r.n.</i>

Uwzględniając kierunek wiatrów stwierdzono, że wyższa zawartość metali w glebie występowała najczęściej po stronie północnej, północno-zachodniej i południowej od źródła emisji, natomiast znacznie niższe zawartości wykazano w materiale pobranym na kierunku południowo-zachodnim, zachodnim i wschodnim. W przypadku kadmu niższe stężenia występowały także po stronie północnej, a w przypadku niklu po stronie północno-wschodniej (tab. 2).

Tab. 2. Odczyn oraz średnia zawartość metali ciężkich w glebie w zależności od kierunków pobrania prób wokół Z.Ch. „Wizów”

Kierunek	pH [1M KCl·dm ⁻³]	Cd	Pb	Ni
		[mg·kg ⁻¹ gleby]		
N	4,7	0,19	21,6	1,29
NE	4,8	0,12	16,2	0,61
E	4,9	0,19	14,5	0,97
SE	5,2	0,15	15,0	0,98
S	5,4	0,15	16,4	1,32
SW	5,0	0,12	13,7	1,15
W	4,9	0,13	11,3	1,22
NW	5,5	0,21	19,2	2,16

Zawartość metali ciężkich w roślinach uprawnych, będąca odzwierciedleniem pyłów atmosferycznych osadzających się na ich częściach nadziemnych oraz ilości pobranej drogą korzeniową, wynosi przeciętnie 0,03-0,7 mg·kg⁻¹s.m. dla kadmu, 0,1-10 mg·kg⁻¹ dla ołowiu i 0,1-5 mg·kg⁻¹ w przypadku niklu [Migaszewski 2007]. W badanym materiale roślinnym zawartość tych pierwiastków najczęściej była niska i mieściła się poniżej zawartości krytycznych. Pozwoliło to ocenić przydatność większości roślin jako nadające się do celów konsumpcyjnych, gdzie zawartość metali ciężkich nie przekracza: kadmu 0,15 mg·kg⁻¹, ołowiu 1,0 mg·kg⁻¹, a niklu 10,0 mg·kg⁻¹ [Filipek 1999]. Wyjątek stanowiła tu

nać ziemniaka i gryka, które to kumulowały większe ilości kadmu. Najmniejsze ilości metali kumulowały trawy i jęczmień jary (tab. 3).

Ponadto wraz ze wzrostem odległości od zakładu zaobserwowano spadek kumulacji niklu, co jest widoczne szczególnie u pszenicy ozimej, jęczmienia jarego i traw. W przypadku pozostałych pierwiastków zależności takiej nie stwierdzono.

Tab. 3. Zawartość metali ciężkich w roślinach pobranych w różnych odległościach od Z.Ch. „Wizów”

Gatunek rośliny	Odległość [m]											
	150			300			500			1000		
	[mg·kg ⁻¹ s.m.]											
	Cd	Pb	Ni	Cd	Pb	Ni	Cd	Pb	Ni	Cd	Pb	Ni
Pszenica ozima	0,06	0,40	0,60	0,05	0,38	0,26	0,06	0,42	0,16	0,06	0,35	0,19
Jęczmień jary	0,01	0,01	0,43	0,06	0,27	0,17	0,05	0,55	0,11	n.o.	n.o.	n.o.
Żyto	0,03	0,38	0,23	0,02	0,47	0,72	n.o.	n.o.	n.o.	0,03	0,55	0,08
Ziemniaki (nać)	1,02	0,92	0,94	0,41	1,32	0,71	0,81	0,67	0,99	n.o.	n.o.	n.o.
Trawa	n.o.	n.o.	n.o.	0,06	0,60	0,26	0,01	0,01	0,19	0,03	0,15	0,17
Gryka	0,19	0,95	0,87	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,52	0,56	0,18	0,57	0,72

n.o. – nie oznaczono

Zaprezentowane powyżej badania wskazują, że działalność Z.Ch. „Wizów” nie powoduje nadmiernego skażenia pobliskich terenów metalami ciężkimi, nie jest wymagane więc wprowadzenie ograniczeń w użytkowaniu terenu w jego otoczeniu. Oddziaływanie zakładu nie stanowi nadmiernego zagrożenia dla ludzi, roślin i zwierząt hodowlanych.

Wnioski

1. Zawartość w glebie rozpuszczalnych form kadmu, niklu i ołowiu była bardzo zróżnicowana i zmniejszała się wraz ze wzrostem odległości od zakładu.
2. Najwyższą kumulację badanych form metali w glebie stwierdzono po północnej, północno-zachodniej i południowej stronie Z.Ch. „Wizów”, natomiast po stronie południowo-zachodniej, zachodniej i wschodniej, zawartości te były znacznie niższe.
3. Przeprowadzone badania próbek roślinnych wykazały, że spośród badanych metali jedynie zawartość niklu była zależna od odległości od źródła emisji.

4. Największe ilości metali (zwłaszcza ołowiu) kumulowały liście ziemniaków i gryka, najmniejsze jęczmień jary i trawy.

Literatura

1. BOLIBRZUCH E., GAŁCZYŃSKA B., KABATA-PENDIAS A., PIOTR-KOWSKA M., TARNOWSKI P., WIĄZEK K. (1978): *Oznaczanie zawartości pierwiastków śladowych oraz siarki w glebach i roślinach metodami kolorymetrycznymi i spektrometrii absorpcji atomowej*. Wyd. IUNG, s. 16, 22, 59-64, Puławy 2007
2. FILIPEK T.: *Podstawy i skutki chemizacji agroekosystemów*. skrypt AR Lublin 1999
3. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H.: „*Biogeochemia pierwiastków śladowych*”. PWN, s. 364, Warszawa 1993
4. KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITEK T.: *Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką*, wyd. IUNG, s. 1-20, Puławy 1993
5. MIGASZEWSKI Z. M., GAŁUSZKA A.: *Podstawy geochemii środowiska*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, s. 214-229, Warszawa 2007
6. NOWAK W., WRÓBEL S., PASIERB K.: *Oddziaływanie zanieczyszczeń emitowanych przez Zakłady Chemiczne WIZÓW S.A. na glebę i rośliny*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z.467, cz.2, s. 413-420, 1999
7. SPIAK Z.: *Wpływ wzrastających dawek niklu na zawartość form przyswajalnych tego pierwiastka w glebach*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z.418 cz.II, s. 513-517, 1995
8. ZAKŁADY CHEMICZNE WIZÓW: <http://www.wizow.com.pl/>, 2007

**CONTENTS ASSESSMENT OF HEAVY METALS
IN SOILS AND CHOSEN PLANTS IN AREA EFFECTS
OF CHEMICAL COMPANY WIZÓW S.A.**

Key words: heavy metals, soils, plants, chemical company

S u m m a r y

In the article was presented influence one of the biggest producer of polyphosphate in Poland on the floras and soils environment. Except the most toxic relationships of sulphur and fluor, to the atmosphere are emitted the heavy metals as well. In the sample tests were qualified content soluble forms of metals in the soils in dependence from distances of source emission and direction of winds and content the same metals in various plants. Quantity of these elements was very varied both in soils and in plants (in the most of cases it did not cross limited values). Was observed various concentration of tests metals in dependence from this, where samples were taken.

AGNIESZKA KLARZYŃSKA, ANNA KRYSZAK,
JAN KRYSZAK, MACIEJ MUSIAŁ *

**ECOLOGICAL BASIS OF DEVELOPMENT OF MEADOW
ECOSYSTEMS IN THE VALLEY OF THE SOUTHERN
CANAL OF THE OBRA RIVER**

Key words: meadows community, the Obra River Southern Canal valley, site, ecological factors, floristic diversity

S u m m a r y

In the course of long-term studies, the impact of site conditions – moisture condition and trophic factors – on meadow plant communities was assessed by determining their physiological structure and Shannon-Wiener floristic diversity index – H' . The obtained results were compared with the site and floristic investigations from 1994. In the case of the Obra River valley, it was moisture level and nitrogen content in the soil that exerted the most important influence on the development of meadow communities as indicated by the occurrence of unstable transitory forms. They differ from one another with regard to floristic diversity and a small proportion of characteristic species. Utilisation and its intensity, along-side site conditions, exert a modifying influence on the floristic composition of communities allowing random species to settle among them and to reduce their stability.

Introduction

The development of meadow-pasture communities is of anthropogenic nature. It is affected directly by human activities but, even more frequently, also by man's indirect actions affecting sites occupied by them [Barabasz 1997; Grynia 1996; Kryszak 2001; Kucharski 1999; Zarzycki 1999]. By altering the system of ecological conditions, these human multi-directional activities destroy the biocenotic equilibrium of meadow ecosystems and, consequently, lead to the formation of new communities.

In the case of meadow communities, especially changes in site moisture conditions result in significant vegetation transformations. They sometimes

* Agricultural University of Poznań; Department of Grassland Science

assume the character of degenerations and, at other times, regressions. In the course of these processes, phytocoenoses are characterised by a labile floristic composition. Grass communities, especially those situated on peat soils, are exposed to floristic transformations resulting from changes in site moisture conditions combined with peat degradation [Ilnicki 2004]. A good example of such changes is meadow communities in the region of the Obra River valley where, towards the end of the 18th century, land amelioration works were initiated which were later on abandoned. The neglect of amelioration facilities gradually led to, presumably, irreversible ecological and phytosociological changes in plant ecosystems.

The objective of long-term investigations is to assess the impact of site conditions – moisture level and trophic conditions – on the development of meadow communities in the Obra River valley and their floristic diversity.

Methods

The paper presents results of investigations carried out during the vegetation season 2004-2005 in the Obra River valley close to the Southern Canal (Przemęt – Perkowo). The analysis of the existing floristic condition was carried out on the basis of over 600 phytosociological relevés collected using the Braun-Blanquet method. The influence of site conditions: moisture levels (F) and trophic conditions assessed using the phyto-indication methods of Ellenberg [1992] and Oświt [1992] on plants was determined on the basis of the phytosociological structure of the identified communities and the Shannon-Wiener floristic diversity index H' [Magurran 1996]. The obtained results were compared with the results of the site and floristic experiments from 1994.

Results and discussion

It was found that, at the present time, in the area of the Obra River Southern Canal “anthropogenic, semi-natural meadow and pasture communities from the *Molinio-Arrhenatheretea* class situated on non-swampy mineral and organic-mineral soils” were dominant. They were found to occupy nearly 80% of the area of the identified communities, of which syntaxons characteristic for sites with variable moisture levels from the *Molinieta* order constituted almost 39%. Simultaneously, the floristic composition of many patches of communities of marshy sites of the *Phragmitetea* class exhibit transitory forms associated with the communities typical for variable moisture sites of the *Molinieta* order. It can be assumed that in the near future their succession will move

towards communities of the *Molinio-Arrhenatheretea* class. On the other hand, it was found that areas occupied by the communities utilised for hay or as pastures with regulated water relationships from the *Arrhenatheretalia* order decreased by approximately 10% during the past 11 years (Table 1).

Table 1. Changes in the proportions of identified meadow communities in years 1994-2004 (%)

Plant community	Year 2005	Year 1994
With class <i>Phragmitetea</i>	21,3	15,3
With class <i>Scheuchzerio-Caricetea nigrae</i>	1,1	-
With class <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> - incl. order <i>Molinietalia</i>	77,6 38,5	84,7 27,5

The analysis of the floristic results and their comparison with the ecological results show that, primarily, the moisture level (the drop of the level of ground waters by about 0,5 m during the last 40 years) and site trophic conditions (N content in the soil) affected plant transformations of the meadow ecosystems in the Obra River Southern Canal (Table 2).

As mentioned above, numerous patches of communities developed as transitory forms, which is indicated by their phytosociological structure. The analysis of this structure allows indicating the future of the currently occurring meadow communities. It is interesting to note reduced proportions of species characteristic for the *Phragmitetea* class in communities of this class. One of such examples is patches of *Caricetum ripariae* occurring in marshy sites. During the years 1994-2005, the proportion of these species in the floristic composition of these patches declined by about 50%. No significant changes were observed in the species composition of the *Phalaridetum arundinaceae* association, which can be the result of its wide ecological scale.

At present, communities of the *Molinio-Arrhenatheretea* class appear to present more stable forms, although in some of their patches we can notice settlement or significant proportions of species characteristic for segetal and ruderal nitrophylic sites of the *Artemisietea* and *Stellarietea* classes (Table 3).

Table 2. Effect of changes in site conditions on the development of selected meadow communities

Moisture						N ^{**/}		Plant community
Ground water level (m)		According to Oświt		F ^{*/}				
1994	2005	1994	2005	1994	2005	1994	2005	
0,0-0,2	0,3-0,6	8,9	7,6	8,9	7,6	4,3	3,9	<i>Caricetum ripariae</i>
0,1-0,3	0,7-1,1	6,0	7,8	6,3	7,8	4,9	5,7	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>
0,3-0,6	0,5-0,9	4,6	6,3	5,5	6,1	3,8	4,6	<i>Potentillo-Festucetum arundinaceae</i>
0,6-1,6	0,9-1,3	6,1	6,2	6,2	6,2	3,9	3,4	With <i>Deschampsia caespitosa</i>
0,9-1,3	1,0-1,5	5,7	6,5	5,8	5,8	5,7	5,5	<i>Alopecuretum pratensis</i>
1,2-1,6	1,5-1,9	4,6	5,2	4,9	5,0	4,8	5,2	<i>Arrhenatheretum elatioris</i>
1,0-1,5	1,3-1,7	5,0	6,2	4,9	5,0	5,4	4,3	<i>Lolio-Cynosuretum</i>

* F – moisture index [Ellenberg 1996], **/ N – content of soil nitrogen index [Ellenberg 1996]

Table 3. Phytosociological structure of selected meadow communities

Plant community	Proportion of species characteristic for (%):									
	Phragmitetea		Molinio-Arrhenatheretea			Artemisietea	Stellarietea	Scuechzerio-Caricetea nigrae	Other class	
			Total		Molinietalia					
	Year									
1994	2005	1994	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	
<i>Caricetum ripariae</i>	28,1	14,9	25,0	39,4	13,8	7,4	6,4	2,1	29,8	
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	14,9	14,8	48,9	40,6	13,9	6,9	8,9	4,0	24,8	
<i>Potentillo-Festucetum arundinaceae</i>	6,3	10,7	46,3	62,7	13,3	8,0	12,0	4,0	2,6	
Com. with <i>Deschampsia caespitosa</i>	9,9	10,1	50,5	43,5	11,6	5,8	12,3	3,6	24,7	

<i>Alopecuretum pratensis</i>	8,0	14,5	48,3	44,9	4,3	5,8	8,7	4,3	21,8
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	4,8	9,7	49,0	50,5	10,7	5,4	9,7	-	24,7
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	2,3	3,7	58,4	70,4	-	7,4	3,7	-	14,8

The effect of site conditions, mainly moisture level, on the development of these communities is confirmed by the phytosociological structure of some communities. Their wide ecological scale with regard to moisture levels allows them to develop transitional patches which can be classified to lower phytosociological units in accordance with the gradient of declining moisture level. This is exemplified by *Phalaridetum arundinaceae*, *Deschampsia acaespitosa* community and *Arrhenatheretum elatioris* syntaxons (Table 4).

Table 4. Impact of moisture levels (F) on phytosociological variability of selected syntaxons

Wariant of association	F	Proportion of species characteristic for (%):				*H'
		Phragmitetea	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>		Other class	
			Total	<i>Molinietalia</i>		
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>						
Dry	4,9-5,2	8,8	60,8	17,4	30,4	3,04
Medium humid	5,3-6,5	13,5	44,9	14,6	41,6	3,98
Humid	6,6-7,8	20,7	46,6	17,2	32,7	3,88
Wet	7,9-8,6	45,0	15,0	10,0	40,0	2,86
<i>Community with Deschampsia caespitosa</i>						
Dry	4,1-5,2	5,7	47,7	7,9	46,6	3,69
Medium humid	5,3-6,5	11,4	43,1	10,6	45,5	4,00
humid	6,6-7,3	18,7	50,0	12,5	31,3	3,74
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>						
Dry	4,0-5,2	6,7	54,1	6,7	39,2	3,82
Medium humid	5,3-6,4	11,3	52,1	9,9	36,6	3,62

* H' – Diversity indicator according to Shannon-Wiener

Utilisation as well as its intensity can, together with site conditions, exert a modifying influence on the floristic composition of plant communities and can also contribute to the development of transitory forms. At the moment, majority of the communities occurring in the Odra River valley exhibit instability and undergo continuous changes which are caused by the competition between spe-

cies in changing conditions of site and utilisation. This is especially true with regard to the communities of the fresh sites of the *Molinio-Arrhenatheretea* class undergoing more intensive utilisation which are more open to the settlement of accidental species reducing their stability. On the other hand, syntaxons of the marshy sites of the *Phragmitetea* class less available to utilisation exhibit greater stability. This is confirmed by the proportion of species with the 5th or 6th degree of stability which makes up nearly 28% of species (Table 5).

Table 5. Distribution of the degree of species stability of selected meadow communities

Plant community	Constancy degree (%)				
	V	IV	III	II	I
<i>Phragmitetea</i> class					
<i>Oenantho-Rorripetum</i>	27,8	27,8	-	44,4	-
<i>Caricetum ripariae</i>	1,1	3,2	4,3	20,2	71,2
<i>Caricetum gracilis</i>	1,0	4,2	7,3	21,8	65,7
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	1,0	1,0	10,8	11,8	75,4
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> class					
<i>Potentillo-Festucetum arundinaceae</i>	3,1	5,2	6,2	12,5	73,0
Community with <i>Deschampsia caespitosa</i>	1,4	4,3	6,5	7,2	74,8
<i>Alopecuretum pratensis</i>	6,1	9,1	10,6	10,6	63,6
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	5,4	4,3	7,5	8,6	74,2
<i>Lolio-Cynosuretum</i>	18,5	33,3	-	48,2	-

A positive consequence of site variability is the possibility of developing transitional communities of greater floristic diversity than natural communities [Biderman 1990, Michalik 1990, Zarzycki 1999]. Apart from the moisture level, the effect of soil nitrogen and, especially, phosphorus contents as well as the soil reaction on the development of plant communities and their diversity becomes apparent [Janssens et al. 1997; Zarzycki 1999]. This is confirmed by the calculated values of the Shannon-Wiener index (H') which reveal differences between variants in relation to the moisture level (Table 4). The long-term investigations conducted in the Obra River valley show that site variability is the direct cause of the development of lower phytosociological units of greater floristic diversity, especially in the case of marshy sites [Kryszak et al. 2006].

Conclusions

1. Moisture levels and trophic factors were the main factors which influenced the development in the Obra River Southern Canal of meadow communities, as confirmed by the occurrence of unstable transitional forms.
2. The transitory forms of plant communities differ from one another with regard to floristic diversity and a small proportion of their own characteristic species.
3. Utilisation as well as its intensity, together with site conditions, can exert a modifying influence on the floristic composition of communities allowing the settlement of accidental species which reduce their stability.

References

1. BARABASZ B.: *Zmiany roślinności łąk w północnej części Puszczy Niepołomickiej w ciągu 20 lat.* (Changes In the meadows of the northern part of the Niepołomice forest during twenty years). St. Naturae, 43, s. 99, 1997
2. BIDERMAN A.: *Zabiegi ochrony czynnej biocenoz nieleśnych stosowane w Ojcowskim Parku Narodowym.* (Practices in active protection of non-forest biocenoses employed in Ojców National Park). Prace Muz. Szafera, 2, 53-57, Prądnik 1990
3. ELLENBERG H.: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.* Scr. Geobot., 18, 5-258, 1996
4. GRYNIA M.: *Kierunki zmian szaty roślinnej zbiorowisk łąkowych w Wielkopolsce.* Roczn. AR Pozn. 284 Roln., 47, 15-27, Poznań 1992
5. ILNICKI P.: *Polskie rolnictwo a ochrona środowiska.* Wyd. AR Poznań, s.483, Poznań 2004
6. JANSSENS F., PEETERS A., TALLOWIN J.R.B., SMITH R.E.N., BAKKER J.P., BAKKER R.M., VERWEIJ G.L., FILLAT F., CHOCARRO C., OOMES M.J.M.: *Relationship between soil nutrients and plant diversity in grasslands; definition of limits for maintenance and the reconstruction of species-rich communities.* Grassland Science in Europe, 2, 315-322, 1997
7. KRYSZAK A., GRYNIA M.: *Najczęstsze przyczyny zmian ekosystemów łąkowych.* (Most frequent causes of changes of meadow ecosystems). Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, 82, Inżynieria Środowiska, 21, 593-600, Kraków 2001
8. KRYSZAK A., KRYSZAK J., GRYNIA M., CZEMKO M.: *Dynamika zmian różnorodności florystycznej zbiorowisk trawiastych doliny Obry.* (The dynamic of changes in floristic diversity of grass communities in the Obra river valley). Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 6, 1(16), 229-237, 2006

9. KUCHARSKI L.: *Szata roślinna łąk Polski środkowej i jej zmiany w XX stuleciu. (The plant cover of central Poland meadows and its changes In the 20th century)*. Wyd. Uniw. Łódzkiego, s. 168, Łódź 1999
10. MAGURRAN A.: *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall, 1-179, Cambridge 1996
11. MICHALIK S.: *Przemiany roślinności łąkowej w toku sukcesji wtórnej na stałej powierzchni badawczej Ojcowskiego Parku Narodowego. (Changes in meadow vegetation due to secondary succession on a permanent study plot in Ojców National Park)*. Prądnik, Prace Muz. Szafera 2, 149-159, 1990
12. OŚWIT J.: *Identyfikacja warunków wilgotnościowych w siedliskach łąkowych za pomocą wskaźników roślinnych. (Identification of humidity conditions in meadow sites, Rusing vegetation indices (phytoindication metod)*. Biblioteka Wiad. IMUZ, 79, 39-67, 1992
13. ZARZYCKI J.,: *Ekologiczne podstawy kształtowania ekosystemów łąkowych Babiogórskiego Parku Narodowego. (Ecological principles of meadow ecosystem management in the Babia Góra National Park, Western Carpathians)*. St. Naturae, 45, s. 97, 1999

EKOLOGICZNE PODSTAWY WYKSZTAŁCANIA EKOSYSTEMÓW ŁĄKOWYCH W DOLINIE KANAŁU POŁUDNIOWEGO OBRY

Słowa kluczowe: zbiorowiska łąkowe, dolina Kanału Południowego Obry, siedlisko, czynniki ekologiczne, zróżnicowanie florystyczne

Streszczenie

W trakcie badań oceniono wpływ warunków siedliskowych: uwilgotnienia i trofizmu na roślinność zbiorowisk łąkowych poprzez określenie ich struktury fitosocjologicznej oraz wskaźnika różnorodności florystycznej Shannona-Wienera – H' . Otrzymane wyniki odniesiono do badań siedliskowych i florystycznych z roku 1994. W dolinie Obry przede wszystkim uwilgotnienie oraz zawartość azotu w glebie wpłynęły na wykształcenie zbiorowisk łąkowych o czym świadczy występowanie niestabilnych form przejściowych. Różnią się one między sobą różnorodnością florystyczną oraz niewielkim udziałem gatunków charakterystycznych. Użytkowanie oraz jego intensywność obok warunków siedliskowych wpływa modyfikująco na skład florystyczny zbiorowisk, umożliwiając wkraczanie gatunkom przypadkowym obniżającym ich stabilność.

ROLAND KOCH***ERKENNTNISSE AUS DER SANIERUNG VON STARK SAUREN
UND SULFATHALTIGEN TAGEBAUSEEN AM BEISPIEL
DES TAGEBAUSEES GRÄBENDORF****Key words:** mining lake, acidification, sulphate reduction, restoration procedure*S u m m a r y*

Conclusions from the restoration of heavily acid and sulphate-containing mining lakes using the Gräbendorf mining lake as an example. With Lusatia's 16 open-cast mines till the year 1990, groundwater lowering to a depth of approx. 100 m below ground level has had considerable impacts on the situation in Lusatia as far as water management is concerned. After the closing of the open-cast mines they filled again with groundwater. The water qualities of the existing mining lakes and of those that are still to be created are often characterised by low pH values and high iron and sulphate concentrations, which, if not treated, may lead to a number of subsequent ecological and economic problems. Therefore different restoration technologies are applied to improve water quality sustainably. With 425 hectares the lake Gräbendorfer See is a mining lake of medium size in which the restoration procedure applied is flooding by water imported from the river Spree. Doing this, potentials and limits of flooding with imported water have been illustrated. Therefore for sustainable restoration subsequent measures are required. The results achieved and the measures required in the future are documented and prepared / analysed / processed in a German-Polish INTERREG III A project: "Presentation and assessment of the application of restoration procedures for the improvement of the water quality in mining lakes as well as of the groundwater in the euro-region and the lebusa land, which have been influenced by mining". This project will be implemented as a mirror project, i.e. each party has selected an appropriate mining lake for it. Thus we can exchange experience and technologies and, on the basis of this feasibility study (qualified task), can also tackle the joint restoration of further mining lakes.

* BTU Cottbus Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau

Einleitung

Allgemeine Situation der Wasserqualität der Kippengrund- und Oberflächenwässer in der Lausitz

Die Lausitz und der Bergbau

Die Lausitz liegt zwischen Görlitz und Berlin, der Neiße und Finsterwalde. Sie liegt damit in den Bundesländern Brandenburg und Sachsen. Diese Lausitz ist geprägt von der Braunkohleindustrie, d.h. durch Braunkohletagebaue und Braunkohlekraftwerke. Bis 1990 gab es in der Lausitz 16 aktive Braunkohletagebaue, jetzt nur noch 5. Die Förderung von Braunkohle ist von 300 Mio t/a auf ca. 60 Mio t/a gesunken. Die Braunkohletagebaue haben natürlich einen sehr großen Einfluss auf die wasserwirtschaftliche Situation der Lausitz. Das liegt darin begründet, dass das Grundwasser im Bereich der Tagebaue auf eine Teufe von ca. 100 m unter Geländeoberkante abgesenkt wurde und wird. Mit den 16 Tagebauen ist somit eine Fläche von ca. 2200 km² beeinflusst worden. Das führte unter anderem dazu, dass solche Flüsse wie Spree, Schwarze Elster, Dahme, Malxe keine natürlichen Gewässer mehr sind, sondern künstlich mit Wasser aus den Tagebauen bespannt werden müssen. Damit verbunden war auch ein Grundwasserdefizit von ca. 14 Mrd. m³ und das in einem Gebiet mit geringen Niederschlägen (450-550 mm /a). Mit der Stilllegung der Tagebaue füllten sich diese wieder mit Grundwasser und bilden jetzt die so genannte Lausitzer Seenplatte, wobei der natürliche Seewasserstand noch nicht bei allen 28 Tagebauseen der Lausitz erreicht wurde. Diese Tagebauseen sollen zukünftig wasserwirtschaftlich genutzt werden, unter anderem als Wasserspeicher für die schon genannten Vorfluter, um damit diese aquatischen Ökosysteme zu sichern.

Lausitz als Grenzregion zu Polen

In diesem Zusammenhang muss auch darauf verwiesen werden, dass auch der Grenzfluss Neiße für die Bereitstellung von Flutungswasser genutzt wird. Das heißt, dass auch die polnische Grenzregion einen Anteil bei der Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Situation in der Lausitz leistet. Zum anderen bekanntlich Wasser auch an keinen Ländergrenzen halt macht und so die wasserwirtschaftlichen Probleme der Regionen Lausitz und des Lebusa-Land doch auch in einem gewissen Zusammenhang zu betrachten sind, siehe auch Hochwasserschutz.

Folge des Braunkohlebergbaus im Lausitzer Revier

Als Folge des Braunkohlebergbaus im Lausitzer Revier unterliegt der regionale Wasserhaushalt somit starken Veränderungen. Die Wasserbeschafftheiten der vorhandenen und noch entstehenden Tagebauseen sind häufig durch die Verwitterungsprodukte der Pyritoxidation geprägt. Durch niedrige pH-Werte und hohe

Eisen- und Sulfatkonzentrationen wird eine wasserwirtschaftliche Nutzung dieser Ressourcen sehr stark beeinträchtigt. Mit der Einbindung der Tagebauseen in das hydrologische Abflusssystem wirkt deren ökonomisches und ökologisches Gefährdungspotential über den Seewasserkörper hinaus. Insbesondere zur Einleitung des Seewassers in die Vorflut sind zum Erreichen der Einleitbedingungen (Inhaltsstoffe) technische Maßnahmen erforderlich. Mehr als 10 Jahre nach der Stilllegung der meisten Tagebaue liegt das Grund- und Oberflächenwasserdefizit aber noch immer bei ca. 4,35 Mrd. m³ im Bereich der Lausitz. Grundlage für die Entstehung der Tagebauseen ist der Wiederanstieg des Grundwassers. Dieses Grundwasser strömt unter anderem durch Kippenbereiche, was durch die vorhandenen Pyrit-Verwitterungsprodukte zu einer erheblichen Versauerung und starken Sulfatanreicherung in den Tagebauseen führt. Die durchschnittlichen pH-Werte betragen 3,0 und die Sulfatgehalte >1200 mg/l. Darüber hinaus kann der Füllungsprozess in den Tagebauseen durch Flutung mit Fremdwasser z.B. aus den Vorflutern Spree, Schwarze Elster und Neiße erfolgen. Nach dem jetzigen Erkenntnisstand ist auch bei ausreichendem Flutungswasser die Versauerung des Tagebauseewassers dadurch nicht allein zu kompensieren. Alle vorliegenden Studien und Messwerte deuten darauf hin, zumal die zugeführten Wassermengen unter den geplanten Werten liegen und mithin auch die Füllstände in den Tagebauseen nicht im Plan sind. Die niedrigen pH-Werte und die hohen Sulfatgehalte können bei Nichtbehandlung in Abhängigkeit von den geo-hydraulischen Verhältnissen zu einer Reihe von ökologischen und ökonomischen Folgeproblemen führen. Das sind u.a.:

- Versauerung des Wassers in den Vorflutern und damit Beeinträchtigung der Wasserqualität in den Vorfluter (Fischsterben, Zerstörung von Bauwerken in den Vorflutern durch Korrosion),
- Gefährdung von aquatischen und terrestrischen Schutzgebieten durch das anströmende Grundwasser (z.B. im Naturpark Niederlausitzer Landrücken, Naturschutzgebiete Schlabendorfer Bergbaufolgelandschaft, Teichlandschaft Buchwäldchen, Calauer Schweiz),
- Beeinträchtigung der Nutzungsmöglichkeiten der Seen (Tourismus, Fischerei) und im Vorgriff darauf eine wachstumshemmende Investitionszurückhaltung,
- und eine ausbleibende Wertsteigerung der Seen und der angrenzenden Grundstücke.

Aktueller Sachstand

Im Verantwortungsbereich der LMBV in der Lausitz entstehen 28 Tagebauseen. Von diesen 28 Tagebauseen ist bereits bei einem die Flutung abgeschlossen, bei 16 Tagebauseen ist die Flutungsbereitschaft hergestellt und bei den restlichen 11 Tagebauseen wird diese vorbereitet. Nicht bei allem Tagebauseen ist eine Sanierung in vollem Umfang erforderlich. Wir gehen davon aus, dass 19 Seen Sanierungsmaßnahmen erfordern. Alle 28 Tagebauseen umfassen eine Wasserfläche von 14561 ha mit einem Seevolumen von insgesamt 2306 Mio. m³ Wassers bei Erreichen des höchsten natürlichen Wasserstandes. Gegenwärtig sind 27% der Gesamtwassermenge der 28 Tagebauseen erreicht. Die Flutungsmenge beträgt zwischen 1 und 3 m³/s. Das aktuell erreichte Füllvolumen bleibt hinter den Sollwerten zurück, damit wird ein geringerer Verdünnungseffekt bezüglich des Sulfatgehaltes erreicht. Neben dem jeweiligen Wasserkörper der Tagebauseen sind auch noch zuströmende Kippengrundwässer zu behandeln, die in besonders hohem Maße (in Abhängigkeit der Grundwasserneubildung sowie der im Tagebausee vorhandenen Wasserstände und der sich einstellenden Böschungserosion) entsprechende Säurefrachten in die Tagebauseen eintragen.

Ökonomische und ökologische Zielsetzungen der Wassersanierung

Anforderungen an die Wasserqualität

Welche Werte letztlich erreicht werden müssen, hängt neben den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die Einleitung in öffentliche Gewässer, wie z.B. die Spree von den Nutzungszielen für die Seen ab. Für die Fischereiwirtschaft sind pH-Werte von 6,8 bis 7,2 sowie Sulfatgehalte < 400 mg/l erforderlich. In Badegewässern liegt, entsprechend der EU-Richtlinie des Rates 76/160/EWG über die Qualität der Badegewässer, der einzuhaltende pH-Wert im Bereich von 6 bis 9. Die Sulfatgehalte sollten hier ebenfalls bei < 400 mg/l liegen. Ein besonderes Problem stellen die Einleitbedingungen aus den Tagebauseen (Speichern) in die öffentlichen Vorfluter (Spree, Dahme, Schwarze Elster) dar. Da selbige noch nicht festgelegt sind, muss davon ausgegangen werden, dass hierfür Normen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) zu Anwendung kommen werden: pH-Wert mind. 6,0 und Sulfatgehalte < 400 mg/l. Bei Nichteinhaltung würde das bedeuten, dass gegen bestehende Bundes- und Landesgesetze verstoßen wird. Erschwert wird die Erreichung der angestrebten Werte auch dadurch, dass die Seen unterirdisch durch die Grundwasserströme teilweise miteinander in Verbindung stehen und verschiedene Seen aus touristischen Gründen auch oberirdisch durch Kanäle miteinander verbunden werden. Ferner können sich die sauren und sulfathaltigen lebensfeindlichen Kippeng-

rundwässer entsprechend der Dynamik des Wasserhaushaltes und der geohydraulischen Gegebenheiten in der Region Lausitz ausbreiten und die vorhandenen aquatischen Ökosysteme (Seen, Vorfluter, Auenlandschaften) und die Fluss- und See- sowie unterirdischen Bauwerke gefährden.

Entwicklungseffekte der Sanierung

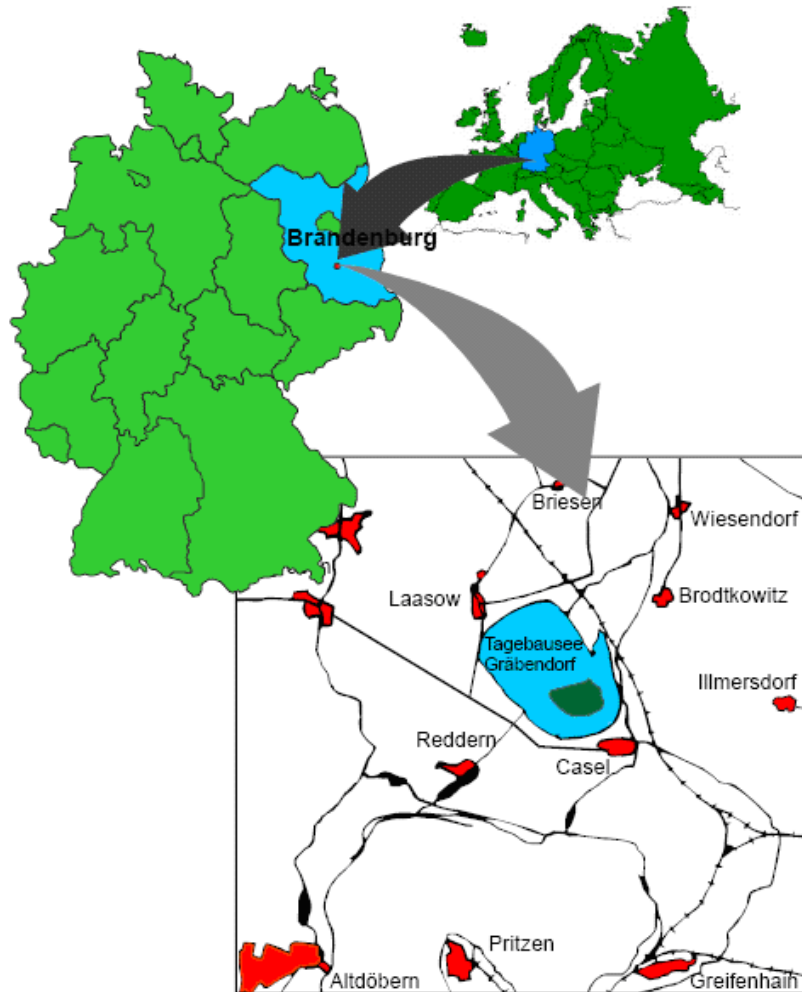
- Verhinderung der bestehenden wasserwirtschaftlichen Gefahren sowie Sicherung der Nutzung der Tagebauseen;
- Verbesserung des Landschaftsbildes und Schaffung einer ökologisch intakten Seen – und Naturlandschaft;
- Schaffung der zwingend notwendigen Voraussetzungen für eine nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung der Euroregion Spree-Neiße-Bober;
- Realisierung von dauerhaften Arbeitsplätzen;
- Stabilisierung und Ausbau der vorhandenen Wirtschaft durch Verhinderung von Abwanderung bzw. Zuzug.

Für die umfangreiche wasserwirtschaftliche Nutzung der Tagebauseen ist es deshalb zwingend notwendig, neben der Flutung, nach technisch-technologischen Möglichkeiten zu suchen, die zu einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserqualität des Kippengrund- und Oberflächenwassers führen. Den Stand der Arbeiten werde ich im 2 Teil meines Vortrages darstellen.

Sanierung des Tagebausees Gräbendorf

Tagebausee Gräbendorf

Der Gräbendorfer See liegt in der Region der Brandenburgischen Niederlausitz, ca. 20 km südwestlich von Cottbus und ist mit 425 Hektar ein mittelgroßer Bergbaufolgesee, der bei Abschluss der Flutung ein Wasservolumen von 93 Mio. m³ haben wird.



Wasserqualität vor der Sanierung

Der im Januar 1994 erstmalig erfasste initiale hydrochemische Zustand des ungepufferten bis sehr schwach gepufferten Sees mit einem pH-Wert von $\text{pH} = 3,3$ blieb bis zum Frühjahr 1996 erhalten. Weitere folgende chemische Beschaffenheiten wurden unter anderem ermittelt:

Acidität: $K_{\text{B}4,3} \approx 0,5 \dots 1,0 \text{ mmol/l}$

Elektrische Leitfähigkeit: $1.200 \dots 1.700 \mu\text{S/cm}$

Sulfatkonzentration: $600 \dots 800 \text{ mg/l}$

Sanierungsziele

Wasserqualität

Diese Werte stammen aus einem 2002 erstellten Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebausee Gräbendorf

Kennwert	Soll (Prognose 1999)
pH-Wert	Ab Frühjahr bis Flutungsende konstant im neutralen bis schwach sauren Bereich um pH = 6,5
K _{S4,3}	Ab Frühjahr 1999 mit K _{S4,3} = 0,1 mmol/l schwach gepuffert Bei geringer Kippenerosion Anstieg der Pufferung auf K _{S4,3} = 0,4 mmol/l bis 2002
Sulfat	Kontinuierlicher Rückgang ab Frühjahr 1999 von ca. 450 mg/l auf 320 ... 400 mg/l

Nutzungsziele

Nach dem Erreichen des Endwasserstandes wird der Gräbendorfer See samt seinen Randbereichen einer differenzierten Nutzung als Bade- und Landschaftssee zugeführt: Während der nördliche und südwestlichste Teil des Sees für eine touristische Nutzung geeignet ist, bleiben im Südosten größere Teile dem Naturschutz vorbehalten. Am Nordufer ist die Errichtung eines Erholungsgebietes geplant. Im Norden von Casel ist zudem angrenzend an die Ortslage die Entwicklung eines attraktiven Wohnstandortes vorgesehen.

Sanierungsverfahren

Nachfolgend aufgeführte Sanierungsverfahren können für eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität angewendet werden.

Reaktive Wände	
	Passive reaktive Wände
	autotroph – ADAG (Aktiver Drain and Gate)
	heterotroph – ADAG
	funnel and gate
	Infilt-gate
	Düsenspritz-gate
Inlake-Verfahren	
	Aktiver Bioreaktor
	Eintrag von Carbo-Kalk- passives Verfahren
	Eintrag von Neutralisationsmittel mittels + Starkregner

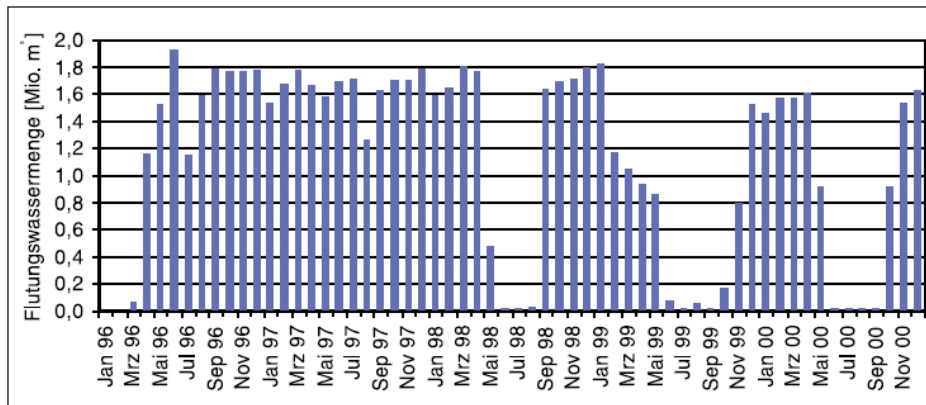
	+ Schwimmender Saugbagger (Sediment) / Mammutpumpe
	Biologische Nachhaltigkeit durch Eintrag von Biomasse (Algen)
	Matten, Teppiche
	CO ₂ -Sequestrierung und Calciumoxid-Suspension
Flutung	
	Flutung aus Vorflutern mittels Fernwasserleitungen
	Überleitung aus Tagebauseen
Grubenwasserreinigungsanlagen	
	Anlagen zur Neutralisation und Fe
	Sulfatreduktion durch Nanofiltration
	SO ₄

Eingesetzte Sanierungsverfahren

Zur wasserwirtschaftlichen Sanierung wird der Tagebausee Gräbendorf seit April 1996 mit Flusswasser geflutet. Hierbei werden im Mittel 36 ... 40 m³/min aus dem Südumfluter der Spree über eine 13 km lange Rohrleitung herangeführt. Die Fremdflutung musste im Sommerhalbjahr 1998, 1999 und 2000 aufgrund von Wassermangel in der Spree zeitweilig über 4 bis 5 Monate unterbrochen werden.

Die Fremdflutung des Tagebausees Gräbendorf hat bei einem Volumen des Wasserkörpers von etwa 7 Mio m³ bzw. einem Füllstand von ca. 7% eingesetzt. Der frühe Flutungsbeginn bot günstige Voraussetzungen für die hydrochemische Entwicklung des Sees zu einem neutralen Gewässer.

April 1996: Beginn der Fremdflutung mit Spreewasser



Sanierungserfolg – jetzige Wasserqualität

Der bisherige Flutungsverlauf hat die Prognosen grundsätzlich bestätigt und die Erwartungen an die hydrochemische Entwicklung des Gräbendorfer Sees weitestgehend erfüllt. Der See enthält derzeit kaum überschüssige Säuren. Andererseits ist der See praktisch nicht gepuffert und damit sehr anfällig gegenüber jeglichen Stoffeinträgen mit dem Grundwasser oder aus den Uferböschungen. Besonders nachteilig für die hydrochemische Entwicklung haben sich die sommerlichen Flutungsunterbrechungen erwiesen.

Kennwert	Ist (Messwerte)
pH-Wert	Starke Schwankungen des pH-Wertes zwischen pH = 4,0 und pH = 6,5 Kein nachhaltiges Erreichen ph-neutraler Verhältnisse
K _{S4,3}	Konstante schwache Pufferung im Beobachtungszeitraum mit K _{S4,3} = 0,0 ... 0,2 mmol/l Kein signifikanter Anstieg erkennbar
Sulfat	Zunächst konstantes Konzentrationsniveau bei 450 ... 500 mg/l Seit Mai 2001 leichter Anstieg auf etwa 550 ... 600 mg/l Seit etwa Januar 2002 wieder Rückgang der Konzentration

Mit der hydrochemischen Entwicklung des Tagebausees Gräbendorf werden die Potenzen aber auch die Grenzen der Fremdflutung gezeigt.

Gegenwärtige Nutzung

Unmittelbar östlich des Dorfes Laasow realisiert die Internationale Bauausstellung (IBA) Fürst-Pückler-Land www.iba-see.de derzeit das Projekt "Schwimmende Häuser Gräbendorfer See". Die Außenanlagen einer geplanten schwimmenden Siedlung wurden 2005/2006 fertig gestellt. Als erstes Haus wurde Am 1. August 2006 der Rohbau einer schwimmende Tauchschule auf einem Ponton errichtet. Am 16. August wurde in Beisein des brandenburgischen Ministerpräsidenten Matthias Platzeck die Tauchschule eröffnet.



Möglichkeiten der Nachsorge

Das Flutungswasser- und Wasserbehandlungskonzept der LMBV den Gräbendorfer See betreffend sieht wie folgt aus:

- Nachsorge-Spülung des Gräbendorfer Sees während der nächsten etwa 15 Jahre bis 2022 mit Spreewasser und damit Bewahrung vor einer Wiederversauerung,
- Ausgleich der Zehrung des Gräbendorfer Sees und Gewährleistung des Mindestabflusses bis zur Einstellung stationärer Zustände etwa ab 2020 und
- Bereitstellung von sulfatarmem Flutungswasser für den Greifenhainer See aus dem Tagebaufolgesee Gräbendorf und aus der Spree zumindest während der nächsten 15 Jahre.

Vorraussetzung dafür natürlich ist das Wasserdargebot!!!

Alle bisherigen Erfahrungen, die unter anderem am Gräbendorfer See gesammelt worden sind, das seither Erreichte sowie die zukünftig noch erforderlichen Maßnahmen für eine nachhaltige Wirkung der Sanierung sollen dokumentiert und aufbereitet werden in dem nachfolgend kurz vorgestellten Deutsch-Polnischem EU-Projekt.

Deutsch-Polnisches EU Projekt

Ziel des Projektes

Wie uns hinreichend bekannt ist, gibt es im Lebusa- Land, dort wo in ähnlicher Weise Braunkohle wie in der Region Lausitz abgebaut wird, auch ähnliche wasserwirtschaftliche Probleme.

Aus diesem Grunde haben mein Lehrstuhl und der Lehrstuhl für der Technischen Universität Zielona Gora beschlossen, einen deutsch-polnischen EU-Antrag zu stellen zu dem Thema:

„Einsatz von effizienten Verfahren zur nachhaltigen Sanierung des geschädigten Wasserhaushaltes in Einzugsbereichen von Altlastgebieten und Bergbaufolgelandschaften, als Grundlage einer ganzheitlichen wirtschaftlichen, ökologischen und sozioökonomischen Entwicklung der Standorte“

Dieses Projekt wird als Spiegelprojekt realisiert. Das bedeutet, dass sich jede Partnerseite einen entsprechenden Tagebausee ausgewählt hat und dort entsprechende Untersuchungen anstellt, die geeignet erscheinen, diesen Tagebausee mit ökonomisch und ökologisch vertretbaren Mitteln wasserwirtschaftlich nutzbar zu machen. So können wir Erfahrungen und Technologien austauschen und auf der Grundlage dieser Machbarkeitsstudie (qualifizierte Aufgabenstellung) auch die gemeinsame Sanierung weiterer Tagebauseen herangehen.

Im Rahmen dieses deutsch-polnischen EU-Projektes werden nachfolgende Problemfelder von beiden Partnern bearbeitet:

- Wie werden die erforderlichen Grunddaten für die Sanierung ermittelt?
- Welche, und aus welchen Gesichtspunkten heraus werden für den Tagebausee die Nutzungsziele festgelegt?
- Welche Sanierungsverfahren für Kippengrund- und Oberflächenwässer wurden bisher (bzw. werden gegenwärtig) in entsprechenden Forschungsvorhaben erarbeitet und wie und mit welchem Erfolg wurden sie in der wasserwirtschaftlichen Praxis erprobt?
- Nach welchen Gesichtspunkten werden die Sanierungsverfahren für den jeweiligen Tagebausee ausgewählt?
- Welche Investitions- und Betriebskosten wurden für die einzelnen Sanierungsverfahren bisher ermittelt?
- Gibt es Kosten-Nutzen-Betrachtungen mit dem Ziel einer (teilweisen) Refinanzierung der Sanierungskosten?
- Welche gesetzlichen Grundlagen sind für die Sanierung des Wasserhaushaltes maßgebend: Bergrecht und/oder Wasserrecht und welche Rolle spielt hierbei die EU-Wasserrahmenrichtlinie?

Nutzung der Ergebnisse

Durch den unmittelbaren Vergleich der Problemlösungen (Spiegelprojekt) wird es für die nachfolgenden Sanierungsmaßnahmen an den Tagebauseen möglich, effiziente und ökologisch wie ökonomisch vertretbare Sanierungslösungen zu planen und in die wasserwirtschaftliche Praxis umzusetzen. Das beinhaltet:

- Darstellung und Bewertung der verschiedenen Sanierungstechniken;
- Möglichkeiten der modellhaften Erfassung der geo-hydraulischen Verhältnisse für den zu untersuchenden Tagebausee;
- Darstellung der für den Tagebausee erforderlichen Sanierungsmaßnahmen und –techniken;
- Ermittlung der Investitions- und Betriebskosten der einzusetzenden Sanierungsverfahren;
- Erfassung der Nutzungsmöglichkeiten des Tagebausees in Verbindung mit der erreichbaren Wasserqualität;
- Kosten –Nutzen- Analyse mit den Varianten:
 - Keine Sanierung des Tagebausees /Wasserhaushaltes (natural attenuation);
 - Nachsorgende Sanierung (Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Einleitbedingungen in die Vorflut) durch Grubenwasserreinigungsanlagen;
 - Präventive Sanierung durch Behandlung des anströmenden Kippengrundwassers und des Tagebauseewassers;
- Einschätzung der prinzipiellen Auswirkungen der Sanierung auf die Umwelt (Darstellung und Bewertung der Grundprinzipien der UVP);
- Erarbeitung eines Handlungsalgorithmus zur Umsetzung der Ergebnisse der Machbarkeitsstudie (feasibility-Studie).

Ich denke in gleicher Weise sind die Probleme auf polnischer Seite anzugehen.

Weiterführende Arbeiten im Rahmen des EU-Projektes

Mit Erreichen der Zielstellung des Projektes sollen die Ergebnisse genutzt werden, um insbesondere für nachfolgende Problemfelder Lösungen zu bieten:

- Aussagen zur wirtschaftlichen Entwicklung der Lausitz und des Lebusa Landes, d.h. nachzuweisen, dass die bergbaubeeinflusste Region durch eine effektive Sanierung, insbes. der Verbesserung der Wasserqualität in Ver-

- bindung mit entsprechenden Rekultivierungsmaßnahmen, sich zu einer für die Wirtschaft attraktiven Region entwickeln kann;
- Darstellung und Bewertung des Zusammenhanges zwischen den Kosten der Wassersanierung und der Nutzungsberechnung aus der Umsetzung der verschiedenen Nutzungsziele (Speicherwirtschaft, Fischerei, Tourismus, u.a.);
 - Einschätzungen zur ökologischen und sozioökonomischen Entwicklung der Lausitz als Grenzregion zum EU-Partner Polen, mit gleichen bergbaubedingten Problemen;
 - Bewertung der verschiedenen Sanierungsverfahren in ihrem Kosten-Nutzen-Verhältnis bei Berücksichtigung der verschiedenen Nutzungsziele der Tagebauseen;
 - Einschätzung der Entwicklung einer anthropogen gestalteten nachhaltigen Naturlandschaft für die Erhaltung einer sich selbst entwickelnden typischen Flora und Fauna (natural attenuation) sowie der Schaffung einer lebenswerten Umwelt;
 - Darstellung des Nutzens einer zielgerichteten Gefahrenabwehr durch die Unterbindung des Abströmens von saurem und stark sulfathaltigen Grund- und Tagebauseewassers unter dem Blickwinkel der Umsetzung der EU-WRRL; dabei geht es vor allem um den Erhalt intakter aquatischer Ökosysteme.

Literature

1. KOCH R., SCHÖPKE, R., MANGOLD S., REGEL R., STRIEMANN A.: *Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwässern*. Heft 11, Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus
2. PREUß V.: *Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebauseen*. Heft 9, Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus
3. KOCH C.: *Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation und Sulfatreduktion mittels in-situ-Reaktionswänden am Beispiel des Tagebausees Nordrandschlauch (Restseenkette Spreetal-Bluno)*. Heft 8, Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus
4. ROLLAND W., JANNACK K., GRÜNEWALD U.: *Standortbezogene Erfassung und Modellierung von Wasser- und Stoffflüssen in Kippen der Lausitzer Braunkohletagebaue unter Nutzung der Versuchsanlage auf der Innenkippe des Restsees Gräbendorf*. In: Hüttl, R. F.; Klem, D.; Weber, E.

- (Hrsg.): Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Niederlausitzer Braunkohlerevier. Teubner, Stuttgart 2000, 275-288
5. LMBV Informationsbroschüre: *Sanierungsbericht 2005*
 6. LMBV Informationsbroschüre: *Daten und Fakten 2005*
 7. LMBV Informationsbroschüre: „Tagebau Gräbendorf 1981-1992“
<http://www.lmbv.de>
 8. *Braunkohlebergbau und Sanierung im Raum Greifenhain/Gräbendorf . Landschaft im Wandel*; Informationsbroschüre der LMBV (Hsg.), Juni 2005
 9. DGFZ e. V./ DGC: *Durchführbarkeitsstudie zur Rehabilitation des Wasserhaushaltes der Niederlausitz auf der Grundlage vorhandener Lösungsansätze*. DGFZ e. V./ DGC GmbH, Dresden, März 1995
 10. HEMM M.; NIXDORF B.: *Entwicklungschancen für Tagebauseen am Beispiel Gräbendorfs in der Niederlausitz*: In: Schmitt, M.; Nixdorf, B. (Hrsg.): *Gewässerreport Nr. 4. BTUC-AR 5/98*: 50-59
 11. LMBV & BTUC: *Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Wissenschaftlich-technisches Projekt*. BTU Cottbus, LMBV u.a., Cottbus/Senftenberg 1996/97
 12. Poster: HEMM M., JANNACK K., NIXDORF B.: *Entwicklungsstadien des Tagebausees Gräbendorf in der Niederlausitz, Deutschland*. 1998
 13. Poster: KÜHNE M., NIXDORF B., LEßMANN D.: *Morphologische Entwicklung des Tagebausees Gräbendorf (Niederlausitz) im Prozeß der Flutung und limnologische Auswirkungen*. 1997

URSZULA KOŁODZIEJCZYK *

OCENA STATECZNOŚCI WAŁÓW PRZECIWPOWODZIOWYCH WZMOCNIONYCH RÓŻNYMI PRZEGRODAMI HYDROIZOLACYJNYMI

Słowa kluczowe: ochrona przeciwpowodziowa, wały przeciwpowodziowe, materiały uszczelniające, stateczność skarp

Streszczenie

W prezentowanej pracy zanalizowano zagadnienie stateczności skarp na przykładzie wałów przeciwpowodziowych. Obliczenia stateczności przeprowadzono dla wybranego odcinka wałów zlokalizowanych w dolinie środkowej Odry. Wykorzystując metodę obliczania stateczności warstwy gruntu przykrywającej ekran zainstalowany w skarpie odwodnej, obliczono wskaźnik stateczności dla czterech odcinków wałów przeciwpowodziowych, uszczelnionych różnymi metodami: a) folią PCV (geomembraną, b) folią PCV (geomembraną) uszczelniającą korpus wału i ścianką szczelną C-LOC uszczelniającą podłoże wału, c) matą bentonitową (geotkaniną) uszczelniającą korpus wału oraz d) matą bentonitową (geotkaniną) uszczelniającą korpus wału i ścianką ilastą uszczelniającą podłoże wału. Uwzględniono przy tym układ warstw geologicznych, przebieg powierzchni poślizgu oraz parametry gruntu. Uzyskane wyniki pokazały, że w każdym przypadku wartość uzyskanego wskaźnika stateczności jest wyższa od wymaganego minimum. Jednak najwyższy wskaźnik, czyli największą gwarancję stateczności, uzyskano w odcinkach wałów uszczelnionych matą bentonitową i ścianką ilastą. Podjęty temat odgrywa znaczącą rolę przy projektowaniu wałów przeciwpowodziowych, a w konsekwencji - zapewnieniu skutecznej ochrony przeciwpowodziowej.

Wstęp

Obiektami, gdzie stateczność skarp odgrywa istotną rolę są wały przeciwpowodziowe. Ocenę stateczności wałów przeciwpowodziowych i ich zagrożenia osuwiskowego można wykonać poprzez analizę wskaźnika stateczności (współczynnika stanu równowagi) F , obliczanego ze stosunku $F=U_i/Z_i$, gdzie:

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

U_i – uogólnione siły utrzymujące wywołane tarcie i spójnością materiału, a Z_i – uogólnione siły zsuwające wywołane siłami grawitacji, filtracją oraz obciążeniem [Glazer 1977].

W zależności od wartości wskaźnika stateczności F utworzenie osuwiska w wale można uznać za: bardzo mało prawdopodobne ($F > 1,5$), mało prawdopodobne ($1,3 < F \leq 1,5$), prawdopodobne ($1,0 < F \leq 1,3$) lub bardzo prawdopodobne ($F < 1,0$). Obliczenia wskaźnika stateczności F są zawsze obarczone błędami, zależnymi m.in. od przyjętej metody obliczeń. W stabilnym zboczu wartość F nie powinna być jednak mniejsza od 1,3, a wskazane jest wręcz, aby była ona nawet większa od 1,5 [Czyżewski i in. 1973, Adamski i in. 1986].

Wskaźnik stateczności zboczy i skarp można obliczać różnymi metodami [Morgenstern i Price 1965, Wysokiński 1991, Borys i Mosiej 2003]. Stateczność ogólną obwałowań zbudowanych z gruntów jednorodnych oblicza się najczęściej wykorzystując metody zakładające poślizg po powierzchni cylindrycznej (metoda Felleniusa lub Bishopa). Jeżeli natomiast zakładamy, że poślizg może nastąpić po płaszczyźnie odbiegającej od powierzchni cylindrycznej, czyli np. po płaskiej powierzchni rozciągającej się wzdłuż zainstalowanego uszczelnienia wału, obliczenia stateczności wykonuje się z zastosowaniem metod zakładających poślizg po powierzchni o dowolnym kształcie (metoda dużych brył lub Berera-Masłowa).

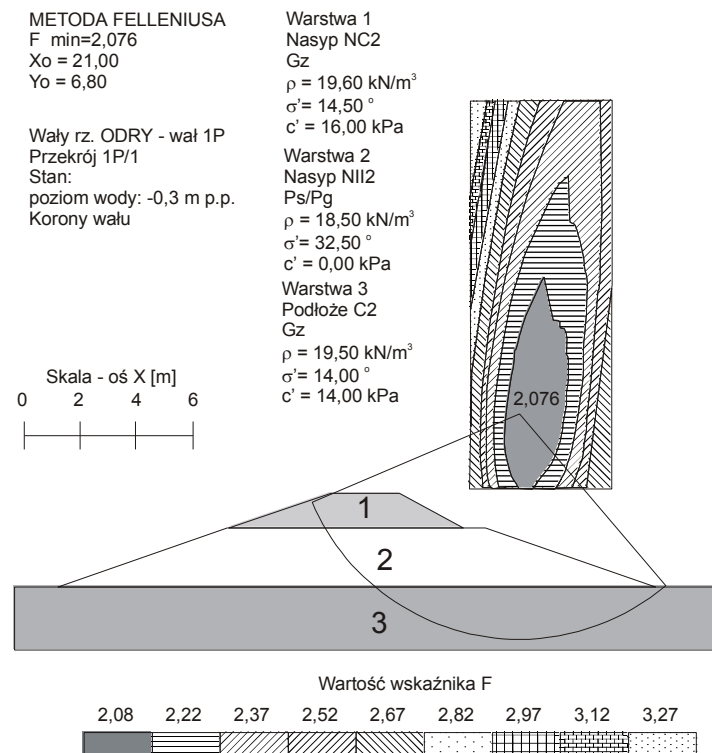
Podczas badań stanu wałów przeciwpowodziowych lubuskiego odcinka Odry, jakie przeprowadzono po wielkiej powodzi w dorzeczu Odry (1997r.), za jedno z głównych zagrożeń geotechnicznych wałów przeciwpowodziowych uznano utratę stateczności skarp [Kołodziejczyk 2002]. W ramach wykonanych wówczas badań przeprowadzono analizę stateczności wałów. Obliczenia wskaźnika stateczności F przeprowadzono metodą szwedzką (Felleniusa), uwzględniającą efekty przepływu wody przez korpus wału przy kołowo-cylindrycznych powierzchniach poślizgu [Batog i Hawrysz 1997]. Na podstawie analizy statystycznej wykazano, że 38,9% wałów lubuskich znajduje się w stanie dobrym, 37,8% – w stanie średnim, a 23,3% – w stanie złym, co w znacznej mierze wynikało z niskiego wskaźnika stateczności wałów.

Po wielkiej powodzi podjęto na szeroką skalę prace modernizacyjne lubuskich wałów przeciwpowodziowych. Polegały one na: podniesieniu korony wałów do zmodyfikowanych rzędnych, uwzględniających ich minimalne przewyższenie o 0,5-1,0 m ponad wodę 100-letnią, zagęszczeniu korpusu wałów, uszczelnieniu podłoża i korpusu wałów oraz zmianie geometrii wałów poprawiającej ich stateczność. Do uszczelnienia wałów wykorzystano szereg nowoczesnych technologii, w tym m.in.: wbijanie ścianek szczelnych typu C-LOC, wtlaczanie (iniekcje) roztworów uszczelniających do gruntu oraz wykonanie ekranów uszczelniających z folii PEHD, gliny uformowanej w kształcie cegieł oraz mat bentonitowych.

Celem niniejszej pracy jest ocena stateczności wałów zmodernizowanych (uszczelnionych) przy pomocy czterech różnych technologii: a) folii PCV (geomembrany) uszczelniającej korpus wału, b) folii PCV (geomembrany) uszczelniającej korpus wału i jednocześnie ścianki szczelnej C-LOC uszczelniającej podłoże wału, c) maty bentonitowej (geotkaniny) uszczelniającej korpus wału oraz d) maty bentonitowej (geotkaniny) uszczelniającej korpus wału i jednocześnie ścianki ilastej uszczelniającej podłoże wału, a także - porównanie aktualnego stanu wałów z sytuacją sprzed modernizacji.

Badania stateczności wałów po powodzi w 1997 r.

Bezpośrednio po wielkiej powodzi w 1997 r., ale jeszcze przed modernizacją wałów, wykonano badania ich stateczności metodą Felleniusa [Kołodziejczyk 2002]. Obliczenia wskaźnika stateczności F uwzględniały wówczas geometrię wału oraz parametry inżyniersko-geologiczne korpusu wału (rys. 1).



Rys. 1. Schemat obliczeń wskaźnika stateczności wałów metodą Felleniusa

Za podstawę oceny zagrożenia stateczności wału przyjęto skorygowaną wartość wskaźnika stateczności F_1 , uzyskaną z wymnożenia wskaźnika stateczności F przez współczynnik konsekwencji zniszczenia budowli hydrotechnicznej γ_n , wymagany dla danej klasy wałów. Pozwoliło to na wydzielenie trzech kategorii wałów (A, B, C) pod względem zagrożenia utraty ich stateczności – tab. 1.

Tab. 1. Kategorie zagrożenia utraty stateczności wałów przeciwpowodziowych

Klasa wału	Kategoria zagrożenia utratą stateczności		
	Kat. A: $F_1 \geq 1,1\gamma_n$	Kat. B: $0,9\gamma_n < F_1 < 1,1\gamma_n$	Kat. C: $F_1 \leq 0,9\gamma_n$
I	$F_1 \geq 1,43$	$1,17 < F_1 < 1,43$	$F_1 \leq 1,17$
II	$F_1 \geq 1,32$	$1,08 < F_1 < 1,32$	$F_1 \leq 1,08$
III	$F_1 \geq 1,26$	$1,03 < F_1 < 1,26$	$F_1 \leq 1,03$
IV	$F_1 \geq 1,21$	$1,00 < F_1 < 1,21$	$F_1 \leq 1,00$

Z przeprowadzonych obliczeń wskaźnika stateczności wynikało, że na wielu odcinkach był on wyższy od wymaganego minimum, ale mimo to nie zapewniał odpowiedniego zapasu bezpieczeństwa, jaki jest wymagany dla danej klasy ważności budowli hydrotechnicznych. Biorąc pod uwagę dominujący udział wałów zaliczanych do II i III klasy, stwierdzono, że można oczekiwać rozwoju procesów osuwiskowych w strefach, gdzie wskaźnik stateczności osiąga wartość $F_1 < 1,08$ lub nawet $F_1 < 1,03$. Wskazano również, że osuwiska będą szczególnie łatwo powstawać na odcinkach pozbawionych zadarnienia oraz wszędzie tam, gdzie kąt nachylenia skarp jest zbliżony do wartości kąta tarcia wewnętrznego gruntu wbudowanego w korpus wałów.

Badania stateczności wałów po ich modernizacji

W latach 1998-2004 dokonano modernizacji wałów przeciwpowodziowych. Prace polegały na podniesieniu korony wałów, zagęszczeniu korpusu wałów, uszczelnieniu podłoża i korpusu wałów oraz zmianie geometrii wałów poprawiającej ich stateczność. Do uszczelnienia wałów wykorzystano szereg nowoczesnych technologii, w tym m.in.: wbijanie ścianek szczelnych typu C-LOC, wtłaczanie (iniekcje) roztworów uszczelniających do gruntu oraz wykonanie ekranów uszczelniających z folii PEHD, gliny uformowanej w kształcie cegieł oraz mat bentonitowych.

Po wykonaniu tych robót wykonano obliczenia stateczności skarpi zmodernizowanych wałów przeciwpowodziowych. Obliczenia te wykonano metodą dużych brył, w której dodatkowo uwzględniono przegrodę hydroizolacyjną wbu-

dowaną w korpus obwałowania. Metoda ta polegała na porównaniu kąta tarcia wewnętrznego najsłabszej warstwy w elemencie uszczelniającym z kątem nachylenia przegrody hydroizolacyjnej. Wskaźnik stateczności F ustalono tym razem z zależności:

$$F = \frac{(\gamma H \cos^2 \beta - \gamma_w d \cos^2 \beta) \operatorname{tg} \phi}{\gamma H \sin \beta \cos \beta}$$

gdzie:

γ - ciężar objętościowy gruntu w warstwie przypowierzchniowej,

γ_w - ciężar właściwy wody,

β - kąt nachylenia przegrody,

H - miąższość warstwy powierzchniowej gruntu,

d - miąższość warstwy drenażowej,

ϕ - kąt tarcia najsłabszej warstwy lub styku warstw.

W obliczeniach uwzględniono również siły działające w skarpie, gdzie nie zastosowano ekranu uszczelniającego. Uznano je za składową ciężaru gruntu S , która dąży do przesunięcia bloku po ewentualnej powierzchni poślizgu i wynosi:

$$S = W \cdot \sin \alpha$$

gdzie:

W - ciężar bloku,

α - kąt nachylenia siły składowej S do poziomu.

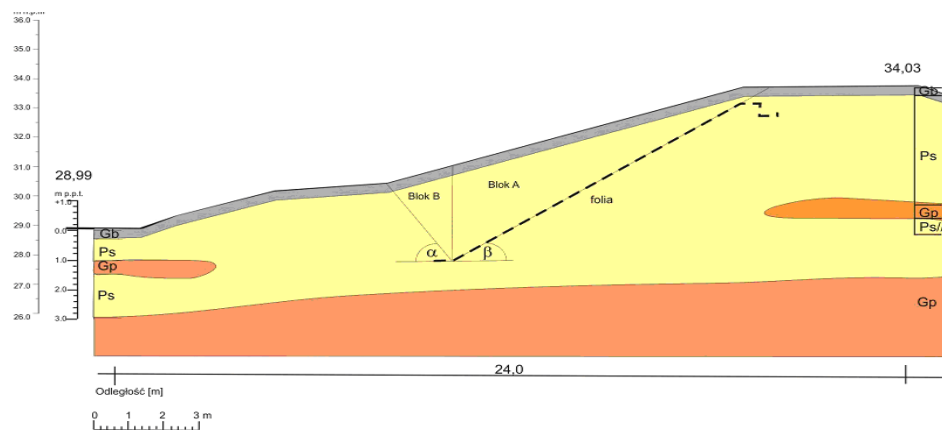
W obliczeniach przyjęto, że siłę działającą na część skarpy bez uszczelnienia hamuje siła dążąca do przesunięcia warstwy gruntu nad przegrodą hydroizolacyjną. W związku z tym uznano, że siłę hamującą należy odjąć od sił przesuwających, a wzór na współczynnik pewności w tym przypadku przybierze postać:

$$F_p = \frac{(W_A \cdot H \cdot \cos^2 \beta \cdot \operatorname{tg} \phi)}{(W_A \cdot H \cdot \cos \beta \cdot \sin \beta) - S}$$

W celu wykonania obliczeń stateczności skarpy podzielono na bloki: blok A obejmował część skarpy z ekranem uszczelniającym, a bloki B i C - części skarpy bez uszczelnienia. Podział uwzględniał geometrię warstw geologicznych

i przebieg powierzchni poślizgu. W bloku A za powierzchnię poślizgu przyjęto powierzchnię gruntu łączącą koronę skarpy z ekranem uszczelniającym, natomiast w blokach B i C – powierzchnię łączącą skłon skarpy z uszczelnieniem.

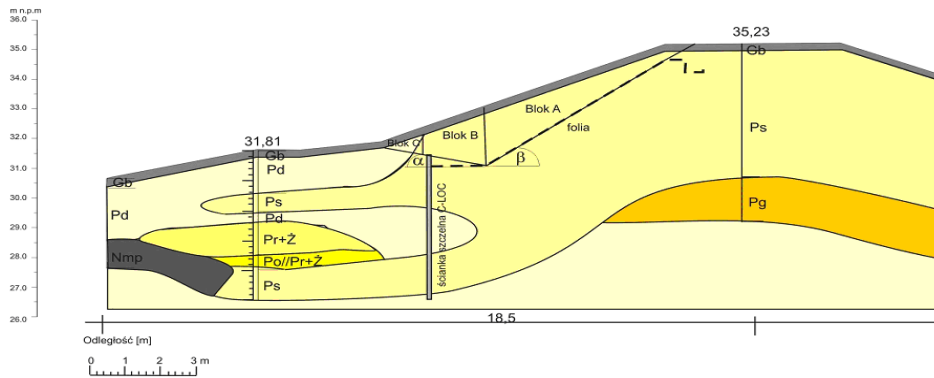
Obliczenia przeprowadzono dla fragmentów wału przeciwpowodziowego uszczelnionych czterema różnymi metodami: folią PCV (geomembraną) – rys. 2 i tab. 2, folią PCV (geomembraną) uszczelniającą korpus wału i ścianką szczelną C-LOC uszczelniającą podłoże wału – rys. 3 i tab. 3, matą bentonitową (geotkaniną) uszczelniającą korpus wału – rys. 4 i tab. 4 oraz matą bentonitową (geotkaniną) uszczelniającą korpus wału i ścianką ilastą uszczelniającą podłoże wału - rys. 5 i tab. 5.



Rys. 2. Schemat obliczeń stateczności skarpy uszczelnionej folią PCV

Tab. 2. Obliczenia wskaźnika stateczności skarpy uszczelnionej folią PCV

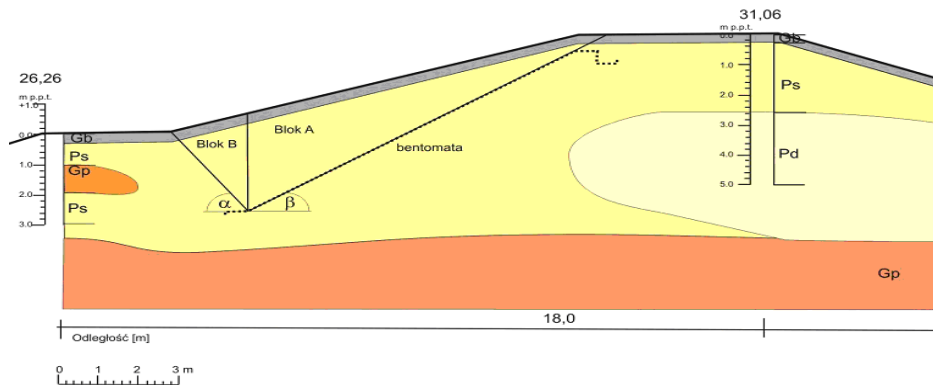
Skarpa uszczelniona folią PCV	Jednostka	Blok A	Blok B
Powierzchnia bloku obliczeniowego	[m ²]	15,6	2,7
Objętość bloku obliczeniowego	[m ³]	15,6	2,7
Ciężar gruntu	[kN]	288,9	49,9
Gęstość pozorną gruntu	[kN/m ³]	18,5	18,5
Wysokość skarpy	[m]	1,8	-
Kąt nachylenia przegrody (folii)	[°]	33,0	-
Kąt tarcia wewnętrznego gruntu	[°]	36,0	36,0
Kąt nachylenia siły hamującej do poziomu	[°]	-	36,0
Wskaźnik stateczności zbrocza	[-]	F=1,32	



Rys. 3. Schemat obliczeń stateczności skarpy uszczelnionej folią PCV i ścianką szczelną C-LOC

Tab. 3. Obliczenia wskaźnika stateczności skarpy uszczelnionej folią PCV i ścianką szczelną C-LOC

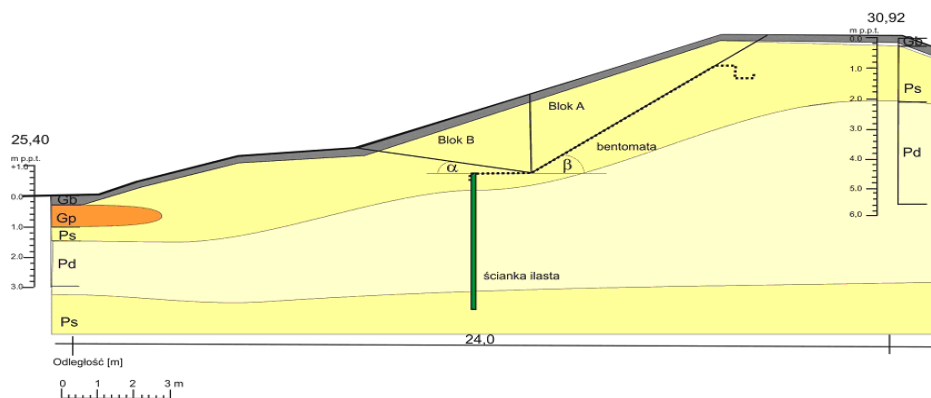
Skarpa uszczelniona folią PCV i ścianką szczelną C-LOC	Jednostka	Blok A	Blok B	Blok C
Pole powierzchni bloku obliczeniowego	[m ²]	6,3	2,8	0,4
Objętość bloku obliczeniowego	[m ³]	6,3	2,8	0,46
Ciężar gruntu	[kN]	115,8	51,1	2,7
Gęstość pozorną gruntu	[kN/m ³]	18,5	18,5	18,5
Wysokość skarpy	[m]	1,3	-	-
Kąt nachylenia uszczelnienia (folii)	[°]	35,0	-	-
Kąt tarcia wewnętrzniego	[°]	36,0	36,0	32,0
Kąt nachylenia siły hamującej do poziomu	[°]	-	15,0	32,0
Wskaźnik stateczności zbcza	[-]	F=1,28		



Rys. 4. Schemat obliczeń stateczności skarpy uszczelnionej matą bentonitową (geotkaniną)

Tab. 4. Obliczenia wskaźnika stateczności skarpy uszczelnionej matą bentonitową (geotkaniną)

Skarpa uszczelniona matą bentonitową	Jednostka	Blok A	Blok B
Pole powierzchni bloku obliczeniowego	[m ²]	15,9	2,4
Objętość bloku obliczeniowego	[m ³]	15,9	2,4
Ciężar gruntu	[kN]	295,4	44,4
Gęstość pozorna gruntu	[kN/m ³]	18,5	18,5
Wysokość skarpy	[m]	1,9	-
Kąt nachylenia uszczelnienia (bentonitu)	[°]	33,0	-
Kąt tarcia wewnętrzznego	[°]	36,0	36,0
Kąt nachylenia siły hamującej do poziomu	[°]	-	36,0
Wskaźnik stateczności zbocza	[-]	F=1,34	



Rys. 5. Schemat obliczeń stateczności skarpy uszczelnionej matą bentonitową i ścianką ilastą

Tab. 5. Obliczenia wskaźnika stateczności skarpy uszczelnionej matą bentonitową i ścianką ilastą

Skarpa uszczelniona matą bentonitową i ścianką ilastą	Jednostka	Blok A	Blok B
Pole powierzchni bloku obliczeniowego	[m ²]	9,6	5,9
Objętość bloku obliczeniowego	[m ³]	9,6	5,9
Ciężar gruntu	[kN]	176,9	110,6
Gęstość pozorna gruntu	[kN/m ³]	18,5	18,5
Wysokość skarpy	[m]	1,6	-
Kąt nachylenia uszczelnienia (bentomaty)	[°]	34,0	-

Kąt tarcia wewnętrznego	[°]	36,0	36,0
Kąt nachylenia siły hamującej do poziomu	[°]	-	9,0
Wskaźnik stateczności zbocza		F=1,61	

Najwyższy współczynnik stateczności ($F=1,61$) wykazały wały uszczelnione matą bentonitową w korpusie i ścianką ilastą w podłożu oraz tylko matą bentonitową w korpusie ($F = 1,34$). Warto podkreślić fakt, że są to również materiały wykazujące najlepszy efekt uszczelnienia wałów. Wpływa na to wysokie ciśnienie pęcznienia bentonitu, które powoduje, że mata bentonitowa tworzy po uwodnieniu spójną i jednorodną barierę hydrauliczną, niewątpliwie skuteczniejszą, niż np.: warstwa gruntu rodzimego (ilastego), w której zawsze może dojść do spękań lub ścięcia z powodu wysychania i obecności słabych wiązań strukturalnych, albo warstwa folii PCV, która często ulega rozerwaniu. W odróżnieniu od warstw wykładanych folią PCV, mata bentonitowa wykazuje większą odporność na nierównomierne osiadanie podłoża, zachowując ciągłość struktury i funkcje hydrauliczne nawet przy znacznych jego przemieszczeniach. Ponadto, w matach bentonitowych nie występują perforacje, których nie sposób uniknąć podczas montażu innych przegród hydroizolacyjnych, np. folii. Warto tutaj zaznaczyć, że ze względu na ewentualne ścinanie gruntu, jakie często ma miejsce wzdłuż przegrody hydroizolacyjnej, maty bentonitowe można stosować do uszczelnień skarp o znacznie większym nachyleniu niż przy zastosowaniu geomembran (nawet uszorstnionych). Bentomaty przewyższają również inne metody uszczelnień prostą technologią montażu i niskimi kosztami robót.

Podsumowanie

Badania dotyczące wskaźnika stateczności wałów przeciwpowodziowych, jakie przeprowadzono bezpośrednio po wielkiej powodzi w 1997 r. wykazały, że na wielu odcinkach wałów był on wyższy od wymaganego minimum ($F>1,1$), ale mimo to nie zapewniał odpowiedniego zapasu bezpieczeństwa, wymaganego dla danej klasy ważności budowli hydrotechnicznych. Biorąc bowiem pod uwagę dominującą w regionie lubuskim klasę wałów (II i III) stwierdzono, że intensywnego rozwoju procesów osuwiskowych można oczekiwać głównie w strefach, gdzie wskaźnik stateczności osiąga wartość $F<1,08$, a tym bardziej - $F_1<1,03$.

W latach 1997-2006 wykonano modernizację wielu odcinków lubuskich wałów, wykorzystując szereg nowoczesnych technologii uszczelniania. Zaprezentowane w tej pracy wyniki obliczeń stateczności wałów zmodernizowanych przy pomocy czterech różnych rodzajów uszczelnienia pokazały, że w każdym przypadku wartość uzyskanego wskaźnika stateczności jest wyższa od wymaganego

minimum ($F > 1,1$), jednak najwyższy wskaźnik, czyli największą gwarancję stateczności wykazują wały uszczelnione matą bentonitową w korpusie i ścianką ilastą w podłożu lub tylko matą bentonitową w korpusie. Można zatem stwierdzić, że metody uszczelnień wałów polegające na zastosowaniu bentomaty, okazały się pod względem stateczności skarp lepsze od folii PCV i ścianki szczelnej C-LOC. Na tej podstawie można stwierdzić, że bentomata odgrywa znaczącą rolę we wzmacnianiu i uszczelnianiu wałów przeciwpowodziowych, a w konsekwencji – zapewnieniu skutecznej ochrony przeciwpowodziowej.

Literatura

1. ADAMSKI W., GORTAT J., LEŚNIAK E., ŻBIKOWSKI A.: *Małe budownictwo wodne dla wsi*. Arkady, Warszawa 1986
2. BATOG A., HAWRYSZ M.: Komputerowy system kontroli stateczności obwałowań składowisk odpadów w Zakładach Chemicznych „Rokita” w Brzegu Dolnym. Prace Naukowe Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, nr 72, s. 11-18, Politechnika Wroclawska, Wrocław 1997
3. BORYS M., MOSIEJ K.: *Wytyczne wykonywania oceny stanu technicznego i bezpieczeństwa wałów przeciwpowodziowych*. Wyd. IMUZ, Falenty 2003
4. CZYŻEWSKI K., WOLSKI W., WÓJCICKI S., ŻBIKOWSKI A.: *Zapory ziemne*. Arkady, Warszawa 1973
5. GLAZER Z.: *Mechanika gruntów*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1977
6. MADEJ J.: *Metody sprawdzania stateczności zboczy*. Biblioteka Drogoznictwa. WKiŁ, Warszawa 1981
7. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża*. Wyd. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
8. MORGENSTERN N.R., PRICE V. E.: *The analysis of the stability of general slip surfaces*. Geotechnique, vol. 15, No 3, 1965
9. WYSOKIŃSKI L.: *Posadowienie obiektów budowlanych w sąsiedztwie skarp i zboczy*. Instrukcja ITB 304, Warszawa 1991

ASSESSMENT OF THE IMPACT OF HYDRO-INSULATING MATERIALS ON THE STABILITY OF THE FLOOD BANKS

Key words: flood protection, flood banks, sealing materials, slope stability

S u m m a r y

The thesis focus on analysis of stability of the slope and the impact of hydro – insulating materials on such stability on an example of flood banks. The surveys in that issue were carried out on a chosen section of flood banks localized in the middle Odra valley. In first steep there was a safety factor established. It was done using the method of calculating the soil layer that covers the sealing screen in the slope. Given factor was established for four sectors of the flood banks, each sealed with different methods: PCV foil (geomembrane) placed into body of the flood banks, PCV foil (geomembrane) installed into body of the flood banks complete with protective screen C-LOC putting into subsoil of the flood banks, bentomat (geotextiles) placed in the body of the flood banks and bentomat (geotextiles) placed in the body of the flood banks completed with loam partition set up in the subsoil of the flood banks. Not surprisingly, into the surveys geometry of the soil layers and the course of the surface slide as well as the parameters of the soil were taken into account. The surveys results indicate that the safety factor was higher in each case than the required minimum. Although he best result was obtained in the section of the flood banks where bentonite mat and silt partitions were installed. The theme plays significant role at project design of flood banks and in consequence in the matter of flood protection.

URSZULA KOŁODZIEJCZYK *, PIOTR WARCHOLAK **

**KONTROWERSJE WOKÓŁ OCHRONY
PRZECIWPOWODZIOWEJ SŁUBIC**

Słowa kluczowe: skuteczna ochrona przeciwpowodziowa, wał przeciwpowodziowy, polder

Streszczenie

Jednym z nadrzędnych problemów związanych z zagospodarowaniem dorzecza Odry jest skuteczna ochrona przeciwpowodziowa, prowadzona między innymi za pomocą wałów przeciwpowodziowych, kanałów ulgi i polderów. W pracy podjęto próbę wskazania skutecznych rozwiązań w ochronie przeciwpowodziowej miasta Słubice, poprzez utworzenie dodatkowych polderów, rozszerzenie międzywala, czy też najbardziej skuteczną - renaturyzację doliny rzecznej. Jednak trzeba mieć świadomość, że wszelkie próby walki z żywiołem powodzi będą zawsze tylko szukaniem rozwiązań zastępczych. Rzeka bowiem musi mieć swoją przestrzeń. Skoro człowiek zasiedlił doliny rzeczne, a tym bardziej tereny zalewowe, musi nauczyć się żyć w tym środowisku i walczyć z żywiołem powodzi. Pozostaje mieć nadzieję, że modernizacja urządzeń przeciwpowodziowych na Środkowym Nadodrzu zostanie skutecznie przeprowadzona zanim wymusi ją kolejna powódź.

Wprowadzenie

Lubuskim, nadodrzańskim miastem, gdzie koncepcja rozwiązań zabezpieczenia przeciwpowodziowego budzi największe emocje są Słubice. Stanowią one siedzibę powiatu oraz gminy i są miastem przygranicznym, położonym pomiędzy 583,0 a 588,0 km biegu Odry, na jej prawym brzegu. Most graniczny łączy je z Frankfurtem n. Odrą.

Według podziału fizyczno-geograficznego, dokonanego przez J. Kondraciego [2001], Słubice leżą w obrębie następujących jednostek: podprowincji Pojezierze Południowobałtyckie, makroregionu Pojezierze Lubuskie i mezoregionu Lubuski Przełom Odry. Natomiast zgodnie z podziałem B. Krygowskie-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

** Lubuski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Zielonej Górze

go [1961], miasto znajduje się w obrębie makroregionu Nizina Wielkopolska, mezoregionu Pradolina Warszawsko-Berlińska, subregionu Dolina Środkowej Odry i regionu Wysoczyzna Lubuska.

Teren jest równy i płaski, bowiem znajduje się w dolinie Odry o szerokości 4 km (zlewnia własna Odry) i rzędnych około 20 m n.p.m. Obszar jest mało zasobny w opady; średnio wynoszą one 556mm i są niższe o około 10% w stosunku do średnich opadów w Polsce.

Odra w rejonie Słubic charakteryzuje się jednym wezbraniem (kwiecień) i jedną niżówką (wrzesień-październik). Rzeka ma tutaj charakter allochtoniczny, bowiem jest zaopatrywana w wodę w górnej części dorzecza. Średni odpływ jednostkowy wynosi $6,0 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$, średni przepływ – $320 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a współczynnik nierównomierności przepływu – około 20. Minimalny stan wody na Odrze zaobserwowany na wodowskaziu w Słubicach wyniósł 69 cm (01.08.1950 r.), a maksymalny 636 cm (27.07.1997 r.). Ważniejsze polskie wodowskazy z okolic Słubic zestawiono w tab. 1, a dane uzyskane z tych wodowskazów – w tab. 2 i tab. 3.

Tab. 1. Zestawienie polskich wodowskazów zlokalizowanych na granicznym odcinku Odry

Lp.	Wodowskaz	Rzeka	km biegu	Powierzchnia zlewni [m ²]	Poziom zera m n.p.m.
1.	Połęcko	Odra	530,3	4.752,0	32,62
2.	Słubice	Odra	584,1	53.382,0	17,45
3.	Górzycza	Odra	604,0	53.532,2	10,97
4.	Gozdowice	Odra	645,3	109.729,1	3,02
5.	Gubin	Nysa Łużycka	13,4	3.973,6	37,61
6.	Gorzów	Warta	56,4	52.404,3	15,51

Tab. 2. Stany charakterystyczne wód Odry na poszczególnych wodowskazach

Wodowskaz	Stany charakterystyczne	
	alarmowy [cm]	ostrzegawczy [cm]
Połęcko	350	310
Słubice	370	340
Gozdowice	410	390

Tab. 3. Największe fale powodziowe dla wodowskazu Słubice w ostatnim 10-leciu

Data kumulacji fali powodziowej	Maksymalny		Prawdopodobieństwo pojawienia się kumulacji [%]
	stan [cm]	przepływ [m ³ /s]	
09.07.1958	557	2170	2,0
08.06.1965	532	1613	8,0
21.06.1968	500	1350	15,0
01.09.1977	533	1820	4,0
24.07.1981	488	1270	16,0
20.08.1985	496	1320	15,0
27.07.1997	636	2870	0,2

Podłoże geologiczne w tej części doliny Odry zbudowane jest z holocenickich osadów rzecznych. Dominują w nim osady piaszczysto-żwirowe, o bardzo dużym zróżnicowaniu uziarnienia (od piasków drobnych do pospółek) i zagęszczenia (od luźnych do średnio zagęszczonych), co stanowi o ich dużej przepuszczalności [Kołodziejczyk 2002]. Występujące grunty spoiste są słabo skonsolidowane i podatne na działanie wody. Osady przepuszczone tworzą z reguły warstwy ciągłe, więc warstwy wodonośne mają zapewniony kontakt hydrauliczny.

W analizowanym rejonie występują zróżnicowane warunki geotechniczne, przy czym najbardziej niekorzystne warunki pod względem rodzaju gruntu budującego podłoże wałów przeciwpowodziowych występują w km 584,65 Odry, czyli 335 m poniżej mostu w Słubicach.

Ze względu na możliwość występowania wysokich stanów wody, zagrażających zalewaniu doliny Odry i miasta Słubice, obszar ten jest chroniony systemem wałów przeciwpowodziowych. Niezależnie od tego, na południe od Słubice znajduje się wydzielona strefa o powierzchni około 2 km² (polder Słubice), która jest zalewana podczas wysokich stanów wody w Odrze. Zagrożenie powodziowe Słubice w okresie zimowym potęguje dodatkowo powstawanie na rzece zatorów lodowych, zwłaszcza przy średnich stanach wody [Kołodziejczyk i Warcholak 2001].

Warstwowy charakter budowy geologicznej podłoża wałów oraz nasycenie korpusów wałów podczas długotrwałych i wysokich stanów wody, a także związana z tym filtracja wody przez podłoże i korpus wałów, podczas stanów powodziowych grożą utratą stateczności i przerwaniem wałów. W czasie powodzi w 1997 r., ze względu na niskie położenie miasta względem koryta rzeki, niemal całemu miastu groziło zalanie wodą o średniej głębokości 3 m, a maksymalnej 4,5-5,0 m.

Modernizacja wałów

Lubuski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Zielonej Górze, po wielkiej powodzi, jaka miała miejsce w 1997 r. przeprowadził prace modernizacyjne wałów na odcinku Słubice – Górzycy (w km 582,250-604,300 biegu Odry), polegające na: doszczelnieniu korpusu wałów i podłoża za pomocą ekranu z pakietów ilastych, podwyższeniu korony (do rzędnych uzgodnionych ze stroną niemiecką, uwzględniających ujednoczony zapas wyniesienia korony ponad poziom wody miarodajnej) oraz budowie drogi na ławce odpowietrznej wału. W tym czasie wykonano również przebudowę mostu granicznego, polegającą na rozszerzeniu przęsła transportowego i usunięciu jednego filara. Nie usunięto natomiast drzew rosnących w koronie wału, ograniczając się jedynie do przycięcia ich koron, a także usunięcia zakrzaczeń i zadrzewień z prawego międzywala. Nie spowodowało to jednak zlikwidowania ograniczeń przepływu, zwłaszcza kry lodowej w czasie wezbrań zimowych. Działania modernizacyjne były bowiem uzależnione od utworzonego tutaj, decyzją Wojewody Lubuskiego z dnia 23.04.2003 r., rezerwatu przyrody „Łęgi koło Słubic”. Przy modernizacji wałów największy nacisk położono na uporządkowanie i opanowanie zjawisk filtracyjnych, stanowiących największe zagrożenie w czasie powodzi w lipcu 1997 r. Ze względu na niedobór środków, wykonana modernizacja nie objęła właściwego dogęszczenia podłoża i istniejącej części korpusu wałów, w których – jak wykazały późniejsze badania – ciągle znajdują się fragmenty średnio zagęszczone i luźne. Wykonany ekran z pakietów ilastych zredukował filtrację, ale jej nie wyeliminował. Wykonane prace należy zatem traktować jako pierwszy etap ochrony przeciwpowodziowej Słubic, które trzeba było bezwzględnie wykonać po powodzi w ramach usuwania szkód powodziowych w starych, ponad 100-letnich wałach.

Drugim etapem modernizacji wałów zajął się Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Szczecinie – polski administrator granicznego odcinka Odry. W ramach środków pochodzących z „Programu dla Odry – 2006” RZGW Szczecin zlecił opracowanie „Koncepcji programowo – przestrzennej ochrony przeciwpowodziowej miasta Słubice” wraz ze studium wykonalności planowanej inwestycji. Opracowanie to zostało wykonane w 2004 roku, a jego autorem był Hydroprojekt Warszawa. W ramach koncepcji wykonano w 2003 roku analizę szczelności i stateczności wałów po modernizacji wykonanej przez LZMiUW wraz z analizą warunków hydraulicznych przejścia wielkiej wody przez węzeł słubicki, przyjmując zaostrome kryteria szczelności i stateczności wałów przy aktualnych parametrach geotechnicznych i filtracyjnych wałów i podłoża. W wyniku analizy określono, jaki poziom wody jest bezpieczny i spełniający kryterium szczelności oraz stateczności wałów: dla przekroju wodowskazowego Słubice (km 584,10) wynosi on 23,18 m n.p.m. dla poziomu

wody miarodajnej $Q_{0,5\%}$ - 23,63 m n.p.m., zaś dla poziomu wody z lipca 1997 r. – 23,83 m n.p.m.

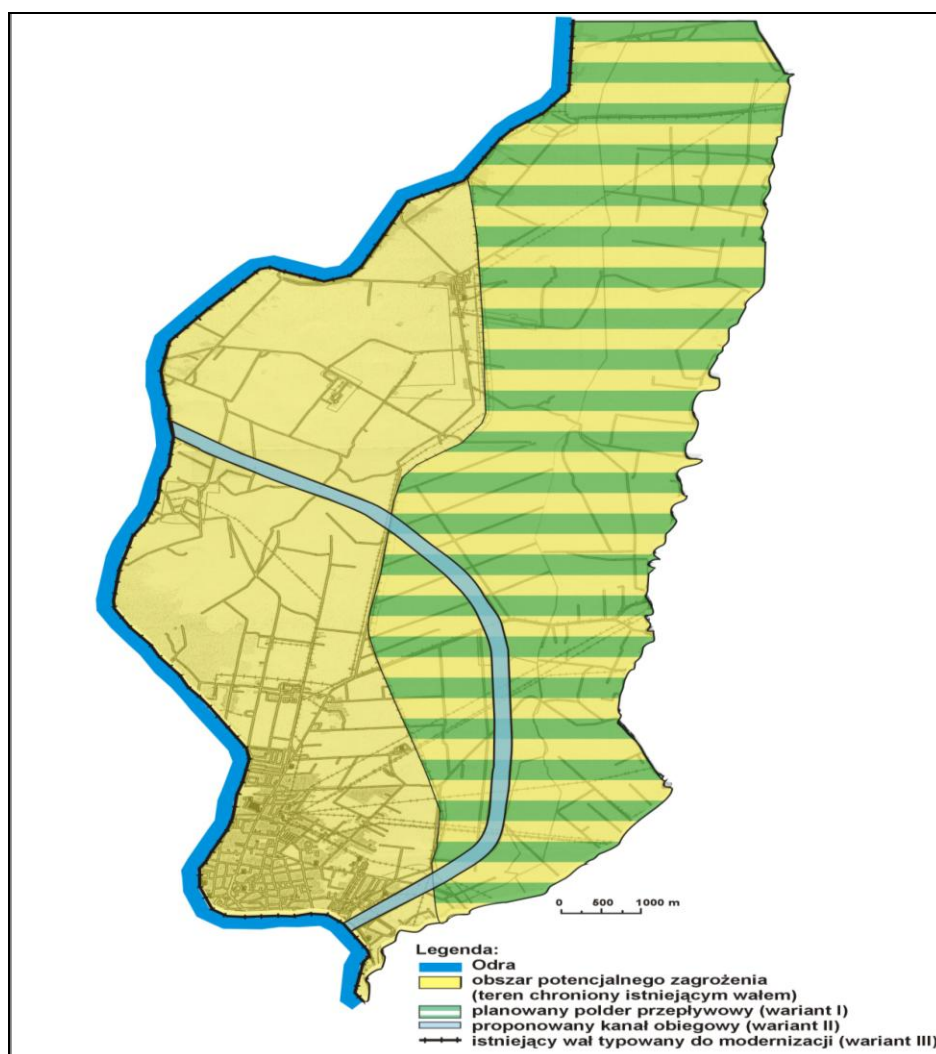
Z przeprowadzonych badań wynika, że przy aktualnym stanie technicznym zmodernizowane wały nie spełniają kryterium bezpieczeństwa szczelności i stateczności dla wody miarodajnej o 45 cm, a dla wody z lipca 1997 r. – o 65 cm. Wymagane są więc dalsze działania techniczne podnoszące stopień bezpieczeństwa przeciwpowodziowego.

Nowe koncepcje rozwiązań przeciwpowodziowych

Słubice nie mają aktualnego miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Podstawowym dokumentem planistycznym jest „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Słubice”, przyjęte uchwałą Nr XIV/156/2000 Rady Miejskiej z dnia 27.01.2000 r. W dokumencie tym wskazano tereny znajdujące się pomiędzy ulicami Folwarczną, 1 Maja i Sportową, z rozszerzeniem na północ do ul. Rzepińskiej, jako obszar zalewowy, czyli chroniony wałami. Z tego też względu uznano, że jest to teren objęty różnymi wariantami rozwiązań przeciwpowodziowych.

W opracowanej koncepcji ochrony Słubic przed powodzią przedstawiono 4 warianty rozwiązań (rys. 1):

- wariant I – budowa polderu przepływowego wraz z kanałem ulgi wykonanym w wariacie suchym (wariant Ia) i mokrym (wariant Ib),
- wariant II – budowa kanału ulgi i kanału obwodowego,
- wariant III – modernizacja obwałowań wokół Słubic z budową nowego wału okrężnego od strony północno – zachodniej,
- wariant IV – budowa polderów powyżej Słubic (Bieganów i Tawęcín).



Rys. 1. Warianty ochrony przeciwpowodziowej Słubic

W wielokryterialnej analizie wyeliminowano wariant IV, ze względu na małą skuteczność obniżania szczytu fali (jedynie o 28 cm), co zdaniem ekspertów nie zapewnia miastu bezpieczeństwa przeciwpowodziowego. Najwyżej został oceniony wariant I. Stwierdzono również, że obniżenie rzędnych zwierciadła wody w korycie Odry dla przepływu z 1997 r. ($2870 \text{ m}^3/\text{s}$) możliwe jest w wariantcie Ia „suchym” do rzędnej 22,67 m n.p.m., w wariantcie Ib „mokrym” – do rzędnej 22,77 m n.p.m., a w wariantcie II – do 23,03 m n.p.m. Zatem wszystkie

trzy warianty gwarantują przepływ wód powodziowych poniżej poziomu, jaki obecnie zapewniają wały przeciwpowodziowe.

Natomiast najdroższym (138,6 mln zł) jest wariant II obejmujący budowę kanału obiegowego. Pozostałe warianty są kosztowo zbliżone zarówno w budowie, jak i eksploatacji (od 10,71 do 94,2 mln zł).

Warianty Ia i Ib spełniają kryterium bezpieczeństwa ze względu na szczelność i stateczność wałów. Nie spełnia go natomiast wariant III z powodu niekorzystnej budowy geologicznej podłoża. Dalsza modernizacja wału po istniejącej trasie wymaga zatem przebudowy podłoża i zastosowania zabezpieczeń przeciwwfiltracyjnych pod korpusem wału na całej długości, a także rozbudowy korpusu wału w kierunku rzeki. Mimo to, właśnie takie rozwiązania preferuje RZGW Szczecin i za takim rozwiązaniem optuje Samorząd Miasta Słubice, wbrew wcześniej uchwalonemu „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Słubice” z dnia 27.01.2002r., które zakłada budowę kanału ulgi wraz z polderem przepływowym. Natomiast rozwiązania umożliwiające przepuszczenie części przepływu rzeki Odry w czasie katastrofalnych wezbrań poza miejskim jej korytem preferują: Marszałek Województwa Lubuskiego i Lubuski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Zielonej Górze - dotychczasowy administrator istniejących wałów przeciwpowodziowych.

Podsumowanie

Na tworzeniu przestrzeni dla rzek opierają się zasady profilaktyki przeciwpowodziowej UE, prace Międzynarodowej Grupy Roboczej Ren-Men-Moza z 1996 roku, ustawa z dnia 6 lipca 2001 o ustanowieniu programu wieloletniego „Program dla Odry 2006” (Dz.U. Nr 98 poz.1067), „Strategia Gospodarki Wodnej” przyjęta przez Radę Ministrów 13 września 2005r. i wiele innych dyrektyw. Szkoda, że koncepcja opracowana na zlecenie RZGW w Szczecinie nie analizuje możliwości retencyjnych doliny Odry i spłaszczenia wezbrania poprzez sterowanie przepływu za pomocą polderów już istniejących w dolinie Odry (Bytom Odrzański, Połupin, Krzesin-Miłów), które po przebudowie zostaną przekształcone w poldery sterowane.

Przy wyznaczaniu terenów pod zabudowę, zwłaszcza położonych na obrzeżach rozrastających się miast, należy wnikliwie analizować, czy obszar ten nie należał kiedyś do rzeki i czy rzeka przy kolejnych, cyklicznych wezbraniach nie będzie próbowała go odzyskać. Na takich terenach budowano kiedyś dzielnice peryferyjne miast, bez głębszej analizy pod kątem bezpieczeństwa przyszłych mieszkańców. Tak było również ze Słubicami, które powstały jako dzielnica peryferyjna Frankfurtu. Był to ewidentny błąd urbanistyczny ówczesnej admi-

nistracji niemieckiej, który obecnie skutkuje zagrożeniem powodziowym dla mieszkańców Słubic.

Niepokojącym jest fakt, że tych błędów nie wystrzega się aktualna, polska administracja Słubic, która pozwala na budowanie nowych budynków na północnych obrzeżach miasta, wzdłuż wału przeciwpowodziowego Słubice - Górzycza (os. Nowy Lubisz) i to w takiej technologii, że w przypadku awarii wału suche pozostaną jedynie kominy budowanych domów.

Przykładem lekceważenia zasad profilaktyki przeciwpowodziowej jest pferorsowanie przez obecny Samorząd i Zarząd Miasta Słubice wariantu III, który nie ogranicza zabudowy miasta na terenach potencjalnie zagrożonych zalewem. Autorzy koncepcji przeciwpowodziowych oszacowali, że przy aktualnym zabudowaniu doliny powódź może spowodować straty przekraczające 524 mln zł, a potencjalna wysokość fali powodziowej będzie rosła w miarę dalszej zabudowy.

Wydaje się zatem, że budowa kanału ulgi wraz z polderem przepływowym trasą starorzecza jest rozwiązaniem optymalnym. Zapewnia ona bowiem obniżenie szczytu wezbrania o 91 cm i bezpieczne przeprowadzenie wezbrania porównywalnego z lipca 1997 r. przez odcinek miejski, a jednocześnie - spełnia wymóg szczelności i stateczności istniejących wałów bez potrzeby ich modernizowania. Pozwala to na zwiększenie retencji w dolinie Odry, co jest zgodne z najnowszymi, popartymi doświadczeniami tendencjami światowymi w zakresie ochrony przeciwpowodziowej miast.

Warto zaznaczyć, że proponowana przez Zarząd Miasta Słubice kolejna przebudowa wałów nie uzyska wsparcia finansowego UE, gdyż nie upłynął jeszcze 10-letni okres od zakończenia ostatniej inwestycji w zakresie modernizacji wałów. Samorząd miasta nie jest w stanie jej samodzielnie sfinansować, a RZGW Szczecin odmawia uczestnictwa w obsłudze inwestycyjnej tego zadania, mimo że jest administratorem rzeki.

W Programie dla Odry 2006, zabezpieczenie Słubic przed powodzią wydzielono finansowo jako oddzielne zadanie. Dotychczas z tych środków wykonano jedynie koncepcję ochrony Słubic przed powodzią. Biuro Programu jest kompetentne do weryfikacji efektów działania RZGW Szczecin, a do Dyrektora RZGW Szczecin należy opracowanie do 2009 r. planu gospodarowania wodą i planu ochrony przeciwpowodziowej regionu wodnego. Samorząd Słubic na jego podstawie opracuje miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, który będzie podstawą do wydania decyzji budowlanych zarówno w zakresie zabezpieczenia przeciwpowodziowego jak i dalszej zabudowy miasta.

Radni miejscy, podejmując uchwały o rozwiązaniach przestrzennych, powinni uwzględniać perspektywę kilku pokoleń, a nie tylko bieżącą lub ewentualnie przyszlą kadencję. Jeżeli zabraknie Im wyobraźni, miasto Słubice stanie przed wielką szansą, aby zaistnieć jako drugi Nowy Orlean. Jednak dotychczas

sowe stanowisko zarówno rady jak i zarządu miasta wskazuje na wybór właśnie takiego kierunku zaistnienia w historii.

Bez względu na dalszy rozwój sytuacji, rzeka Odra z pewnością pozostanie na dnie swojej doliny. W przypadku katastrofalnej powodzi miasto Słubice ma szansę przetrwać w takim zakresie, w jakim pozostawi go rzeka.

Literatura

1. KOŁODZIEJCZYK U., WARCHOLAK P.: *Ochrona przeciwpowodziowa na lubuskim odcinku Odry granicznej*. [W:] Zeszyty Naukowe Politechniki Zielonogórskiej (Inżynieria Środowiska 11), nr 125, Zielona Góra 2001
2. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Zielona Góra, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
3. KONDRACKI J.: *Geografia regionalna Polski*. Wyd. PWN, Warszawa 2001
4. KRYGOWSKI B.: *Geografia fizyczna Niziny Wielkopolskiej*. Cz. 1. Geomorfologia. Wyd. PTPN, Poznań 1961

ARGUMENTATIONS AROUND FLOOD PROTECTION OF SŁUBICE CITY

Key words: protection against floods, flood bank, binocle, polder

S u m m a r y

Effective flood protection is one of the major problems related to Odra basin development. Nowadays, such protection is done, amongst others, by constructing of flood banks, binocles and polders. The thesis takes attempt to indicate the effective solutions in flood protection of Słubice city, for instance: additional polders creation, widening of the inter-bank area, or the most effective one - renaturalisation of the river valley. However, it is necessary to notice, that all attempts to counteract floods will inevitably be only searching for less evil and substitute solution, though the river has to have its own space. As man settled in river valleys and flood terraces, she has to learn how to live in this environment and how to cope with floods. It only remains to have hope that the modernization of system of flood protection of the Middle Oder Land would be successfully carried on and completed before another flood.

URSZULA KOŁODZIEJCZYK, MAGDA HUDAK, ANNA ASANI *

**ZMIENNOŚĆ LITOLOGICZNA GRUNTÓW
WYSTĘPUJĄCYCH W OBRĘBIE POJEZIERZA
ANTROPOGENICZNEGO W ŁĘKNICY**

Słowa kluczowe: pojezierze antropogeniczne, rodzaj gruntów, zawartość substancji organicznej

Streszczenie

W artykule przedstawiono zmienność litologiczną gruntów występujących wokół zbiornika wód powierzchniowych w Łęknicy, wykształconego wskutek odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego. Zagadnienie to stanowi kontynuację badań, jakie są prowadzone w tym rejonie w ramach programu EFRR INTERREG IIIA Polska (województwo lubuskie) – Niemcy (Kraj Związkowy Brandenburgia). Celem badań jest ustalenie kierunków migracji zanieczyszczeń mineralnych (piryt) i organicznych (węgiel) w strefie zbiornika oraz ocena możliwości poprawy jakości wody występującej w tym zbiorniku.

Wstęp

Odkrywkowa eksploatacja węgla brunatnego zawsze związana jest z naruszeniem krajobrazu i warunków gruntowo-wodnych. Wynika to z głębokich przeobrażeń środowiska przyrodniczego, dokonywanych przez górnictwo odkrywkowe. Do trwałych i nieodwracalnych zmian środowiskowych zalicza się m.in.: ubytek zasobów kopaliny ze złoża w wyniku eksploatacji, utworzenie głębokich wyrobisk, zmianę warunków przepływów wód powierzchniowych i podziemnych oraz rozwój procesów geochemicznych zachodzących w okolicznych wodach i gruntach.

Przykładem przekształceń środowiska, spowodowanych eksploatacją węgla brunatnego, są okolice Żar i Łęknicy, gdzie znajduje się szereg zbiorników pokopalnianych. Wpłynęło to na degradację środowiska, a głównie – wód powierzchniowych gromadzących się w zbiornikach, spowodowaną ich zakwaszeniem, osiagającym w skrajnych przypadkach nawet wartość $\text{pH} < 3$ [Jędr-

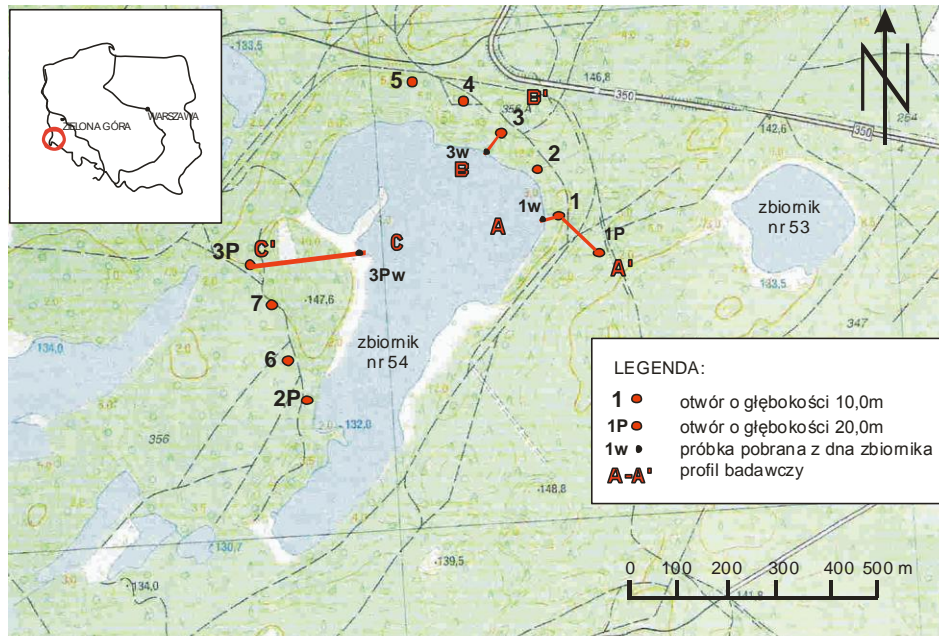
* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

czak 1992; Kołodziejczyk i Wróbel 1997]. Zasadniczą przyczyną zakwaszenia wód jest powszechna obecność w okolicznych skałach pirytu (FeS_2), który w kontakcie z wodą i tlenem przekształca się w kwas siarkowy. Ze względu na dużą zawartość tego minerału w złożu, istnieje zagrożenie dalszego zakwaszania wód powierzchniowych, a także – wód podziemnych.

Opis terenu badań

Pojezierze antropogeniczne w okolicy Łęknicy jest największym skupiskiem zbiorników wodnych, jakie powstały w wyniku eksploatacji złóż węgla brunatnego w południowej części województwa lubuskiego. Składa się ono z około 100 jezior o łącznej powierzchni ponad 1500 tys.m².

Największym zbiornikiem jest akwen Nr 54 (rys. 1), stanowiący część dawnej odkrywki „C” [Asani i Kołodziejczyk 2006].



Rys. 1. Lokalizacja terenu badań

Przypowierzchniową budowę geologiczną omawianego obszaru tworzą fluwialne utwory holocenu (głównie piaski) oraz plejstocenyjskie osady glacialne (gliny zwałowe, piaski, żwiry i lokalnie mułki), wykształcone podczas zlodowacenia środkowopolskiego. W rejonie Łęknicy na powierzchnię wychodzą

także osady miocenu i oligocenu, spiętrzone (wyciśnięte) przez naciski glaci-tektoniczne, a wykształcone w postaci ilów i mułków ilastych, przewarstwianych wkładkami węgla [Hudak i Kołodziejczyk 2006]. Pokłady węgla brunatnego, mimo zmiennej miąższości (od 0,5 do 13,0 m) i silnych zaburzeń glaci-tektonicznych, były tutaj eksploatowane do lat 60-tych XX wieku. Eksploatacja przebiegała na ogół systemem wgłębnym. Lokalnie, m.in. w rejonie Łęknicy, dzięki korzystnemu usytuowaniu pokładów węgla brunatnego, w wyciśniętych glacitektonicznie (wypchniętych do góry) łękach, prowadzono ją systemem odkrywkowym. Dzisiaj pozostały po niej na powierzchni liczne wyrobiska, często wypełnione wodą. Jednym z nich jest opisywany w tej pracy zbiornik Nr 54.

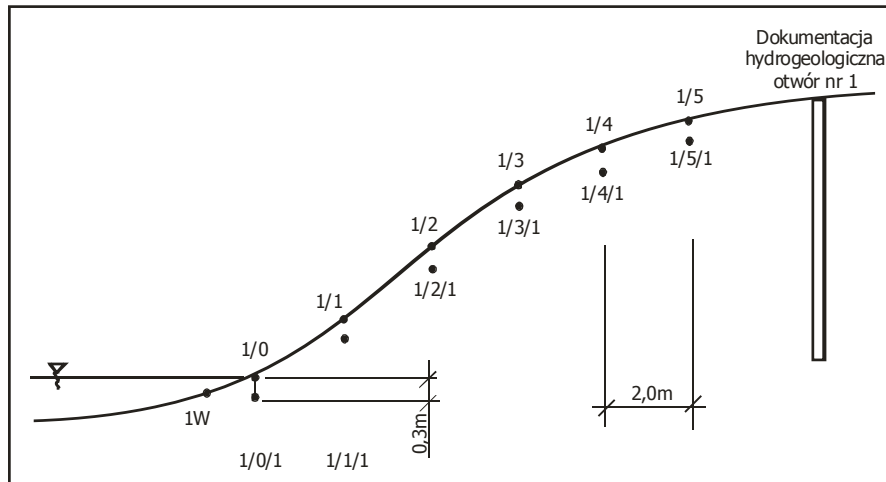
Metodyka badań

W celu zanalizowania anizotropii gruntów występujących wokół zbiornika, dokonano poboru i analizy próbek gruntu wzdłuż trzech profili badawczych: A-A', B-B' oraz C-C' (rys. 1). Profile te przebiegały pomiędzy archiwalnymi otworami wiertniczymi wykonanymi w ramach Dokumentacji Hydrogeologicznej [2006] oraz brzegiem zbiornika. W każdym profilu próbki gruntu pobierano bezpośrednio z powierzchni, czyli z głębokości 0,0 p.p.t. oraz z głębokości 0,3 m p.p.t. (rys. 2). Poszczególne punkty poboru próbek były odległe od siebie o około 2 m wzdłuż danego profilu badawczego. Pobór próbek rozpoczynano od przybrzeżnej strefy zbiornika (próbki nr 1W), następnie pobierano je w linii brzegowej zbiornika (próbki nr 1/0), a w dalszej kolejności (otwory 1/1 – 1/n) – wzdłuż profilu rozciągającego się po powierzchni od linii brzegowej aż do otworu archiwalnego wykonanego w ramach Dokumentacji Hydrogeologicznej; profil A-A' – otwór 1P, profil B-B' – otwór 3 i profil C-C' – otwór 3P.

Numeracja próbek prowadzona była zgodnie z numeracją profili badawczych i odwiertów wykonanych w ramach dokumentacji hydrogeologicznej, a także – kolejnością poboru prób. Przykładowo:

- pierwsza próba, pobrana wzdłuż profilu z dna zbiornika, tj. w odległości około 0,5 m od linii brzegowej, została oznaczona numerem 1W;
- następną próbą, oznaczoną numerem 1/0, została pobrana z linii brzegowej zbiornika, a w tym samym miejscu, ale z głębokości ok. 0,3 m p.p.t. pobrano kolejną próbę, którą oznaczono numerem 1/0/1;
- w dalszej kolejności zostały pobrane próby według analogicznego schematu: próby pobrane z powierzchni terenu były oznaczane kolejnymi numerami 1/1, 1/2, ..., 1/n, a próby pobrane w tych samych miejscach, ale odpowiednio z głębokości 0,3 m p.p.t. – numerami: 1/1/1, 1/2/1, ..., 1/n/1.

Badania laboratoryjne poszczególnych próbek gruntu objęły badania makroskopowe oraz analizę składu granulometrycznego i zawartości części organicznych (ENV 1997.2. Eurocode 7 i PN-88/B-04481).



Rys. 2. Schemat poboru i numeracji prób

Analiza wyników badań

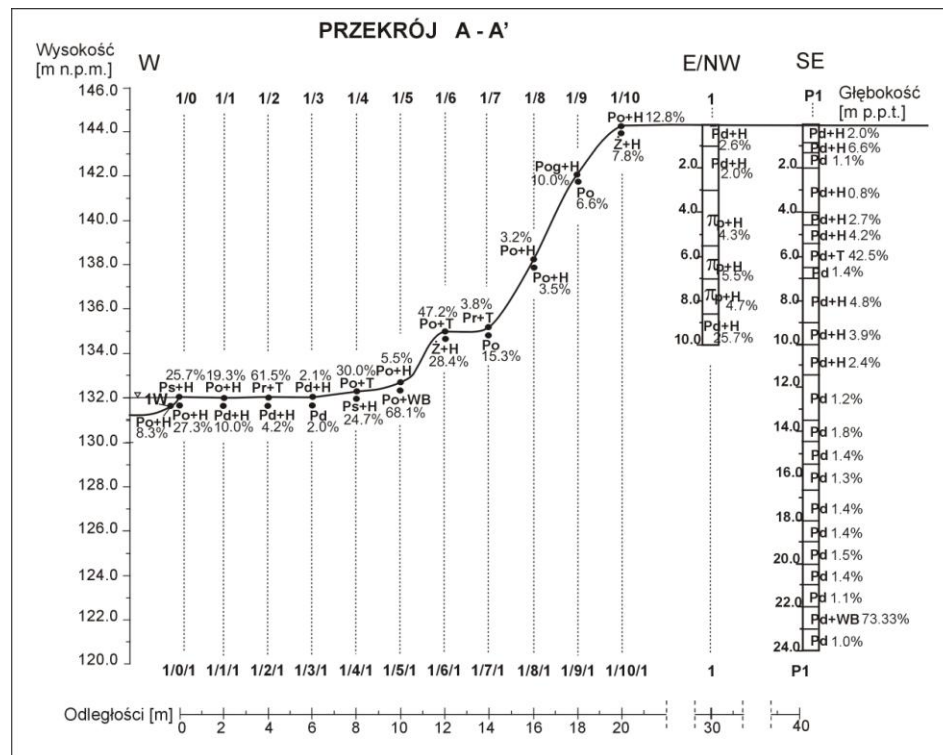
Analiza granulometryczna poszczególnych próbek gruntu wykazała obecność wielu procesów pochodzenia erozyjno-sedymentacyjnego.

Przykładowo, w próbkach pobranych bezpośrednio z powierzchni terenu wzdłuż profilu A-A', zlokalizowanego na wschodnim brzegu zbiornika (rys. 3) zaobserwowano, że w górnej części skarpy (próbka 1/10), na jej skłonie (próbki 1/9-1/6) oraz u podnóża (próbka 1/5) dominuje materiał grubszy (pospółka Po), podczas gdy w pobliżu linii brzegowej zaznacza się większy udział materiału drobniejszego (piasek gruboziarnisty Pr – próbka 1/2, piasek średnioziarnisty – próbka 1/0, a nawet piasek drobnoziarnisty – próbka 1/3). Warto jednak zaznaczyć, że w strefie falowania pojawia się wyraźnie grubsza frakcja (próbki 1/W oraz 1/1 – pospółka Po). Można zatem wysunąć wniosek, że w tym profilu wraz z odległością od linii brzegowej zbiornika wzrasta udział grubszych frakcji. Jest to prawdopodobnie spowodowane wymywaniem drobniejszych ziaren przez strumień wód powierzchniowych spływających po stosunkowo stromej skarpie (kąt nachylenia skarpy wynosi około 45°) i gromadzenie wymytych frakcji w postaci stożka napływowego (sandru) u podnóża skarpy, co w tym przypadku odpowiada linii brzegowej zbiornika. Natomiast w strefie falowania tworzy się

charakterystyczny „kołnierz” zbudowany z grubszego ziarna, selekcjonowanego tutaj przez wody zbiornika.

Analiza zawartości substancji organicznych w gruncie wykazała, że wzdłuż profilu A-A' dominują grunty humusowe o zawartości frakcji organicznych od 2 do 30%, ale w trzech przypadkach (próbki: 1/0, 1/2, 1/6) stwierdzono zawartość frakcji organicznych w granicach 31÷65%, co odpowiada torfom.

Z kolei analiza próbek podpowierzchniowych, czyli pobranych z głębokości 0,3 m p.p.t. wykazała, że pod względem uziarnienia w profilu A-A' występuje rozkład podobny do próbek powierzchniowych: im dalej od podstawy skarpy i bliżej zbiornika, tym drobniejsze są frakcje gruntu. Wyjątek stanowiła tutaj próbka 1/1/1, gdzie mimo bliskości linii brzegowej stwierdzono pospółkę. Tak jak w przypadku próbek powierzchniowych, tak i tutaj zostało to prawdopodobnie spowodowane procesami sedymentacji brzegowej i segregacji materiału wskutek falowania.

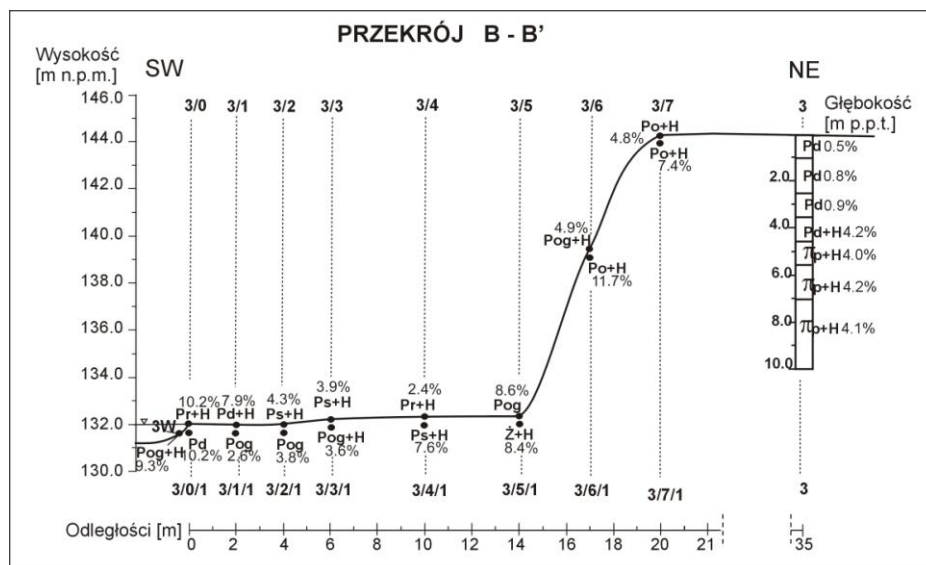


Rys. 3. Profil badawczy A-A' (Oznaczenia na rysunku: Po+H rodzaj gruntu, 8,3% - zawartość substancji organicznej Iom)

Zawartość substancji organicznej w próbkach podpowierzchniowych profilu A-A' była podobna do próbek powierzchniowych, bowiem wynosiła od 2,0% do 27,3%, co odpowiada humusowi, a jedynie w próbce nr 1/5/1 wynosiła ona 68,1%, co świadczy o obecności w tym miejscu wkładek węgla brunatnego.

Na podstawie analizy próbek pobranych w analizowanym profilu A-A' z otworu 1 (o głębokości 10 m p.p.t.) można stwierdzić, że w występujących tutaj piaskach drobnych i pyłach piaszczystych zawartość frakcji organicznych jest niższa od 5,7%, za wyjątkiem gruntu występującego na głębokości około 10,0 m p.p.t., gdzie wynosi ona 25,7%. Z kolei w próbkach pobranych z otworu P1 (o głębokości 24 m p.p.t.) stwierdzono, że do głębokości 11,5 m p.p.t. dominują piaski drobne z dodatkiem humusu, gdzie zawartość części organicznych wynosi od 0,8 do 6,6%, podczas gdy poniżej tej głębokości występują piaski drobne o zawartości frakcji organicznych mniejszej niż 2%, czyli wyłącznie grunty nieorganiczne. Wyjątki stanowią tutaj wkładki torfu (6,0 m p.p.t.) i węgla brunatnego (22,5 m p.p.t.).

W profilu B-B', wyznaczonym w części północnej zbiornika (rys. 4), zarówno w próbkach powierzchniowych jak i podpowierzchniowych w większości przypadków stwierdzono pospółki i piaski grube, o zawartości frakcji organicznych poniżej 11,7%. Natomiast próbki pobrane w tym profilu z otworu nr 3 (o głębokości 10,0 m) odpowiednio reprezentowały: do głębokości 4,0 m p.p.t. - piaski drobne o zawartości frakcji organicznych mniejszej od 2% (grunty nieorganiczne), a poniżej tej głębokości - pył piaszczysty o zawartości frakcji organicznych do 4,2% (grunty organiczne). Największą kumulację substancji organicznej zaobserwowano w tym profilu u podstawy skarpy: próbki 3/5 - 8,6%, 3/5/1 - 8,4% i 3/4/1 - 7,6%, a także przy linii brzegowej: próbki 3/0 - 10,2% i 3W - 9,3%.



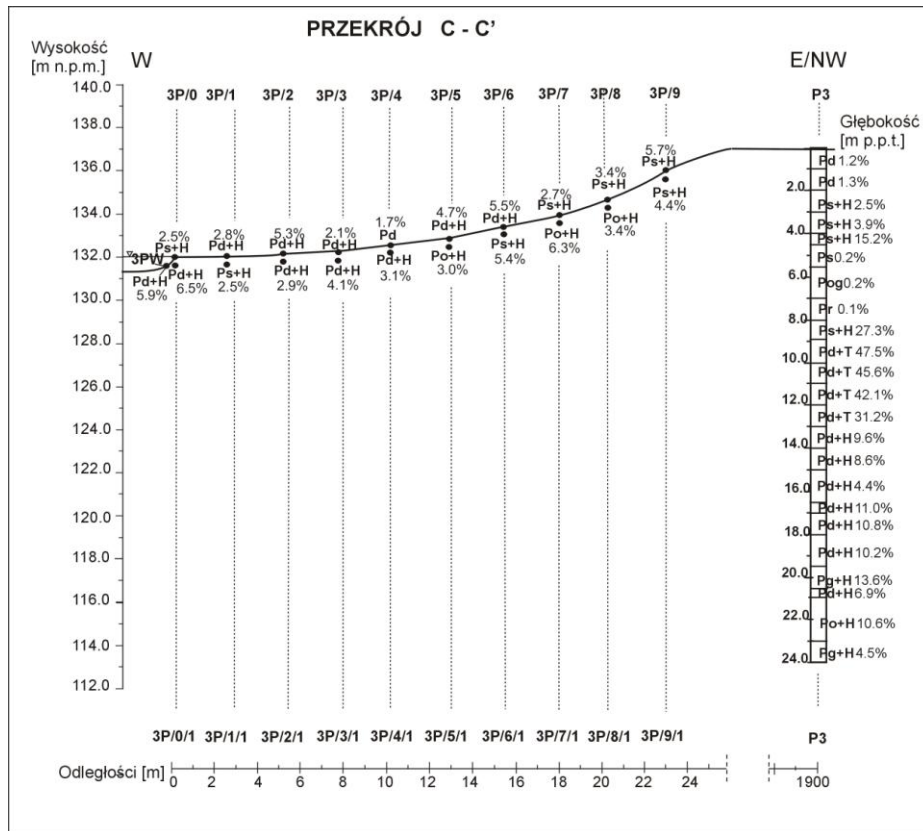
Rys. 4. Profil badawczy B-B' (Oznaczenia na rysunku: Pr+H rodzaj gruntu; 9,3% - zawartość substancji organicznej Iom)

W profilu C-C' (rys. 5), zlokalizowanym na zachodnim brzegu zbiornika nr 54, analiza sitowa próbek przypowierzchniowych wykazała obecność piasków średnich w koronie zbocza (próbki 3P/9 – 3P/7) i piasków drobnych w jego skłonie oraz u podstawy (próbki 3P/6 – 3P/1). W próbkach powierzchniowych stwierdzono małe zróżnicowanie uziarnienia badanych gruntów, bowiem są to głównie piaski drobne i średnie, z niewielką zawartością frakcji organicznych. Natomiast w próbkach podpowierzchniowych zaobserwowano większe zróżnicowanie uziarnienia: od piasków drobnych do pospółek oraz większy udział materii organicznej. W skarpie stwierdzono bowiem występowanie pospółek i piasków średnich (próbki 3P/9 – 3P/5), a w odległości od 0,0 do około 10,0 m od linii brzegowej - piaski drobne (próbki 3P/W – 3P/4).

Podobnie jak w poprzednich profilach, tak i tym razem, przy linii brzegowej stwierdzono obecność grubszej frakcji (próbka 3P/0 i 3P1/1 – piasek średnioziarnisty Ps). Analiza zawartości frakcji organicznych w profilu C-C' wykazała, że nie przekracza ona 6,5% (próbka 3P/0/1), zatem występujące tutaj grunty można uznać za słabo zawęglone.

Próbki pobrane w tym profilu z otworu 3P (o głębokości 20 m p.p.t.) reprezentowały: do głębokości 2,0m - piaski drobne o zawartości frakcji organicznych do 1,3% (grunty nieorganiczne), poniżej, czyli do głębokości 9,0 m - piaski średnie lub grube oraz pospółkę gliniastą o zawartości części organicznych od 0,1 do 15,3% (grunty nieorganiczne i organiczne), a jeszcze głębiej - piaski drobne oraz gliniaste o zawartości frakcji organicznych od 4,4% do 47,6%

(grunty organiczne). Największą kumulację materii organicznej stwierdzono w tym otworze w przelocie 10,0-13,0 m, gdzie występują piaski drobne o zawartości frakcji organicznych od 31,25% do 47,55%, co odpowiada torfom [PN-86/B-02480]. W analizie granulometrycznej próbek pobranych w profilu C-C' można zauważyć charakterystyczną zmienność pionową, polegającą na wzroście uziarnienia gruntu w kierunku zgodnym z infiltracją wód opadowych. Świadczy to o wymywaniu drobnych frakcji wskutek wsiąkania wód opadowych, co niewątpliwie jest związane ze zjawiskiem sufozji gruntu. Warto podkreślić, że profil C-C' został wytypowany wzdłuż zboczy najbardziej płaskich, gdzie nachylenie skarpy nie przekracza wartości 15°, a jej wysokość wynosi zaledwie 5,0 m, podczas gdy w poprzednich profilach nachylenie skarpy wynosiło 45°, a skarpy osiągały wysokość 10-12 m. Stąd też procesy stokowe, w tym wypłukiwanie drobnych frakcji w kierunku nachylenia zbocza, w profilu C-C' zachodziły ze znacznie mniejszą intensywnością niż w profilach A-A' i B-B'.



Rys. 5. Profil badawczy C-C' (Oznaczenia na rysunku: Ps+H rodzaj gruntu; 5,9% - zawartość substancji organicznej Iom)

Podsumowanie

W wyniku eksploatacji odkrywkowej węgla brunatnego pozostają w środowisku głębokie wyrobiska. Z czasem wypełniają się one wodą. Jednak ponad lustrem wody, a także w szerokiej strefie wokół wyrobiska, przez wiele lat od zakończenia eksploatacji nadal występują obszary przekształcone antropogenicznie, gdzie zachodzą intensywne procesy wietrzenia (fizycznego i chemicznego) oraz erozji (deszczowej, wód płynących, eolicznej i in.).

Rejony poeksploatacyjne żyją własnym życiem: do tworzonych przez nie warunków przystosowały się rośliny i zwierzęta, jak i mieszkający wokół ludzie. Niekiedy, ze względu na specyficzną florę lub faunę, podlegają wręcz ochronie jako zespoły przyrodniczo-krajobrazowe. Znane są również przypadki, gdzie rejon poeksploatacyjny został objęty ochroną jako użytek ekologiczny, ze względu na możliwość śledzenia procesu przystosowywania się różnych organizmów do egzystencji w tak ubogim środowisku.

Jednak ciągle pozostaje nierozwiązany problem negatywnego wpływu hałd na środowisko przyrodnicze, polegającego na degradacji gleb zalegających w bezpośrednim sąsiedztwie wyrobisk, czy też niekorzystnych zmian w składzie chemicznym wód podziemnych i powierzchniowych, wywołanych reakcjami różnych związków w procesie wietrzenia, np. rozkładem pirytu i powstawaniem siarczanów oraz zakwaszaniem wód powierzchniowych.

O całokształcie procesów poeksploatacyjnych decydują jednak zawsze naturalne procesy geologiczne, jak np. wypłukiwanie drobnych frakcji gruntu, spływy powierzchniowe i podziemne, obrywy, osuwiska, erozja wodna itd. Procesy te sukcesywnie zmieniają oblicze regionów przekształconych przez człowieka, różnicując je nieustannie pod względem fizyczno-chemicznym w sposób charakterystyczny dla natury.

Literatura

1. ASANI A., KOŁODZIEJCZYK U.: *Hydrografia obszaru pojezierza antropogenicznego w rejonie Łęknicy w województwie lubuskim*. [W:] Woda - Ścieki - Odpady w Środowisku: IX Konferencja Naukowo-Techniczna: Woda w Środowisku, Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra 2006
2. HUDAK M., KOŁODZIEJCZYK U.: *Warunki geologiczne i hydrogeologiczne pojezierza antropogenicznego w rejonie Łęknicy w województwie lubuskim*. W: Woda - Ścieki - Odpady w Środowisku: IX konferencja naukowo-techniczna: woda w środowisku, Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra 2006

3. JĘDRZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Zielonej Górze, Zielona Góra 1992
4. KOŁODZIEJCZYK U., WRÓBEL I.: *Przekształcenia środowiska na Środkowym Nadodrzu w wyniku eksploatacji górniczej*. [W:] Second World Mining Environmental Congress. Katowice 1997
5. *Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne na terenie pojezierza antropogenicznego w Łęknicy, powiat żarski*. Dychów 2006
6. ENV 1997.2. EUROCODE 7. *Projektowanie geotechniczne, cz. 2. Projektowanie z wykorzystaniem badań laboratoryjnych*. Materiały Konferencyjne - Mrągowo 2000. Instytut Technik Budowlanych, Warszawa 2000
7. POLSKA NORMA PN-88/B-04481: *Grunty budowlane*. Badania próbek gruntu
8. POLSKA NORMA PN-86/B-02480: *Grunty budowlane – Określenia, symbole, podział i opis gruntów*

THE LITOLOGICAL VARIABILITY OF GROUND IN THE CHOSEN INVESTIGATION'S PROFILES WITHIN OF ANTHROPOGENIC LAKE IN ŁĘKNICA REGION

Keys words: anthropogenic lake, types of grounds, contents of organic substance

S u m m a r y

In article described litological variability of ground in the chosen investigation's profiles within of anthropogenic lake in Łęknica region. This problem determined as introduction in further investigations which will be realized in this region in the space of EFRR INTERREG IIIA. Poland Programme-Germany. Purpose of programme is valuation possibility improved quality water resources in after coal mine lakes and subsoil water in Sprewa-Nysa-Bóbr Euroregion.

W publikacji przedstawiono wyniki badań w ramach projektu „Ocena możliwości poprawy jakości zasobów wodnych w zbiornikach pokopalnianych i wodach podziemnych w Euroregionie Sprewa-Nysa-Bóbr”, współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach programu INTERREG IIIA Polska (Województwo Lubuskie) – Niemcy (Kraj Związkowy Brandenburgia).

JAKUB KOSTECKI *, SYLWIA MYSZOGRAJ **

**ZAWARTOŚĆ METALI CIĘŻKICH W GLEBACH
NA PLANTACJI WIERZBY ENERGETYCZNEJ
NAWOŻONEJ OSADAMI ŚCIEKOWYMI**

Słowa kluczowe: osady ściekowe, *Salix viminalis*, metale ciężkie

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

*W pracy przedstawiono wyniki monitoringu prowadzonego na plantacji wierzby energetycznej (*Salix viminalis*) nawożonej osadami ściekowymi z oczyszczalni ścieków w Sulechowie. W artykule przedstawiono zmiany zawartości metali ciężkich w glebach, w próbach pobieranych w 2005 roku. Dokonano porównania stanu rzeczywistego z prognozowanym.*

Wprowadzenie

Ilość powstających osadów uzależniona jest od zawartości zanieczyszczeń w ściekach, przyjętej i realizowanej technologii oczyszczania oraz stopnia rozkładu substancji organicznych w procesie stabilizacji. W 2004 r. w 2875 komunalnych oczyszczalniach ścieków, obsługujących blisko 60% ludności Polski, powstało ponad 476 tys. Mg osadów w przeliczeniu na suchą masę. Zgodnie z polityką ekologiczną ilość oczyszczanych w Polsce ścieków systematycznie wzrasta, co łączy się z dynamiczną rozbudową sieci kanalizacyjnej (ok. 5 tys. km rocznie w latach 2000-2004). W 2004 roku (podobnie jak w latach poprzednich), dominującym kierunkiem zagospodarowania osadów było ich unieszkodliwianie poprzez składowanie. Ponad 41% wytworzonych osadów składowano ze względów ekonomicznych bądź z powodu braku możliwości skierowania ich do odpowiednich instalacji (kompostowania lub termicznego przekształcania). Przekroczenia dopuszczalnych parametrów jakościowych tych osadów, często wykluczały bądź ograniczały możliwość ich wykorzystania rolniczego lub do rekultywacji. Przyrodnicze wykorzystanie osadów kształtowało się na poziomie 36,6%, a tylko 3,7% ich ilości było przekształcane termicznie.

* absolwent Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska

** Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

Zgodnie z KPOŚK podstawowe cele w gospodarce komunalnymi osadami ściekowymi w perspektywie do roku 2018 są następujące:

- całkowite ograniczenie składowania osadów ściekowych,
- zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych przetwarzanych przed wprowadzeniem do środowiska oraz osadów przekształcanych metodami termicznymi,
- maksymalizacja stopnia wykorzystania substancji biogennej zawartych w osadach przy jednoczesnym spełnieniu wszystkich wymogów dotyczących bezpieczeństwa sanitarnego i chemicznego.

Zgodnie z perspektywą preferowanym kierunkiem postępowania z osadami ściekowymi będzie ich termiczne przekształcanie. Ilość osadów kompostowanych może wynosić do 20% (obecnie 7,5%) ich całkowitej masy wytwarzanej w kraju. Kolejnym zalecanym kierunkiem będzie przyrodnicze wykorzystanie osadów. Zakłada się, że bezpośrednio wykorzystanie komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie zmaleje do 12% wytwarzanej masy. Osiągnięcie założonych celów w zakresie gospodarowania komunalnymi osadami ściekowymi wymaga uwzględnienia zagadnień właściwego zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych w trakcie prowadzenia inwestycji w zakresie budowy lub modernizacji oczyszczalni ścieków oraz kontroli jakości i ilości stosowanych komunalnych osadów ściekowych.

Przyrodnicze zagospodarowanie osadów ściekowych jest metodą pozwalającą wykorzystać ich właściwości nawozowe. Wnoszenie do gleby składników zgromadzonych w osadach ściekowych jest właściwe nie tylko z gospodarczego punktu widzenia, lecz także niezbędne do zachowania i odtwarzania ekologicznej równowagi. Osady ściekowe stanowią doskonałe źródło pierwiastków biogennej oraz mikro- i makroelementów niezbędnych dla wzrostu i rozwoju roślin. Przyrodnicze stosowanie osadów ściekowych jest naturalnym sposobem ich unieszkodliwienia prowadzącym do zamknięcia obiegu pierwiastków w przyrodzie; dotyczy to zwłaszcza azotu i fosforu. Poza tym zawarta w osadzie materia organiczna ulegająca humifikacji przyczynia się do poprawy właściwości powietrzno-wodnych w glebie, zwiększa jej właściwości sorpcyjne, tworzy strukturę gruzełkową oraz przyczynia się do intensyfikacji życia biologicznego.

Dawka osadów ściekowych stosowanych do nawożenia jest ściśle normowana ze względu na zawartość w nich m.in. metali ciężkich. Nie ogólna zawartość metali ciężkich, a zawartość łatwo rozpuszczalnych form tych metali jest jednak dostateczną miarą zagrożenia roślin i gleby nawożonej ściekami. Duże znaczenie ma również intensywność wprowadzania osadów ściekowych do środowiska - jednorazowo, czy stopniowo. W surowych osadach ściekowych metale ciężkie występują w formie rozpuszczonej, a więc i bardziej dostępnej dla roślin, niż po zaabsorbowaniu ich przez glebę [Greinert i Greinert 1999].

Wśród metali ciężkich znajdują się zarówno te wykorzystywane przez rośliny jako składniki pokarmowe, jak i składniki toksyczne dla środowiska. Do najbardziej szkodliwych zalicza się: kadm, ołów, rtęć, również nadmierna zawartość cynku i miedzi jest niepożądana [Bień i in. 1998].

Metody przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych charakteryzują się niskimi kosztami, jednak ich zastosowanie wiąże się z ograniczeniami wynikającymi ze składu chemicznego i sanitarnego osadów. Poza tym osady wytwarzane są przez okres całego roku, a dostępność gruntów do ich stosowania jest okresowa. Wymaga to odpowiedniego systemu magazynowania osadów i odpowiedniej liczby odbiorców. Dlatego decyzja o przyrodniczym wykorzystaniu osadów ściekowych musi być poprzedzona wnikliwą analizą wielu czynników technicznych, ekonomicznych i ekologicznych (uwodnienie, zawartość składników nawozowych, stan sanitarny, koszty przetwarzania i transportu produktów oraz względy estetyczne).

Charakterystyka terenu badań

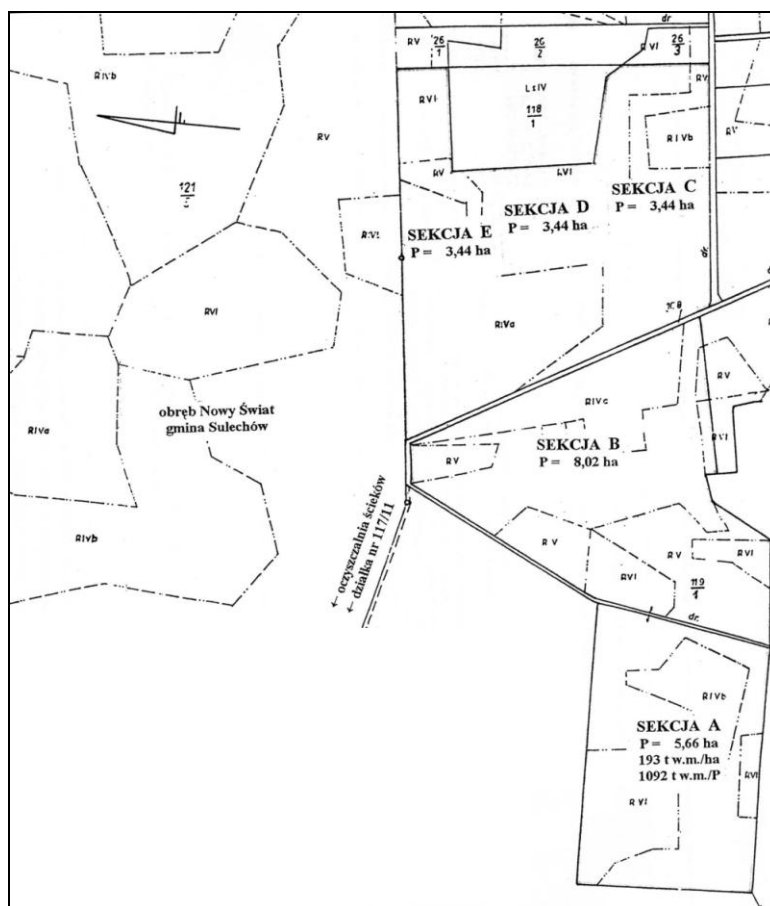
W 1999 r. podjęto decyzję o przyrodniczym użytkowaniu osadów ściekowych powstających w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni w Sulechowie, zaprojektowanej na przyjęcie ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych od 26500 OLM. Ilość osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Sulechowie wynosiła w 2000 roku 420 ton s.m., w roku 2005 już 669 ton s.m., a do roku 2010 produkcja osadów ściekowych ma wzrosnąć blisko dwukrotnie.

Odwodnione osady ściekowe po higienizacji wapnem wykorzystywane są do zagospodarowania gruntów od niskiej do średniej bonitacji, na plantacje wierzby energetycznej (*Salix Viminalis*). Zagospodarowanie działek o powierzchni 24 ha na plantacje wierzby energetycznej zaplanowano sekcjami (od A do E), wynikającymi z badań właściwości powierzchniowej warstwy gleb.

W oparciu o charakterystykę gleb ustalono programowe dawki osadów ściekowych wynoszące od 88 do 94 ton s.m./ha. Nasadzenie wierzby odbywało się kolejno w latach 2002 (sekcja B), 2004 (sekcja D), 2005 (sekcja E – rys.1). Do założenia plantacji użyto sztorb (40 cm) wierzby wiciowej odmiany skandy-nawskiej klonów marzęcińskich.

Tab. 1. Właściwości powierzchniowej warstwy gleb na gruntach przed zaszczepieniem sadzonek wierzby energetycznej

wskaźnik	jednostka	Sekcja A	Sekcja B	Sekcja C	Sekcja D	Sekcja E
pH _{KCl}	-	6,7	6,5	7,0	6,7	6,9
ołów	mg/kg s.m.	15,19	16,24	13,21	14,52	9,66
kadm	mg/kg s.m.	0,12	0,10	0,17	0,13	0,09
chrom	mg/kg s.m.	5,25	4,82	3,19	4,91	6,22
miedź	mg/kg s.m.	5,36	6,04	5,39	6,32	7,21
nikiel	mg/kg s.m.	3,20	5,02	4,78	3,97	4,02
rtęć	mg/kg s.m.	0,043	0,051	0,060	0,054	0,069
cynk	mg/kg s.m.	37,24	48,80	36,63	40,34	44,25



Rys. 1. Plantacja wierzby energetycznej w Sulechowie – podział na sekcje

Na podstawie wyników badań stwierdzono przydatność osadów ściekowych do przyrodniczego użytkowania w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na potrzeby rolnicze i nierolnicze, ponieważ spełniają one kryteria dopuszczalnych zawartości metali ciężkich, żywych jaj pasożytów jelitowych ATT i bakterii rodzaju *Salmonella* w osadach ściekowych przeznaczonych do stosowania w rolnictwie – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. Nr 134, poz. 1140).

Zakres monitoringu plantacji *Salix viminalis*

Metodę poboru prób materiału glebowego przyjęto zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 roku w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2002 nr 134 poz. 1140). Z głębokości 25 cm badanej gleby, pobrano 25 prób indywidualnych z punktów regularnie rozmieszczonych na powierzchni plantacji (obszar nie przekraczający 5 ha), następnie wymieszano wszystkie próbki i pobrano jedną próbkę reprezentatywną. Powietrznie suche próbki, pobrane w oparciu o zmiany sezonowe, poddano analizie fizyczno-chemicznej. Zakres badań gleb obejmował m.in.: pH, suchą masę, suchą masę organiczną, ołów, kadm, nikiel, cynk, miedź, chrom, sód, potas, azot ogólny oraz fosfor ogólny.

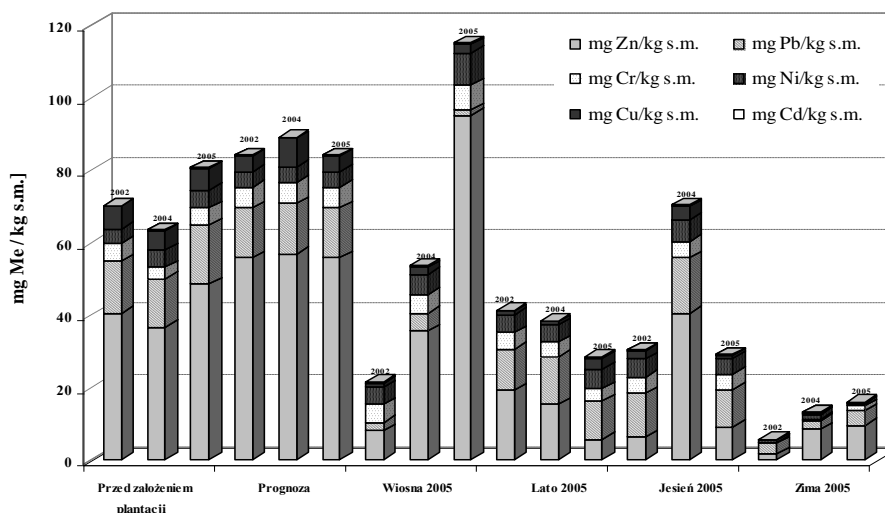
Wyniki

Zawartość metali ciężkich w glebie przed nawożeniem osadem ściekowym, prognozę oraz wartości stwierdzone podczas badań przeprowadzonych w 2005 roku przedstawiono na rys. 2. Zawartość kadmu w glebach wszystkich plantacji była wyższa od założonej w prognozie (w glebie plantacji z 2002 roku o 0,1 mg/kg s.m., w glebach pozostałych plantacji o 0,14 mg/kg s.m.).

Na plantacjach z 2004 i 2005 roku zawartość niklu przekroczyła wartość prognozowaną kolejno o 0,09 i 0,44 mg/kg s.m. W glebach plantacji z 2002 roku stężenie niklu w okresie wiosna – jesień utrzymywało się na poziomie 4,81-5,04 mg/kg s.m., zimą spadło do 0,52 mg/kg s.m. W glebach plantacji z 2004 roku zawartość niklu wynosiła wiosną 5,71 mg/kg s.m., latem spadła do 4,57 mg/kg s.m., a jesienią wzrosła do 6,07 mg/kg s.m. Zimą zawartość niklu dla tej plantacji wynosiła 1,4 mg/kg s.m. Zawartość niklu w glebach plantacji z 2005 roku była najwyższa wiosną 8,87 mg/kg s.m. i zmalała do zimy do 0,75 mg/kg s.m.

Zawartość miedzi w glebach wszystkich plantacji wykazała dużą nierównomierność w okresie wegetacyjnym. Była dużo niższa od zawartości oznaczonej

przed założeniem plantacji oraz wartości prognozowanej. Zawartość miedzi w glebie plantacji z 2002 roku rosła od wiosny (1,17 mg/kg s.m.) do jesieni; zimą wynosiła 2,22 mg/kg s.m. W glebie plantacji z 2004 roku zawartość miedzi była najwyższą jesienią (3,56 mg/kg s.m.), zimą wynosiła już tylko 0,31 mg/kg s.m. Wiosną (1,83 mg/kg s.m.) miedzi było więcej niż latem (1,05 mg/kg s.m.). W glebie plantacji z 2005 roku stwierdzono wiosną stężenie miedzi równe 2,43 mg/kg s.m., latem 2,99 mg/kg s.m., jesienią zawartość miedzi zmniejszyła się do 0,87 mg/kg s.m., zimą do 0,08 mg/kg s.m.



Rys. 2. Zmiany zawartości metali ciężkich w glebie

Zawartość chromu w glebach była niższa niż zakładano w prognozie. W glebach plantacji z 2002 roku zawartość chromu malała od wiosny (4,84 mg/kg s.m.) do zimy (0,3 mg/kg s.m.). Podobne zależności stwierdzono dla plantacji z 2004 roku, gdzie stężenie chromu wynosiło wiosną 5,07 mg/kg s.m., a zimą 0,35 mg/kg s.m., jesienią 4,57 mg/kg s.m. i latem 4,17 mg/kg s.m. W glebie plantacji z 2005 roku mniej chromu było latem (3,53 mg/kg s.m.) niż jesienią (4,3 mg/kg s.m.), gdy od wiosny (6,86 mg/kg s.m.) do zimy (1,28 mg/kg s.m.) jego zawartość malała.

Prognozowana w glebach ilość cynku była wyższa od wartości oznaczonej w badaniach monitoringowych. W glebie plantacji z 2002 roku zawartość cynku wynosiła wiosną 7,9 mg/kg s.m. Latem wartość ta wzrosła do 19,15 mg/kg s.m., malała jesienią (6,08 mg/kg s.m.) i zimą (1,52 mg/kg s.m.). W glebie plantacji z 2004 roku najwięcej cynku stwierdzono jesienią (40,51 mg/kg s.m.), nieco mniej wiosną (35,42 mg/kg s.m.). Latem zawartość cynku wynosiła 15,19 mg/kg s.m., a zimą 8,22 mg/kg s.m. Najwyższą koncentrację cynku stwierdzono

w glebie plantacji z 2005 roku wiosną (95,16 mg/kg s.m.), najmniejszą latem (5,46 mg/kg s.m.). Jesienią i zimą wartości były zbliżone (odpowiednio 9,01 i 9,38 mg/kg s.m.)

Zawartość ołowiu w badanych glebach była zbliżona do wartości prognozowanej w okresie lato - jesień. We wszystkich plantacjach zawartość ołowiu zmieniała się podobnie. Wiosną zawartość ołowiu była niska (odpowiednio dla plantacji z 2002, 2004 i 2005 roku: 2,42 mg, 5,03 mg i 1,4 mg/kg s.m.) rosła latem i jesienią (odpowiednio: 11,28 mg, 13,17 mg, 10,61 mg/kg s.m. latem oraz 12,09 mg, 15,15 mg i 10,24 mg/kg s.m. jesienią), a zimą ponownie zmalała (2,87 mg, 2,51 mg, 4,12 mg/kg s.m.).

Wnioski

Na podstawie wyników przeprowadzonych badań monitoringowych można sformułować następujące wnioski:

- 1) Skład osadu z oczyszczalni ścieków w Sulechowie umożliwia jego przyrodnicze wykorzystanie bez negatywnego wpływu na środowisko. W okresie planowanej inwestycji nie zostaną przekroczone (na podstawie prognozy) graniczne zawartości poszczególnych pierwiastków w glebie.
- 2) Sezonowe zmiany zawartości metali ciężkich są ściśle związane ze zmianą pH gleb oraz ich wilgotnością, co z kolei przekłada się na aktywność mikrobiologiczną i dostępność mikro oraz makroelementów. Największe wartości stężeń stwierdzono dla cynku i ołowiu, następnie chromu i niklu, i kolejno miedzi i kadmu.
- 3) Stężenia większości metali ciężkich w glebach były mniejsze od stężeń prognozowanych (dla miedzi od 4,7 do 8,6 razy, dla ołowiu od 1,6 do 2,1 razy, cynku od 1,9 do 6,4 razy oraz chromu od 1,5 do 1,6 razy).
- 4) Suma metali ciężkich w glebie plantacji z 2005 roku nieznacznie przekraczała wiosną zawartość prognozowaną, do czego prawdopodobnie przyczyniło się występowanie pierwiastków w formach niedostępnych jeszcze dla roślin i mikroorganizmów glebowych, a także młody wiek plantacji (mały przyrost biomasy, akumulacja pierwiastków w roślinach). Dla pozostałych plantacji średnia roczna z sumy metali ciężkich dla wykonanych w 2005 roku analiz gleb stanowiła 50% wartości prognozowanej.

Literatura

1. BIEŃ J.B., BIEŃ J.D., WYSTALSKA K.: *Problemy gospodarki osadowej w ochronie środowiska*. Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1998
2. GREINERT H.: *Ochrona gleb*. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra 1998
3. GREINERT H., GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra 1999
4. MYSZOGRAJ S., KOSTECKI J.: *Wyniki monitoringu plantacji wierzby energetycznej nawożonej osadami ściekowymi z sulechowskiej oczyszczalni ścieków*. *Natura* z. 13, s. 43-50, 2006
5. GEOSAN s.c. Zakład Ochrony Środowiska i Projektowania: *Program utylizacji osadu oczyszczalni ścieków w Sulechowie na gruntach przyległych przeznaczonych do zagospodarowania na plantacje wierzby energetycznej*. Warszawa 2000
6. *Krajowy plan gospodarki odpadami 2010* (projekt) – lipiec 2006 r.
7. *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003; aktualizacja, maj 2005

CONTENT OF HEAVY METALS IN SOILS FERTILIZED WITH SEWAGE SLUDGE ON *SALIX VIMINALIS* CULTIVATION

Keywords: sewage sludge, *Salix viminalis*, heavy metals

S u m m a r y

*We presented results of control on field with *Salix viminalis* which has been fertilized with sludge from sewage treatment plant in Sulechów. In article we showed changes of heavy metals contents in soils samples which has been collected in 2005, including seasons of the year. We also compared real conditions with forecasts.*

ANDRZEJ KRAIŃSKI *, AGNIESZKA GONTASZEWSKA *

POSTGLACJALNE OSADY ORGANICZNE W SULECHOWIE

Słowa kluczowe: osady organiczne, holocen, Sulechów

Streszczenie

W Sulechowie udokumentowano występowanie organicznych osadów jeziornych (kreda jeziorna, gytia) w co najmniej dwóch lokalizacjach. Ich genezę związano z postglacjalnym zanikiem lądolodu zlodowacenia Wisły. Stanowisko występowania osadów organicznych porównano z wcześniej opisanym stanowiskiem z terenu Sulechowa. Z uwagi na występowanie osadów „bagiennych” tereny te wymagają ochrony przed inwestycjami różnego typu.

Wstęp

Sulechów położony jest w południowej części Wysoczyzny Lubuskiej, objętej deglacją zlodowacenia Wisły (glacifaza leszczyńska).

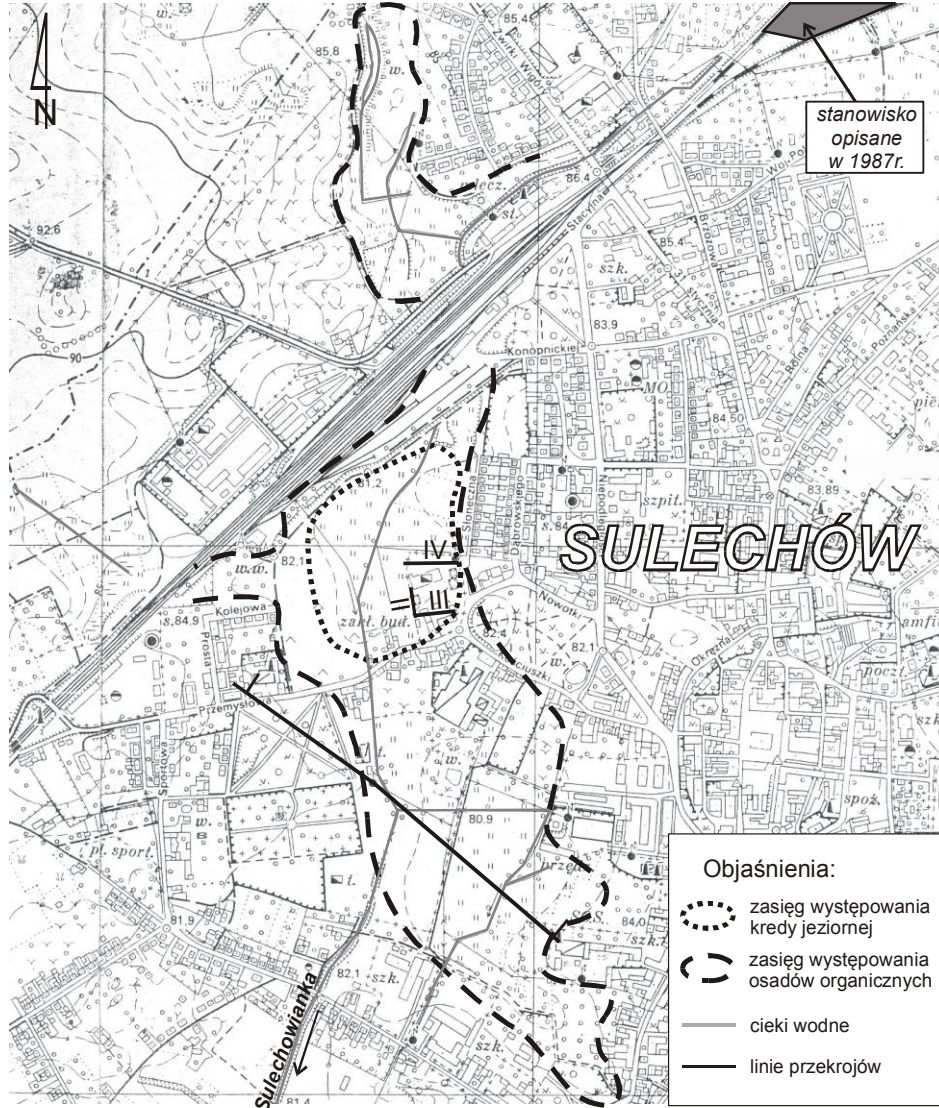
Prowadzone badania geotechniczne [Curyło 1985; Kraińska 1984; Kraiński 2005, 2007] pozwoliły m.in. na stwierdzenie występowania w Sulechowie (rys. 1) osadów organicznych. Osady te opisywane były [Kraiński 1987a, 1987b] jako ewentualnie eemskie. Było to nawiązanie do znanego datowania florystycznego interglacjału eemskiego w Rusinowie (20 km na północ od Sulechowa) – Heck [1928]. Wykonanie badań malakologicznych na próbkach pobranych w Sulechowie w 1984 przez prof. S.W. Alexandrowicza z niewyjaśnionych przyczyn nie doszło do skutku.

Dokładniejsza analiza materiału geologicznego stanowiska opisywanego przez Kraińskiego [1987a, 1987b] oraz literatury z okresu późniejszego [Janiec 1990; Sadurski 1990; Petelski i Sadurski 1987; Lindner 1992] pozwala postawić tezę, że pomimo pewnych cech wskazujących na pochodzenie interglacjalne (w tym np. przykrycie glinami uznanymi wówczas za lodowcowe), mogą to być prawdopodobnie osady postglacjalne.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Budownictwa

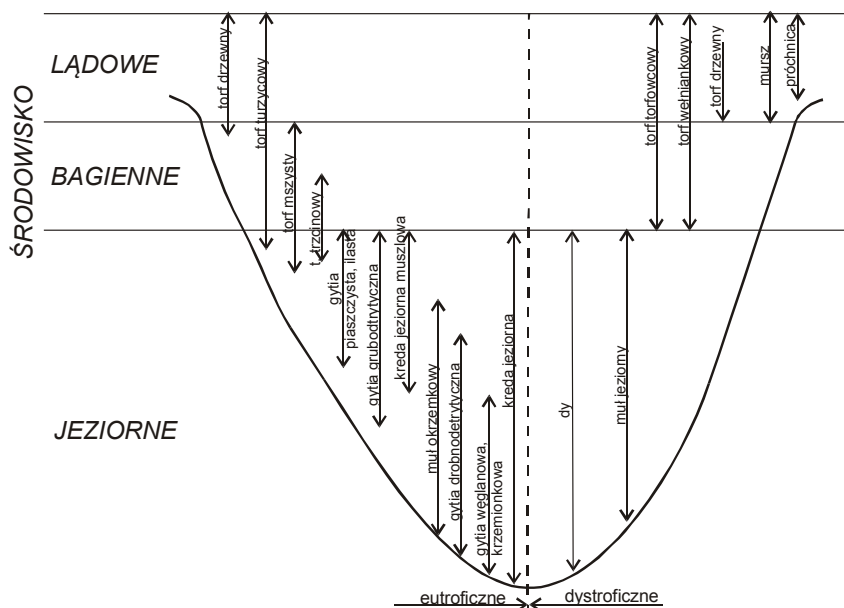
* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Budownictwa

Znane są przy tym z licznych stanowisk osady organiczne (w tym i kredy jeziorne) występujące pomiędzy poziomami glin zwałowych. Dokumentują one okresy interglacjalne bądź interstadialne [Lindner 1981].



Rys. 1. Występowanie opisywanych w artykule osadów organicznych w Sulechowie. Skala 1:10 000

Początek sedimentacji kredy jeziornej i gytii związany jest z późnym glacją (tu Wisły), często ponad niezupełnie wytopionymi bryłami martwego lodu (stąd mogą pochodzić „zaburzenia” w układzie warstw gytii opisane przez Kraińskiego w roku 1987). Pierwszy etap sedimentacji kredy jeziornej rozpoczął się w Allerödie (11-12 tys. lat BP), a główna jej część przypada na wczesny holocen (8-10 tys. lat BP) - Rzepecki 1983, Alexandrowicz 1987, Lindner 1992 i in.



Rys. 2. Klasyfikacja osadów jeziornych i bagiennych w zależności od trofii i głębokości wody [Lindner 1992]

W praktyce geotechnicznej (i geologiczno – inżynierskiej) wydzielenie kredy jeziornej jest z reguły wystarczająco dokładne z uwagi na charakterystyczny wygląd osadu, w tym i barwę. Natomiast gytia często bywa określana jako namuł organiczny, co oczywiście nie oddaje charakterystyki geologicznej osadu. Namuł organiczny obejmuje bowiem praktycznie wszystkie osady (grunty) piaszczyste, pylaste i ilaste, które zawierają domieszkę substancji organicznej. Schemat klasyfikacji osadów jeziornych i bagiennych w zależności od żyzności (trofii) zbiornika i głębokości wody podano na rys. 2. [Lindner 1992].

Aspekt praktyczny podziału osadów jako gruntów podano w normie PN-86/B-0,2480, gdzie wydzielono namuły, gytie i torfy. Charakterystykę geologiczną osadów organicznych podano poniżej.

Kreda jeziorna – jest osadem zawierającym nie mniej niż 80% węgla wapnia, w domieszcze występują minerały ilaste oraz substancja organiczna. Barwa osadu na ogół biała, bywa również w odcieniach zielonych, niebieskich i czerwonych.

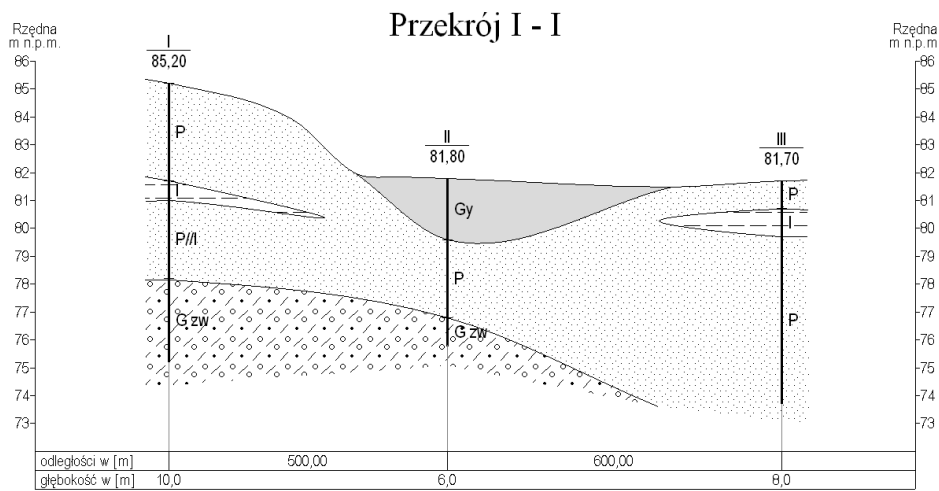
Gytia – jest osadem zawierającym szczątki organiczne, w tym także roślin, zawiera mniej niż 80% węgla wapnie, barwa to na ogół różne odcienie szarości. Powstaje w jeziorach eutroficznym, a więc bogatych w tlen i substancje organiczne.

Dy – jest osadem zawierającym ponad 50% substancji organicznej, podobnej do torfu, ubogim w węglan wapnia, barwy ciemnoszarej do czarnej. Powstaje w jeziorach ubogich w tlen i substancje organiczne.

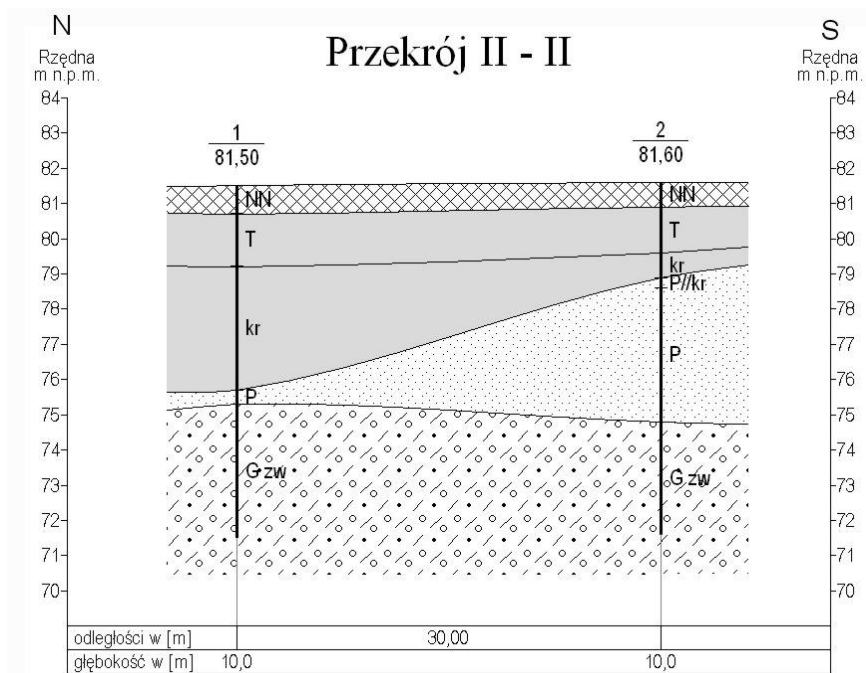
Torf – jest osadem organicznym o wysokiej porowatości, zbudowany przede wszystkim z roślinności wodno – bagiennej, o różnym stopniu rozłożenia. Powstaje w strefie brzegowej jezior i jest efektem ich końcowego zarastania.

Budowa geologiczna

Budowę geologiczną podłoża przedstawiono na czterech kolejnych przekrojach, przy czym ograniczono się jedynie do głębokości około 10 metrów. Budowę geologiczną głębszego podłoża badanego rejonu wraz ze stratygrafią przedstawili m.in. J. Kotowski, A. Kraiński [2001].



Rys. 3. Przekrój geologiczny przez opisywany teren. Objaśnienia: NN – nasypy; T – torf; kr – kreda jeziorna; P – piaski; I – iły; G zw – glina zwałowa; Pg – piaski gliniaste; GH – glina próchnicza (mada)

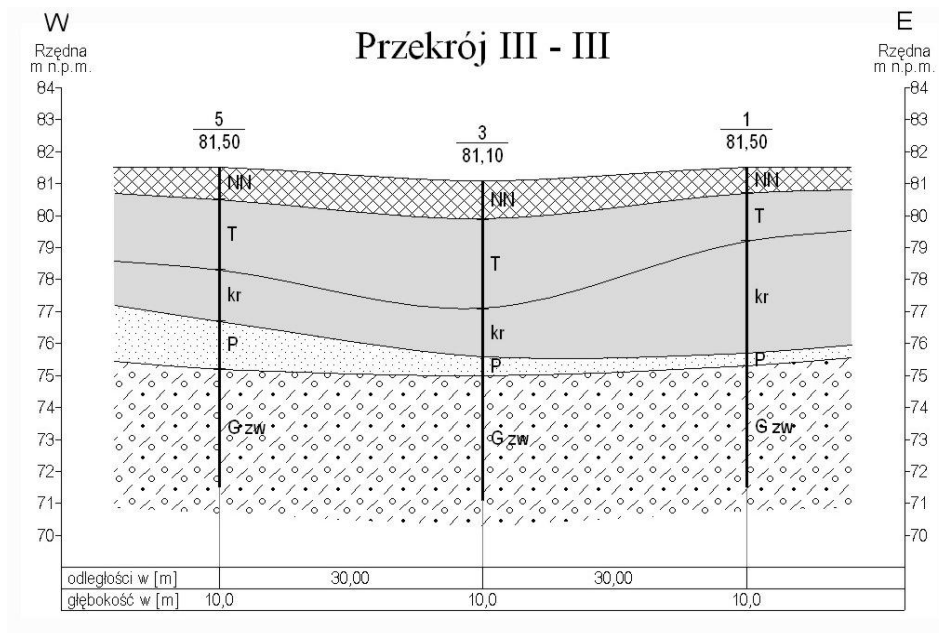


Rys. 4. Przekrój geologiczny przez opisywany teren. Objaśnienia jak na rys. 3

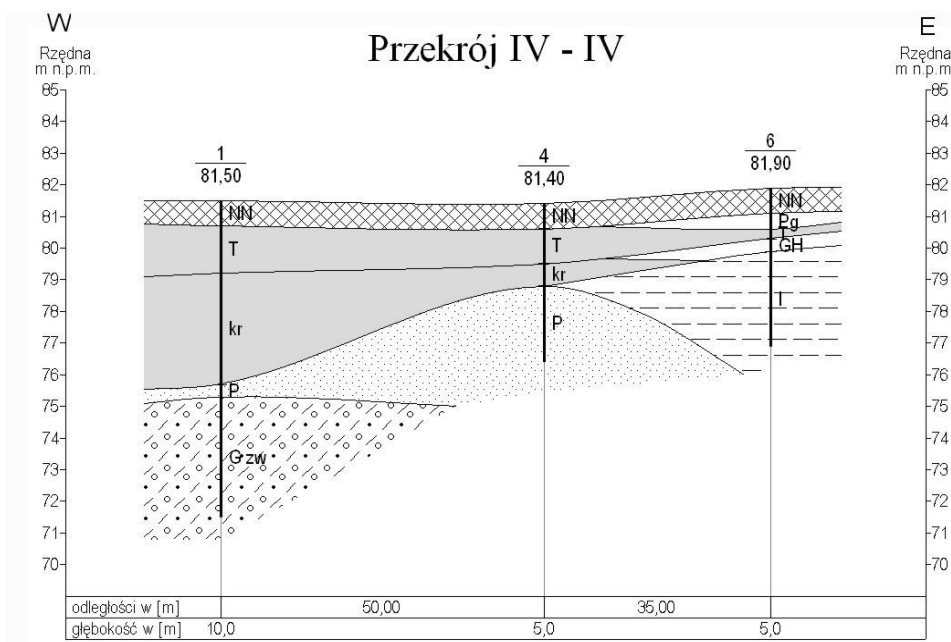
Na przekroju I – I (rys. 3.) przedstawiono budowę geologiczną w środkowej części jeziora. Zwraca tu uwagę przede wszystkim brak kredy jeziornej, która występuje jedynie w głębokich częściach jezior. Zauważyć też należy, że w poziomie (hipsometrycznym) występowania gytii na obrzeżu „jeziora” występują ropy, nad którymi stwierdzono piaski o miąższości kilku metrów. Sugerować to może (w nawiązaniu do stanowiska opisanego w 1987) starszą niż postglacjalną genezę opisywanych osadów – np. górny eem.

Na kolejnych przekrojach (rys. 4-6) przedstawiono budowę geologiczną fragmentu jeziora postglacjalnego – części brzeżnej z obecnością kredy jeziornej. Miąższość kredy jeziornej jest zmienna, od poniżej jednego metra (otwór 2 na rys. 4.) do 3,5 m (otwór 1 na rys. 4). W dokumentowanej części jeziora granica występowania kredy jeziornej jest wyraźnie wyznaczona. Można przy tym przyjąć, że w centralnej części jeziora miąższość kredy jeziornej będzie większa (co najmniej kilka metrów).

Na przekrojach widoczne jest występowanie warstwy torfu o zmiennej miąższości (od 1,1 do 2,8 metra) w stropie kredy jeziornej. Torfy i gytie (rys. 3.) stwierdzono również poza rejonem występowania kredy jeziornej. Wyznaczają one płytką część zbiornika wodnego – przejście do roślinności bagiennej i następnie łądowej (rys. 2).



Rys. 5. Przekrój geologiczny przez opisywany teren. Objaśnienia jak na rys. 3



Rys. 6. Przekrój geologiczny przez opisywany teren. Objaśnienia jak na rys. 3

W spągu kredy jeziornej udokumentowano na wszystkich przekrojach obecność piasków, które określono jako jeziorne bądź też wodnolodowcowe. Miąższość serii piaszczystej wynosi od 0,5 do prawie 4 metrów. Spąg serii piaszczystej położony jest w części terenu (rys. 3-5) prawie horyzontalnie, na rzędnych około 75-78 m n.p.m.

W części podłoża (rys. 3-5) udokumentowano występowanie w spągu serii glin morenowych. Stratygraficznie gliny te prawdopodobnie odpowiadają glacyfazie leszczyńskiej zlodowacenia Wisły. W tak przyjętej stratygrafii, bez wątpienia kreda jeziorna jest postglacjalna.

Na przekroju IV – IV (rys. 6) udokumentowano obecność iłów w poziomie występowania kredy jeziornej. Brak przy tym ich dokładnego opisu geologicznego. Nie są to jednak z pewnością ily warwowe. W stropie wspomnianych iłów (jak również w stropie kredy jeziornej) występują torfy. Stwierdzona w stropie torfów warstewka (0,4-0,5 m miąższości) piasku gliniastego odpowiadać może osadom deluwialnym. Warstewkę tą trudno zidentyfikować na tym stanowisku z osadami lodowcowymi (odwrotnie niż w 1987 r.).

Na stanowisku z roku 1987 [Kraiński 1987] osady organiczne opisano jako gytie, w stropie i spągu których występowały torfy i namuły organiczne. Rozkład przestrzenny serii organicznej był zmienny, „zaburzony”, z rozerwaniem ciągłości warstw. Istotnym elementem wyróżniającym było występowanie w stropie gytii osadów gliniastych o miąższości do 3 metrów, które zaliczono do zlodowacenia Wisły. Od powierzchni terenu w stropie glin występowała również nieciągła warstwa torfu o miąższości do 1,5 m.

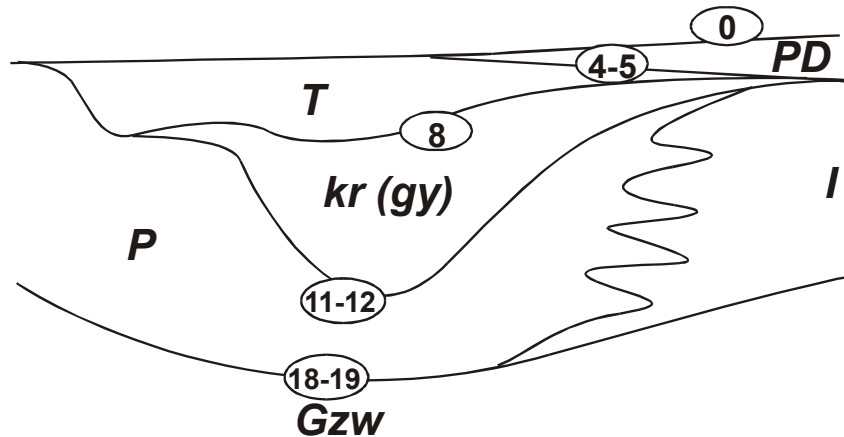
Wnioski

Opisane powyżej stanowisko występowania osadów organicznych w Sulechowie charakteryzuje się odmienną budową geologiczną niż opisane poprzednio stanowisko [Kraiński 1987]. Występujące w nadkładzie serii organicznej osady można alternatywnie potraktować jako deluwialne i jednowiekowe, prawdopodobnie związane z okresem postglacjalnym. Schematyczny przekrój wraz z czasem rozwoju zbiornika przedstawiono na rys. 7.

Dla jednoznacznego udokumentowania zaprezentowanych problemów konieczne są dalsze badania (obu stanowisk), w tym określenie wieku bezwzględnego iłów i glin występujących w nadkładzie i otoczeniu osadów jeziornych. Aktualne określenie granic zbiornika (rys. 1) jest ogólne i celowe są dalsze badania w tym zakresie.

Istnieje również aspekt praktyczny przedstawionych badań. Grunty organiczne są bowiem gruntami słabonośnymi o dużej ściśliwości. Ich występowanie w podłożu obiektów budowlanych wymaga często stosowania posadowień

pośrednich, względnie wzmocnienia konstrukcji obiektów. Dla określenia warunków gruntowych podłoża niezbędne są również niestandardowe badania, tym bardziej, że w stropie serii organicznej mogą występować grunty nośne. Miąższości gruntów organicznych narzucają też konieczność głębszego rozpoznania podłoża (nie mniej niż 2 m poniżej osadów organicznych). Zauważyć można, że obszar Sulechowa w wyznaczonych granicach występowania osadów organicznych (rys. 1.) jest słabo zabudowany bądź niezabudowany.



Objaśnienia: PD – piaski deluwialne; T – torfy; kr (gy), kreda, gytia – osady jeziorne; P – piaski jeziorne (lub wodnolodowcowe); I – iły jeziorne; Gzw – glina zwałowa; 11-12 wiek w tys. lat BP

Rys. 7. Schematyczny przekrój geologiczny omawianego terenu (zachodnia część Sulechowa) – jezioro postglacjalne

Istotny jest również walor przyrodniczy występowania osadów organicznych. Osady takie podlegają szczególnej ochronie. Z uwagi m.in. na dużą wodochłonność (torfy) są to swoiste naturalne rezerwuary wody. Omówiony obszar jest jedną ze stref źródłowych rzeki Sulechowaniki, która wpada do Odry poniżej Cigacic.

Tereny te, zdaniem autorów, powinny być wyłączone z zabudowy, przynajmniej w części wyznaczonej zasięgiem występowania kredy jeziornej. Wskazane byłoby przeznaczenie większej części terenu (wyznaczonego poprzez występowanie osadów organicznych) na tereny zielone, w tym tereny zbliżone do środowiska naturalnego.

Literatura

1. ALEXANDROWICZ S.W.: *Analiza malakologiczna w badaniach osadów czwartorzędowych*. Kwartalnik AGH, Geologia 12, 1-2, Kraków 1987
2. CURYŁO Z.: *Techniczne badania podłoża gruntowego pod zbiorniki wodociągu w Sulechowie*. Geoprojekt Zielona Góra 1985
3. HECK H.L.: *Über ein neues Vorkommen interglazalen Torfe und Tone bei Rinersdorf (nahe Schwiebus) in der östlichen Mark Branderburg*. Jahrbuch d. Reg. Geolog. Landesamt. Band 49, 1928
4. JANIEC B.: *W sprawie węglanowego systemu wód podziemnych i warunków potencjalnych depozycji kredy jeziornej*. Prz. Geol. 3, Warszawa, 1990
5. KRAIŃSKA H.: *Techniczne badania podłoża gruntowego pod sieć wodociągową w Sulechowie*. Geoprojekt Zielona Góra 1984
6. KRAIŃSKI A.: *Organiczne osady interglacjalne w Sulechowie*. [W:] Perspektywy zagospodarowania złóż kredy i gytii jeziornych oraz kopalin towarzyszących w Polsce. PTPNoZ, Zielona Góra 1987a
7. KRAIŃSKI A.: *Osady organiczne interglacjalu eemskiego w rejonie zielonogórskim*. [W:] Geologia i geotechnika na usługach budownictwa. Geoprojekt Warszawa 1987b
8. KRAIŃSKI A.: *Dokumentacja geotechniczna pod budynek usługowy i wiatę magazynową, ul. Słoneczna w Sulechowie*, 2005
9. KRAIŃSKI A.: *Dokumentacja geotechniczna pod halę produkcyjną przy ul. Słonecznej w Sulechowie*, 2007
10. KOTOWSKI J., KRAIŃSKI A.: *Geologia okolic Świebodzina*. Zeszyty Naukowe nr 117, Politechnika Zielonogórska, Zielona Góra 2001
11. LINDNER L.: *Czwartorzęd. Osady, metody badań, stratygrafia*. Wyd. PAE, Warszawa 1992
12. LINDNER L.: *Organogenic deposits of the Mazovian Interglacial (Mindel II/ Riss I) in the middle Vistula Basin, compared to several European localities*. Acta Geologica Polonica, vol. 31, 1-2, 1981
13. PETELSKI K., SANDURSKI A.: *Kreda jeziorna wskaźnikiem rozpoczęcia holocenijskiej wymiany wód podziemnych*. Prz. Geol. 3, Warszawa 1987
14. PN-86/B-02480. Polska Norma. Grunty budowlane. Określenia, symbole, podział i opis gruntów. Wyd. Normalizacyjne Alfa, 1987
15. RZEPECKI P.: *Klasyfikacja i główne typy litologiczne osadów jeziornych*. AGH, Zeszyty Naukowe nr 913, Geologia t.9, z.1, Kraków 1983
16. SADURSKI A.: *Dyskusja o związkach złóż kredy jeziornej z węglanowym systemem wód podziemnych*. Prz. Geol. nr 7-8, Warszawa 1990

POSTGLACIAL ORGANIC DEPOSITS IN SULECHÓW

Key words: organic sediments, Holocene, Sulechów

S u m m a r y

In paper organic deposits (gyttja, lacustrine chalk) from Sulechów were described. The origin of this deposits is connected with melting of Weichsel glacier. Described site was compared with another site of organic deposits from Sulechów. This area requires protection against investment by reason of occurrence of natural "boggy" environment.

ADAM MAŁECKI *

BILANS AZOTU I FOSFORU W ZLEWNIACH CZĄSTKOWYCH JEZIORA SŁAWSKIEGO

Słowa kluczowe: produkcja roślinna i zwierzęca, produkcja i transport biogenów oraz ich wykorzystanie

Streszczenie

W celu opracowania bilansu, służącego ocenie stopnia obciążenia gleb składnikami nawozowymi, wyznaczono w siedmiu zlewniach cząstkowych Jeziora Sławskiego poziom eksportu azotu i fosforu pochodzącego z działalności rolniczej. Bilans wykonywano na powierzchni pola tych składników, określając ich nadmiar rozpraszany do środowiska. Saldo tego bilansu stanowi miarę obciążenia lub zubożenia agroekosystemów w azot i fosfor.

Wstęp

Oszacowanie ilości biogenów ma istotne znaczenie dla poznania wpływu działalności rolniczej na środowisko jak i określenia jej efektywności [Pawlik-Dobrowolski 1983, 1990; Pietrzak 1994, 2005; Pietrzak i Sapek 1996; Sapek 1996; Smoroń 1996]. Jednak obszarowa forma, rozproszony charakter, a także zmienność sezonowa, stwarzają ogromne trudności w kontrolowaniu i szacowaniu składników będących w obiegu w rolnictwie oraz ich migracji w środowisku. Niektórych ogniw tego obiegu nie da się zmierzyć i precyzyjnie określić ilościowo. Najczęściej wykorzystywane są tu różne wskaźniki, określające przybliżone lub średnie wartości poszczególnych składników.

Istotą bilansu biogenów (zgodnie z wytycznymi OECD 1998 i dyrektywami UE) jest zestawienie występujących w gospodarstwach przychodów i rozchodów biogenów w okresie rocznym na różnych poziomach, liczonych różnymi metodami i uwzględniających różną liczbę elementów. Jego różnica jest tronym nadmiarem zanieczyszczającym wody podziemne i powierzchniowe. Bilans można wykonać jako tzw. bilans ogólny (dla wszystkich składników NPK) oraz tzw. netto (dla jednego składnika). Wyróżnia się trzy metody sporządzania bilansu składników mineralnych: bilans u wrót gospodarstwa, bilans na po-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ekologii Stosowanej

wierzchni pola i bilans systemowy z i do gospodarstwa wraz z przepływami wewnętrznymi między działami w gospodarstwie.

Nieuporządkowany stan higieniczno-sanitarny miasta Sława i wsi położonych w obszarze zlewni Jeziora Sławskiego, dotkliwy brak kanalizacji, a stąd często brak danych odnośnie zużycia wody oraz ilości i jakości wytwarzanych ścieków, poziomu produkcji i zagospodarowania produktów ubocznych z chowu i hodowli zwierząt powodują, iż ustalenie ładunku zanieczyszczeń dopływających do jeziora jest zagadnieniem bardzo trudnym i skomplikowanym.

Metodyka badań

Wykorzystanie wyników badań do ochrony jakości i ilości zasobów wód powierzchniowych wymagało kompleksowej interpretacji czynników antropogenicznych na tle warunków hydrogeochemicznych. W związku z tym dokonano analizy poziomu gospodarowania w rolnictwie i jego wpływu na jakość wód. Dla postawionych celów gospodarstwa rolne podzielono na cztery umowne grupy wydzielone według posiadanych zasobów ziemi. Wyróżniono w ten sposób trzy grupy gospodarstw: gospodarstwa wielkoobszarowe (powyżej 50 ha UR), średnioobszarowe (15-50 ha UR) oraz małe (1-15 ha UR). Założono, że ocena efektywności gospodarowania poszczególnych grup obszarowych ujawni intensywność ich wpływu na środowisko. Większą część badań dokonano metodą wnioskowania indukcyjnego na określonym zbiorze obiektów. Wybrano losowo reprezentatywną dla każdej zlewni cząstkowej i grupy obszarowej (ok. 14%) liczbę gospodarstw w zlewni Jeziora Sławskiego.

Razem poddano badaniom ankietowym 96 gospodarstw, użytkujących 1530 ha w obrębie zlewni Jeziora Sławskiego, co stanowi ok. 17% powierzchni UR i ok. 13,6% wszystkich gospodarstw w zlewni. Ankieta dotyczyła niezbędnych informacji analizy ekonomicznej i obejmowała okres 1990-2003. Wykonano obliczenia, które udokumentowano i uporządkowano według przyjętych kryteriów. Uśrednienie badanych parametrów umożliwiło porównanie wydzielonych grup gospodarstw z uwzględnieniem ich położenia i zasobów czynników produkcji oraz oddziaływania na środowisko.

Użytkowanie terenu i poziom rolnictwa

Sposób zagospodarowania terenu stanowił jedno z kryteriów założeń metodycznych. Kryterium to jest istotne, ponieważ konsekwencją zarówno uprzedemślowienia, jak i rolniczego użytkowania terenu są antropogeniczne przekształcenia środowiska naturalnego.



Objaśnienia: - granice gminy, - - - granice zlewni; 1a – zlewnia bezpośrednia, 1b – zlewnia Czernicy, 1c – zlewnia Radzyńskiej Strugi, 1d – zlewnia Cienicy, 1e – zlewnia Dębogóry, 1f – zlewnia Jeziornej, 1g – zlewnia Myszkowskiego Rowu.

Rys. 1. Podział fizycznogeograficzny i administracyjny zlewni jeziora Sławskiego na tle gminy

Gmina ma charakter rolniczy, samo zaś miasto Sława - letniskowo-turystyczny z rozwijającym się przemysłem przetwórstwa mięsnego. Środowisko przyrodnicze gminy charakteryzuje się dużą bioróżnorodnością. Tereny rolnicze w zlewni Jeziora Sławskiego zajmują 39,7% powierzchni, a leśne 49,3%. Na inne formy użytkowania składają się: tereny zurbanizowane (1,2%), jeziora (4,9%) oraz pozostałe (4,9%). W wartościach bezwzględnych na użytki rolne przypada ok. 8181 ha, lasy ok. 10170 ha oraz na pozostałe sposoby użytkowania 2259 ha, w tym powierzchnia wód obejmuje 1003 ha (tab. 1).

Tab. 1. Struktura użytkowania gruntów w zlewni Jeziora Sławskiego na tle gminy Sława

Lp.	Rodzaj użytkowania	Powierzchnia				
		Gmina Sława		Zlewnia Jeziora Sławskiego		
		ha	%	ha	% w	% w zlew-
1.	Powierzchnia ogólna	32678	100	20600	63,0	100
2.	Użytki rolne	13487	41,3	8181	68,7	39,7
	- grunty orne	10987	33,6	5806	52,8	28,2
	- użytki zielone	2500	7,7	1374	54,9	6,7
3.	Lasy	15927	48,7	10170	63,8	49,3
4.	Tereny zurbanizowane	432	1,3	255	61,3	1,3
5.	Wody	1031	3,2	1003	97,3	4,9
6.	Inne	1801	5,5	991	55,0	4,8
7.	Obszar chronionego	11100	34	11100	100	53,9
Liczba miejscowości		36	100	24	66,7	
Liczba ludności		11800	100	9333	79,1	
Liczba gospodarstw		843	100	675	80,0	
Liczba osób na 1 km ²		36		51		

Zagospodarowanie zlewni cząstkowych Jeziora Sławskiego ilustruje tabela 2.

Tab. 2. Zagospodarowanie zlewni cząstkowych Jeziora Sławskiego

Nazwa zlewni	Nr	Powierzchnia Tereny								Jeziora		inne	
		Wg IRS [km ²]	pom. własny [km ²]	Leśna		Zabudo- wana		Rolnicza		[km ²]	%	[km ²]	%
				[km ²]	%	[km ²]	%	[km ²]	%				
Zlewnia bezpośrednia	1a	41,10	36,17	15,65	43,3	0,77	2,1	9,00	24,9	8,17	22,6	2,58	7,1
Czernica	1b	60,50	60,53	22,72	21,0	0,33	0,5	36,20	76,3	-	-	1,28	2,1
Radzyńska Struga	1c	16,50	16,47	4,37	26,5	0,30	1,8	10,35	62,8	0,10	0,60	1,35	8,2
Cienica	1d	65,00	65,51	47,02	71,8	0,37	0,6	14,31	21,8	1,66	2,50	2,15	3,3
Dębogóra	1e	20,50	19,51	7,89	40,4	0,53	2,7	9,92	50,8	-	-	1,17	6,0
Jeziorna	1f	4,20	4,31	1,98	25,1	0,15	3,5	0,88	20,4	0,10	2,3	1,20	27,8
Myszkowski Rów	1g	-	3,50	2,07	59,1	0,10	2,9	1,15	32,9	-	-	0,18	5,1
Razem		207,80	206,0	101,7	49,3	2,55	1,90	81,81	39,9	10,03	4,9	9,91	4,8

Najwięcej użytków rolnych występuje w zlewni Czernicy (3620 ha), co stanowi 76,3% jej powierzchni, a najmniej użytków rolnych występuje w zlewni Jeziornej – ok. 20,4% jej powierzchni. Najwięcej lasów występuje w zlewni Cienicy – 71,8%, zaś najmniej – w zlewni Czernicy (21% powierzchni). Najbardziej zurbanizowana jest zlewnia bezpośrednia Jeziora Sławskiego. Sieć

osadnicza zajmuje ok. 1,9% powierzchni. Natomiast najmniej zurbanizowana jest zlewnia Jeziornej. Około 49,3% obszaru zlewni Jeziora Sławskiego stanowią lasy, zajmujące obszary o najniższej żyzności i urozmaiconej rzeźbie terenu (wzgórza i stoki narażone na erozję). Siedliska borowe, głównie na glebach biellicowych zajmują ok. 89% powierzchni leśnej.

Najbardziej obciążoną pod względem liczby mieszkańców jest zlewnia bezpośrednia Jeziora Sławskiego – 117 osób/km². Najmniej osób przypada w zlewni Myszkowskiego rowu (19). Średnio w zlewni na 1 km² przypada 51 osób.

Strukturę użytków rolnych w zlewni Jeziora Sławskiego ilustruje tab. 3.

Tab. 3. Struktura użytków rolnych w zlewni Jeziora Sławskiego

Zlewnie częstkowe	Średnia powierzchnia	UR	w tym			
			GO		UZ	
	ha		ha	%	ha	%
Czernica	23,3	3620	3127,7	86,4	492,3	13,6
Radzyńska Struga	18,5	1035	850,8	82,2	184,2	17,8
Cienica	8,5	1431	1129,1	78,9	301,9	21,1
Dębogóra	11,2	992	787,6	79,4	204,4	20,6
Jeziorna	8,5	88	74,9	84,2	13,9	15,8
Myszkowski Rów	-	115	85,9	74,7	29,1	25,3
Zlewnia bezpośrednia	7,3	900	724,5	80,5	175,5	19,5
Razem	13,2	8181	6806,0	83,2	1374,5	19,1

Objaśnienia: GO – grunty orne, UZ – użytki zielone (łąki i pastwiska)

Najwięcej użytków rolnych występuje w zlewni Czernicy. Natomiast najmniej w zlewni bezpośredniej. Najwięcej UZ występuje w zlewni Cienicy i Dębogóry, a najmniej w zlewni bezpośredniej Jeziora Sławskiego. W zlewniach Jeziornej i Cienicy występują największe powierzchnie leśne.

Badane gospodarstwa w zlewni Jeziora Sławskiego różnią się wieloma cechami, tj.: zasobem ziemi uprawnej, strukturą użytków rolnych, jakością użytków rolnych, preferowanymi działami produkcji, strukturą zasiewu i uzyskiwanymi plonami, intensywnością nawożenia, obsadą zwierząt i produkcją nawozów organicznych, produkcją towarową oraz wykształceniem rolników, ich wiekiem i tradycją upraw rolnych.

Wśród roślin uprawnych w badanych gospodarstwach dominują zboża. Wysoki udział zbóż (77,9%) w strukturze zasiewów wynika z potencjału posiadanych gleb i sposobu ich zagospodarowania. Uzyskiwane plony są mało zróżnicowane między grupami obszarowymi, jest to rząd ok. 1 dt.

Najwyższy poziom nawożenia wykazują gospodarstwa z grupy obszarowej > 50 ha, chociaż jest on niższy od średniej krajowej o ok. 6,4%.

Najmniej stosuje się nawozów w gospodarstwach grupy obszarowej 1-15 ha. Średnio, w tych gospodarstwach, na 1 ha zużywa się ok. 73,9 kg NPK na gruntach ornym. Poziom nawożenia mineralnego jest na ogół niski i jest zbliżony do średniej krajowej. Stosunek N:P:K w dawce nawozów mineralnych kształtował się według proporcji 1:0,8:1,1. Oznacza to, że w ogólnym zużyciu czystego składnika azot stanowił 24,5 kg/ha, fosfor – 20kg/ha, a potas – 29,4 kg/ha.

Po wyraźnym spadku liczby zwierząt w 1996 r., zaznacza się w przeliczeniu na 100 ha UR powolny wzrost, jednak nadal jest on mniejszy w stosunku do 1990 roku o ok. 2,0%. We wszystkich gospodarstwach pogłowie krów jest wyższe od średniej krajowej o ok. 77%. Pogłowie zwierząt gospodarskich w przeliczeniowych sztukach dużych na 100 ha UR jest również większe od średniej krajowej średnio o ok. 90%. Stąd też produkcja nawozów organicznych na 100 ha jest większa o podobny procent. Najwięcej zwierząt utrzymują gospodarstwa z grupy obszarowej > 50 ha.

Obsadę zwierząt w zlewniach cząstkowych ilustruje tabela 4.

Tab. 4. Obsada zwierząt w zlewniach cząstkowych na 100 ha UR

Zlewnie cząstkowe	Bydło		Trzoda [DJP]	SO/100 ha UR		
	DJP	w tym krowy		Bydło	Trzoda	Razem
Zlewnia bezpośrednia	127,8	87,3	283,0	12	28	40
Czernica	553,0	378,0	644,2	13	16	29
Radzyńska Struga	177,0	122,0	311,6	15	26	41
Cienica	522,0	317,0	462,8	32	28	60
Dębogóra	264,0	169,0	300,0	23	27	50
Jeziorna	13,0	9,0	27,6	13	28	41
Myszkowski Rów	-	-	-	-	-	-
Razem	1657,0	1082,0	2029,2	18	26	44

Na podstawie norm i zaleceń obliczono produkcję obornika, gnojowicy i gnojówki. Założono, że 1 DJP = 0,88 SO, produkuje 10 ton obornika w roku w systemie chowu ściółowego, przy czym powstaje ok. 15 kg gnojówki na dobę i ok. 2 kg wody gnojowej. Wyniki produkcji nawozów organicznych w zlewniach cząstkowych ilustruje tab. 5.

Tab. 5. Produkcja nawozów organicznych w zlewniach cząstkowych (t/100 ha UR)

Zlewnie cząstkowe	Obornik	Gnojówka	Woda gnojowa	kg N/ha UR	kg P/100 ha UR
Zlewnia bezpośrednia	400	219	29,2	35,5	10,2
Czernica	290	157,8	21,2	24,9	6,6
Radzyńska Struga	410	224,5	29,9	35,7	9,9
Cienica	600	328,5	43,8	49,5	12,6
Dębogóra	500	273,8	36,5	42,2	11,2
Jeziorna	410	224,5	29,9	36,2	10,3
Myszkowski Rów	-	-	-	-	-
Średnio	435	238	191	32	10,1

Bilans biogenów na powierzchni pola w 2003 r.

Udział biogenów wnoszonych z nawozami mineralnymi na powierzchnię 1 ha UR w zlewniach cząstkowych ilustruje tabela 6.

Tab. 6. Azot i fosfor wnoszone w nawozach mineralnych w zlewniach cząstkowych na 1 ha GO i UZ w kg

Zlewnie cząstkowe	Zboża		Ziemniaki		Buraki cukrowe		Rzepak		Średnio		UZ	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Zlewnia bezpośrednia	18,5	21,2	28,6	26,1	32,6	29,1	22,6	26,1	25,6	25,6	30,5	19,1
Czernica	17,3	21,0	27,7	27,0	33,7	28,0	23,7	27,0	28,1	25,8	28,7	18,0
Radzyńska Struga	19,5	16,6	28,8	27,8	34,8	27,8	24,8	27,8	27,0	25,0	30,3	19,8
Cienica	25,9	23,1	29,7	24,9	39,7	29,9	29,7	24,9	31,3	27,3	28,2	19,9
Dębogóra	23,4	21,9	29,2	25,0	35,2	29,0	28,2	25,0	29,0	25,2	29,2	18,0
Jeziorna	21,8	20,6	27,7	27,6	38,7	29,6	29,7	17,6	29,5	23,9	30,1	19,6
Myszkowski Rów	użytek ekologiczny										25,4	14,6
Średnio	21,1	20,7	28,6	26,4	35,8	28,9	26,5	24,7	28,4	25,5	28,9	18,4

Udział biogenów wynoszonych w podstawowych surowcach i produktach rolniczych w zlewniach cząstkowych charakteryzuje tabela 7.

Tab. 7. Udział azotu i fosforu wynoszony w podstawowych surowcach i produktach rolniczych w zlewniach cząstkowych z 1 ha GO i UZ w kg

Zlewnie cząstkowe		Zboża		Ziemniaki		Buraki cukrowe		Rzepak		Średnio [kg/ha]	UZ Siano
		Ziarno	Słoma	Bulwy	Nać	Korzenie	Liście	Ziarno	Słoma		
Zlewnia bezpośrednia	N	53,6	20,9	64,8	13,2	66,2	22,1	-	-	60,2	5,0
	P	11,3	3,0	44,4	1,8	75,6	3,2	-	-	34,8	-
Czernica	N	56,5	22,0	68,3	13,7	59,9	20,0	68,9	24,6	83,5	6,0
	P	11,9	3,1	46,8	2,0	68,4	2,9	13,2	3,5	38,0	-
Radzyńska Struga	N	54,7	21,3	70,0	28,6	64,1	21,4	62,6	22,4	86,3	5,6
	P	11,6	3,0	48,0	2,0	73,2	3,1	12,0	3,2	39,0	-
Cienica	N	58,7	22,8	73,5	14,7	66,2	22,1	72,0	25,8	89,0	5,0
	P	12,4	3,3	50,4	2,1	75,6	3,2	13,8	3,7	41,1	-
Dębogóra	N	60,5	23,5	71,8	14,4	65,5	21,8	56,3	20,2	83,5	6,0
	P	12,8	3,4	49,2	2,1	74,9	3,1	10,8	2,9	39,8	-
Jeziorna	N	54,7	21,3	73,5	14,7	-	-	65,7	23,5	63,4	4,4
	P	11,6	3,0	50,4	2,1	-	-	12,6	3,4	27,7	-
Myszkowski Rów	N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0
	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Średnio	N	56,5	22,0	70,3	16,6	64,4	21,5	65,1	23,3	84,9	5,3
	P	11,9	3,1	39,8	2,0	73,5	3,1	12,5	3,4	37,3	-

Legenda: Udział azotu w produktach i surowcach rolniczych:

- ziarno zbóż 1,8; - słoma 0,7; - nasiona rzepaku 3,13; - buraki cukrowe 0,21; - ziemniaki 0,35; siano z traw 2 kg; N/100 kg produktu. Udział fosforu: trawy 0,35; buraki i ziemniaki 0,24; nasiona zbóż 0,38; nasiona rzepaku 0,60; słoma 0,10 kg w 100 kg produktu.

Nadmiar lub niedobór biogenów wyrażono dwoma sposobami:

- jako różnicę między ilością składnika wniesionego i wyniesionego z pola wyrażoną w kg/ha/rok (tab. 8),
- jako wydajność procesu produkcyjnego wyrażoną w procentach ilości składnika wnoszonego i wynoszonego (tab. 9).

Tab. 8. Dopyływ ładunków azotu i fosforu z różnych źródeł, wnoszonych na powierzchnię zlewni Jeziora Ślawnickiego i wynoszonych [kg/ha/rok]

Zlewnia	Biogeny	Ładunki wnoszone					Ładunki		Różnica	Wykorzystane [%]
		Nawozy		Opad	Wiązanie biol.	Suma kg/ha	Produkcja roślinna			
		min.	org.							
Zlewnia bezpośrednia	N	25,4	35,5	15,9	10,0	86,7	60,2	26,5	69,4	
	P	25,5	6,6	1,4	0,0	33,5	34,8	-1,3	103,8	
Czernica	N	25,6	24,	15,9	10,0	76,4	83,5	-7,1	109,3	
	P	25,8	9,9	1,4	0,0	37,1	38,0	-0,9	102,4	
Radzyńska Struga	N	27,0	35,7	15,9	10,0	88,6	86,3	2,3	97,4	
	P	25,0	12,6	1,4	0,0	39,0	39,0	0,0	100,0	
Cienica	N	31,3	49,	15,9	10,0	106,	89,0	17,7	83,4	
	P	25,7	11,	1,4	0,0	38,3	41,1	-2,8	107,3	
Dębogóra	N	29,0	42,	15,9	10,0	97,1	83,5	13,6	86,0	
	P	25,2	13,	1,4	0,0	39,9	39,8	0,1	99,7	
Jeziorna	N	26,4	36,	15,9	10,0	88,5	63,4	25,1	71,6	
	P	21,9	10,	1,4	0,0	33,6	27,7	5,9	82,4	
Średnio w zlewni	N	27,5	37,	15,9	10,0	83,5	84,9	-1,4	101,8	
	P	24,9	21,3	1,4	-	36,9	37,3	-0,4	101,1	

Legenda: Opad pomierzono i zanalizowano pod względem fizyczno-chemicznym w latach 1999-2003 [Małecki 2005]

Tab. 9. Dopyływ ładunków azotu i fosforu z różnych źródeł, wnoszonych na powierzchnię zlewni Jeziora Ślawnickiego i wynoszonych [%/ha/rok]

Zlewnia	Biogeny	Ładunki wnoszone					Ładunki wynoszone		Różnica
		Nawozy		Opad	Wiązanie biol.	Suma	Produkcja roślinna		
		min.	org.						
Zlewnia bezpośrednia	N	29,3	40,9	18,3	11,5	100	69,4	30,6	
	P	77,1	19,7	4,1	-	100	103,8	-3,8	
Czernica	N	33,5	32,6	20,8	13,1	100	109,3	-9,3	
	P	69,5	26,7	3,8	-	100	102,4	-2,4	
Radzyńska Struga	N	30,5	40,3	17,9	11,3	100	97,4	2,6	
	P	64,1	32,3	3,6	-	100	100	0,0	
Cienica	N	29,3	46,4	14,9	9,4	100	83,4	16,6	
	P	67,1	29,2	3,7	-	100	107,3	-7,3	
Dębogóra	N	29,9	43,5	16,4	10,3	100	86,0	14,0	
	P	63,2	33,3	3,5	-	100	99,7	0,3	
Jeziorna	N	29,8	40,9	18,0	11,3	100	71,6	28,4	
	P	65,2	30,7	4,2	-	100	82,4	17,6	
Średnio w zlewni	N	30,4	40,8	17,7	11,1	100	86,2	13,8	
	P	56,1	40,1	3,8	-	100	99,3	1,3	

Podsumowanie

W wykonanym, skróconym bilansie biogenów uwzględniono ładunki zasila-
jące zlewnie cząstkowe. Są to ładunki pochodzenia rolniczego, obejmujące
stosowane nawozy naturalne i mineralne na użytkach rolnych, hodowlę zwie-
rząt oraz zanieczyszczenia wynikające z potrzeb bytowych ludności, a także –
z opadów atmosferycznych.

Bilans składników, liczony metodą na powierzchni pola wykazał, że jest
prawie zrównoważony w całej zlewni Jeziora Sławskiego, choć wynoszonych
składników jest więcej jak wnoszonych – saldo jest ujemne. Ta nierównowaga
jest jednak niewielka. W przypadku azotu wynosi $-1,4$ kg N/ha i waha się od
 $+25,5$ kg N/ha do $-7,1$ kg N/ha, a w przypadku fosforu bilans jest również
ujemny, bowiem wynosi średnio $-0,4$ kg P/ha i waha się od $5,9$ kg P/ha do $-2,8$
kg P/ha.

Niepokojący jest bilans azotu w zlewni bezpośredniej, gdzie nadmiar wpro-
wadzanego azotu wynosi $26,5$ kg N/ha. Na podobnym poziomie sytuacja ta
występuje w zlewniach Jeziornej ($25,1$ kg) oraz Cienicy i Dębogóry, choć nad-
miar ten jest mniejszy i wynosi $17,7$ N/ha i $13,6$ kg N/ha.

Największe zagrożenie badanych gospodarstw w ogólnym zanieczyszczeniu
środowiska stanowią składniki nawozów mineralnych i naturalnych, które mi-
grują do wód podziemnych i powierzchniowych. W mniejszym stopniu przy-
czyniają się do tego gospodarstwa w grupie obszarowej 1-15 ha, ponieważ
w stosunku do pozostałych grup zużywają najmniej nawozów mineralnych,
które ogólnie stanowią ok. 30% wnoszonego azotu i ok. 56% fosforu. Gospo-
darstwa te, z racji mniejszego pogłowia zwierząt, produkują również mniej
nawozów organicznych, które wnoszą ok. 40% azotu i fosforu. Pod względem
wymienionych czynników najsilniej oddziałują na środowisko gospodarstwa
największe. Na dopływ biogenów najmniejszy wpływ miał opad atmosferyczny
(ok. 3,8% wnoszonych biogenów).

Wnioski

1. Duża zmienność wyników uzyskiwanych w obliczeniach bilansowych wy-
konywanych przez różnych autorów i w zróżnicowanym podejściu meto-
dycznym, uwidacznia potrzebę wprowadzenia ujednoliconego systemu spo-
rządzania bilansów nawozowych na różnych poziomach, stosownie do po-
trzeb.
2. Konieczne jest określenie i wprowadzenie jednolitych wskaźników do obli-
czeń bilansowych.

Literatura

1. MAŁECKI A.: *Wpływ opadów atmosferycznych na poziom stężenia wybranych związków biogennych w wodach Jeziora Ślawnickiego*. Natura, Zeszyt 11:59-68. Wyd. PTPNoZ Zielona Góra 2005
2. OECD: *Towards sustainable development*. Environmental indicators. Paris 1998
3. PAWLIK-DOBROWOLSKI J.: *Zmiany składu chemicznego wód powierzchniowych pod wpływem zanieczyszczeń obszarowych w Karpatach Zachodnich*. IMUZ, Falenty 1983
4. PAWLIK-DOBROWOLSKI J.: *Źródła substancji chemicznych w zlewni, ich klasyfikacja i metody obliczania*. [W:] Zanieczyszczenia obszarowe w zlewniach rolniczych. Mat. Sem. IMUZ, Falenty 1990
5. PIETRZAK S.: *Metoda uproszczonego bilansowania azotu w gospodarstwie rolnym*. Wydawnictwo MUZ Falenty 1994
6. PIETRZAK S., SAPEK A.: *Ocena zagrożeń dla środowiska pochodzących ze źródeł rolniczych, na podstawie bilansu azotu w gospodarstwie rolnym*. W: Technika i technologia w ochronie środowiska. Wydawnictwo Ekoinżynieria, Lublin-Nałęczów 1996
7. PIETRZAK S.: *Optymalizacja wykorzystania azotu i fosforu w gospodarstwach prowadzących chów bydła na Podlasiu*. [W:] Woda-Środowisko- Obszary wiejskie. Rozprawy naukowe i monografie, nr 13:129, 2005
8. SAPEK A.: *Wpływ rolnictwa na jakość wody*. W: Mater. Sem. Zanieczyszczenia rolnicze a przyszłość ekonomiczna gospodarstw. IBMER, 10-14. Warszawa 1996
9. SMOROŃ S.: *Obieg fosforu w rolnictwie i zagrożenie jakości wody*. Zesz. Eduk., IMUZ, 87-104, Kraków 1996

**THE AGRICULTURAL BALANCE OF NITROGEN
AND PHOSPHORUS IN THE LAKE SLAWSKIE
PARTIAL DRAINAGE BASINS**

Key words: vegetable produce, animal produce, manufacturing and transport of nutrients and utilization of these

S u m m a r y

The field surface balance aims to evaluate the degree of the soils' aggravation with fertilizing agents. Balancing these on the field surface and defining their excess as diffused into the environment, a level of nitrogen and phosphorus export from agricultural activity has been determined within seven partial drainage basins of Lake Slawskie. The result represents the yardstick of either aggravation or depravation of agrieco-systems with respect to nitrogen and phosphorus.

ADAM MAŁECKI *

JAKOŚĆ WÓD PODZIEMNYCH ZLEWNI BEZPOŚREDNIEJ JEZIORA SŁAWSKIEGO

Słowa kluczowe: poziom wód gruntowych, jakość wód gruntowych

Streszczenie

W okresie 1999-2003 badano poziom i jakość wód podziemnych w zlewni bezpośredniej Jeziora Sławskiego. Trendy zmian jakości wód podziemnych, ich poziomu oraz poziomu wód Jeziora Sławskiego przedstawiono i zanalizowano na w tabelach.

Wprowadzenie

Zasoby wodne są w znacznym stopniu narażone na niekorzystne zmiany ilościowe i jakościowe. W celach praktycznych używa się określenia zubożenie zasobów wód i degradacja jakości wód, choć zwykle oba rodzaje niekorzystnych zmian są ściśle ze sobą powiązane i należy je rozpatrywać łącznie. Zubożenie zasobów polega na zaburzeniu równowagi obiegu wody, które powoduje zmniejszenie zasobów dyspozycyjnych na danym obszarze. W głównej mierze zachodzi ono przez uszczuplenie odpływu stałego, regulowanego retencją grun-
tową.

Degradacja jakości wód polega najczęściej na ich zanieczyszczeniu mechanicznym, chemicznym lub biologiczno-organicznym. Mówi się także o skażeniu wód, gdy substancje zanieczyszczające nie występowały w warunkach naturalnych lub o zatruciu wód, gdy niekorzystne zmiany wpływają radykalnie na biologiczne właściwości wody. W wodach podziemnych obniżenie jakości następuje wskutek wprowadzania do nich substancji szkodliwych lub działań geotechnicznych celowych, aczkolwiek nieukierunkowanych na zanieczyszczenie wód lub działań niezamierzonych. W związku z postępującym zanieczyszczeniem wód podziemnych zachodzi konieczność monitorowania tego zjawiska. Istotną, a równocześnie trudną do określenia przyczyną pogarszania się czystości tych wód jest wymywanie i spływ powierzchniowy składników zanie-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ekologii Stosowanej

czyszczających, w tym i agrochemikaliów. Wymywanie biogenów z gleb zachodzi głównie dwiema drogami:

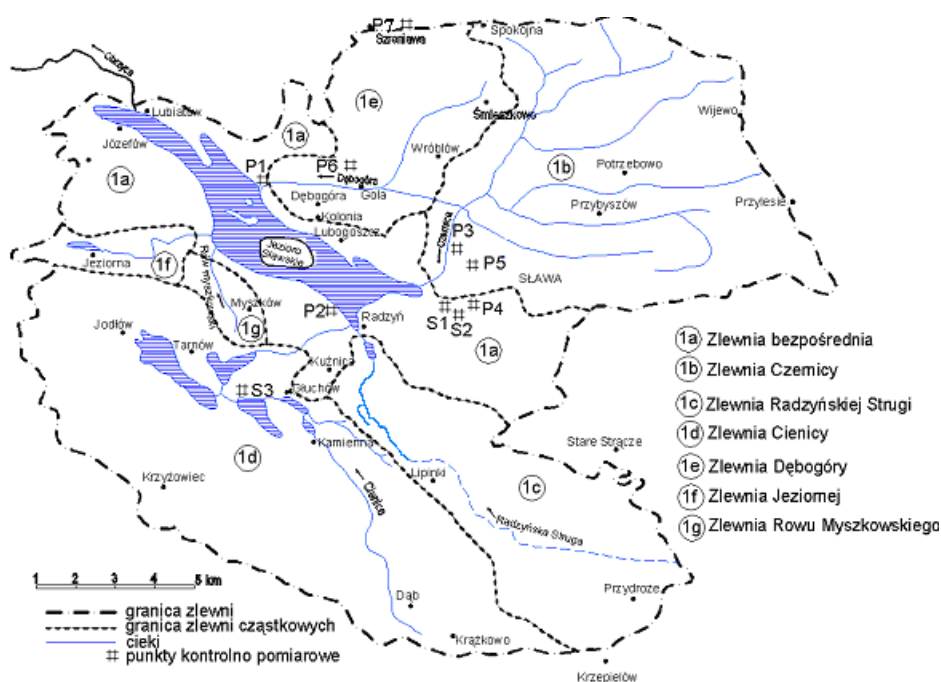
- rozpuszczanie i spływ z wodami powierzchniowymi oraz przesiąkanie do wód podziemnych,
- spływ z warstwy powierzchniowej, zwłaszcza przy dużych nachyleniach terenu i ulewnych deszczach.

Do niedawna panował pogląd, że chemizm wód podziemnych na użytkach rolniczych zdeterminowany jest produkcją rolną. Również opady atmosferyczne mają decydujący wpływ na przebieg procesu wymywania z gleb związków biogennych.

Obszar badań i metodyka

W okresie badań 1999-2003 r., próby wody pobierano w cyklu miesięcznym z 6 piezometrów i jednej studni rozmieszczonych w zlewni bezpośredniej Jeziora Sławskiego. Rozmieszczenie punktów kontrolno-pomiarowych ilustruje rys. 1. W próbach badano stężenie: fosforu ogólnego, fosforanów, azotu ogólnego azotu amonowego, azotu azotanowego, azotu azotynowego, pH, utlenialności i BZT₅. Łącznie wykonano 3600 analiz chemicznych w Laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, oznaczając badane parametry wg metodyki Hermanowicza i in. [1999].

Przyjmując, że dynamika pierwszego poziomu wód podziemnych jest w głównej mierze uzależniona od nasilenia opadów atmosferycznych, analizę skrajnych wahań oparto na materiałach własnych. Analiza ta umożliwia podanie skrajnych wartości zalegania zwierciadła wód podziemnych pierwszego poziomu. Do tej charakterystyki posłużyły piezometry i studnie rozmieszczone na granicach 6 zlewni cząstkowych, które podzielono według lokalizacji na różnych jednostkach morfologicznych. Podział ten przedstawia rys. 1, pokazując równocześnie rozmieszczenie punktów pomiarowych.



Rys. 1. Rozmieszczenie punktów kontrolno-pomiarowych wód podziemnych

Wyniki badań

Analizując wahania pierwszego poziomu wód podziemnych autor zdaje sobie sprawę, że materiał dokumentacyjny dla wyciągnięcia pełnych wniosków jest niewystarczający. Brak danych geologicznych, szczególnie charakterystyki litologicznej obserwowanych warstw wodonośnych i ich wartości filtracyjnych utrudnia to zadanie, mimo to przeprowadzona analiza daje pewne rozeznanie omawianego zagadnienia.

Poniższe zestawienie (tab.1) obejmuje charakterystykę skrajnych wartości dynamiki pierwszego poziomu wód podziemnych w obrębie poszczególnych jednostek morfologicznych.

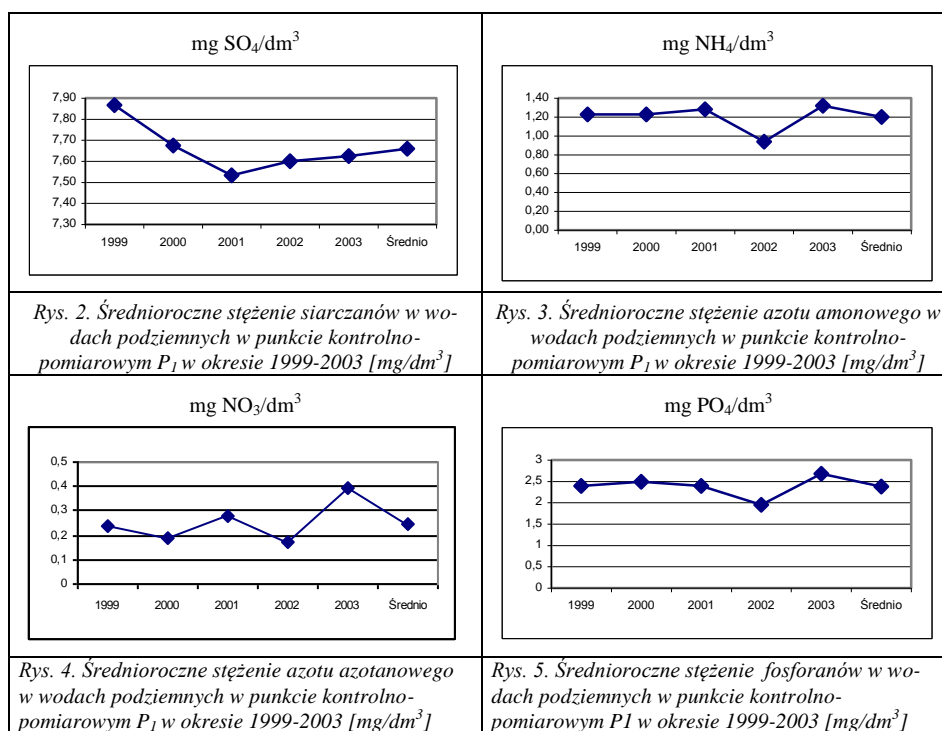
Tab. 1. Zestawienie średnich i skrajnych wartości kształtowania się dynamiki pierwszego poziomu wód podziemnych w latach 1999-2003 w zlewni bezpośredniej Jeziora Ślawnickiego

Pkp*	Zwierciadło wody [m]			Średnie amplitudy	Średnia roku		H [m]	m n.p.m.
	Średnie	Min.	Max.		suchego (2003)	mokrego (2002)		
P ₃	0,98	0,44	1,4	1,06	1,15	0,65	7,31	66,00
S ₃	1,39	0,95	1,78	0,73	1,47	1,03	2,42	60,20
P ₆	5,05	4,46	6,47	2,01	5,96	4,65	13,00	64,10
P ₁	11,08	10,3	11,6	1,30	11,30	10,87	12,57	62,00
P ₂	16,70	16,4	16,9	0,50	16,89	16,53	19,30	60,00
P ₄	4,17	3,93	4,37	0,44	4,24	4,06	16,27	67,00
P ₅	-	-	-	-	-	-	8,71	63,00

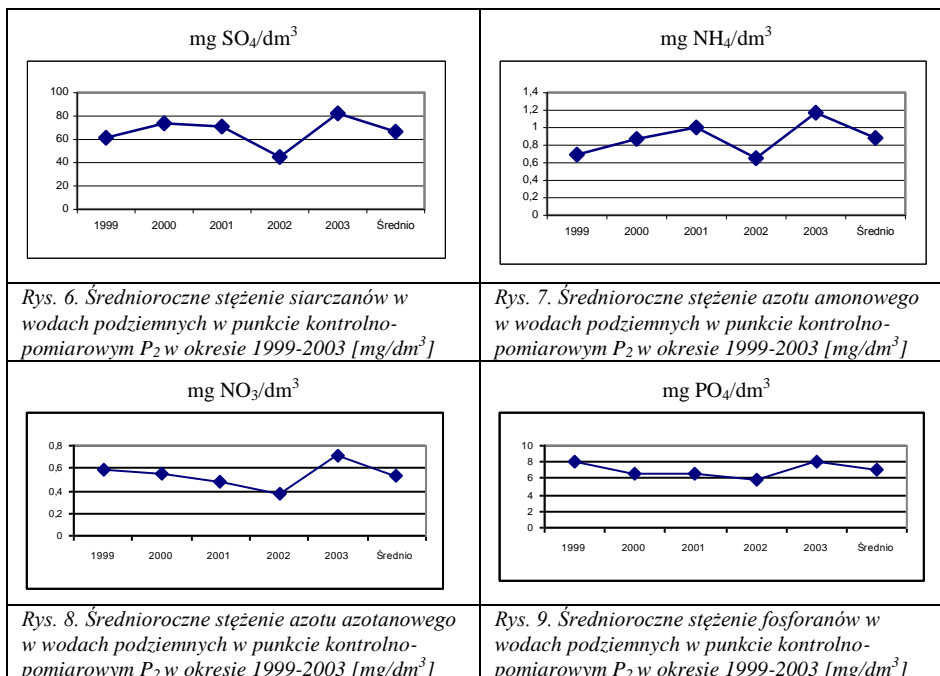
Pkp* - punkty kontrolno-pomiarowe

Z analizy danych wynika, że wszystkie wartości maksymalne przypadają na mokry rok hydrologiczny. Piezometr P₅ w okresie badań był suchy.

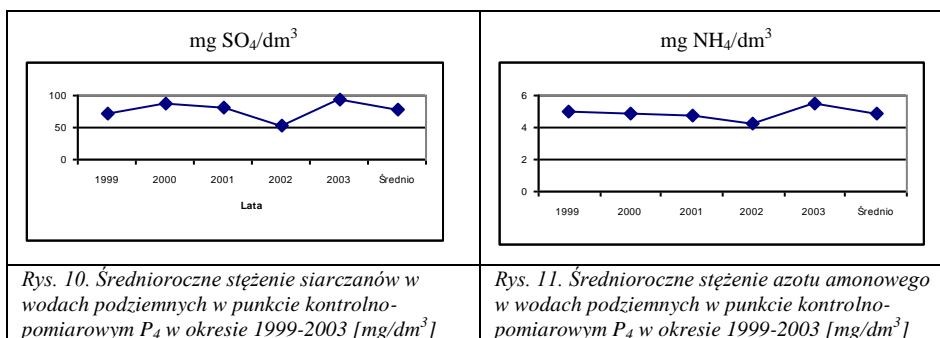
Wyniki badań jakości wód podziemnych wybranych parametrów w zlewni bezpośredniej jeziora Ślawnickiego zestawiono na rys. 2-5, pokazujących trendy zmian badanych parametrów. Rys. 2-5 dotyczą zmian wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowym P₁.

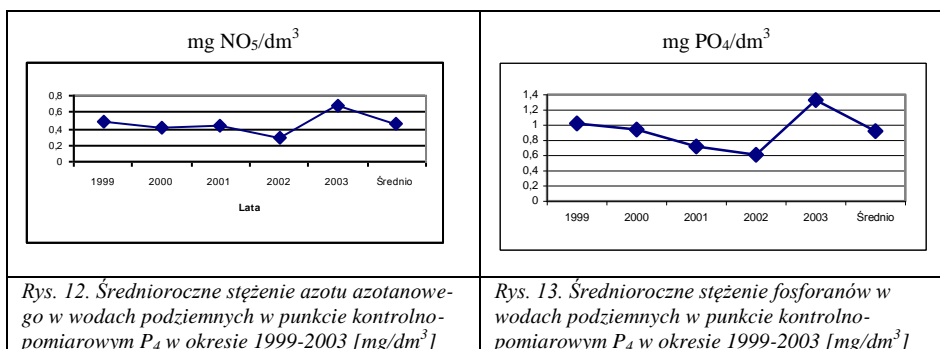


Dane na rys. 6-9 dotyczą zmian wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowym P₂.

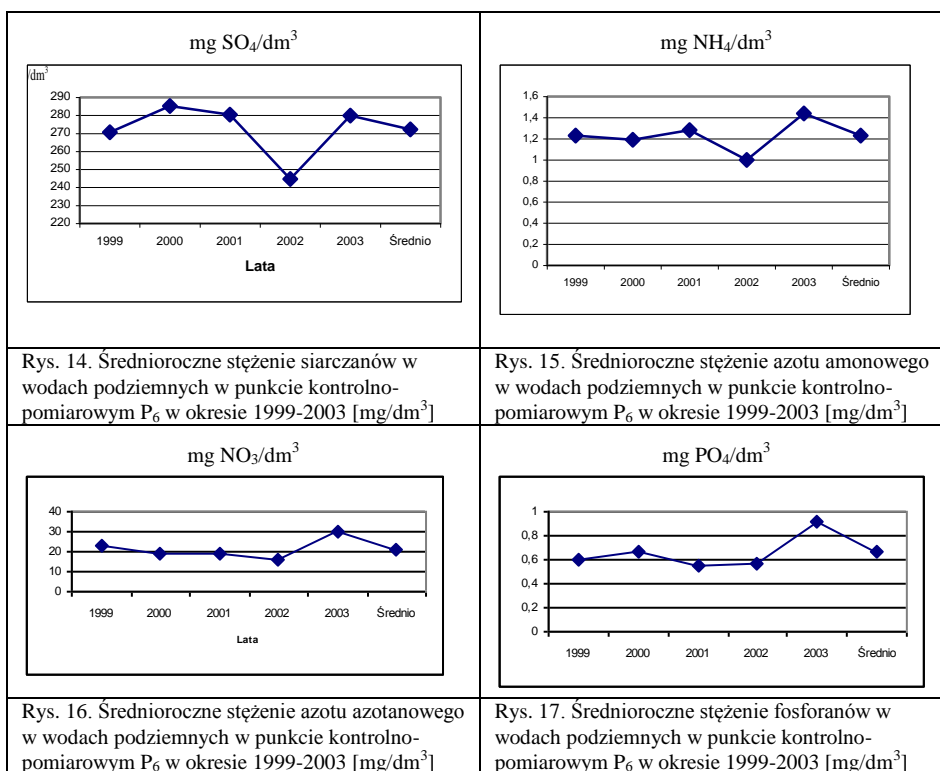


Dane na rys. 10-13 dotyczą zmian wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowym P₄.

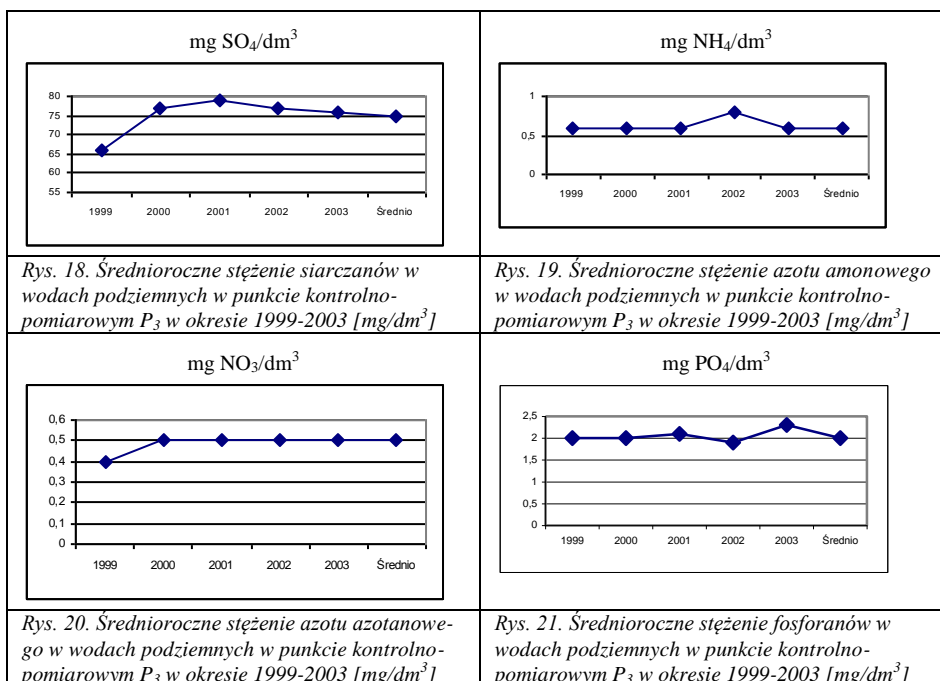




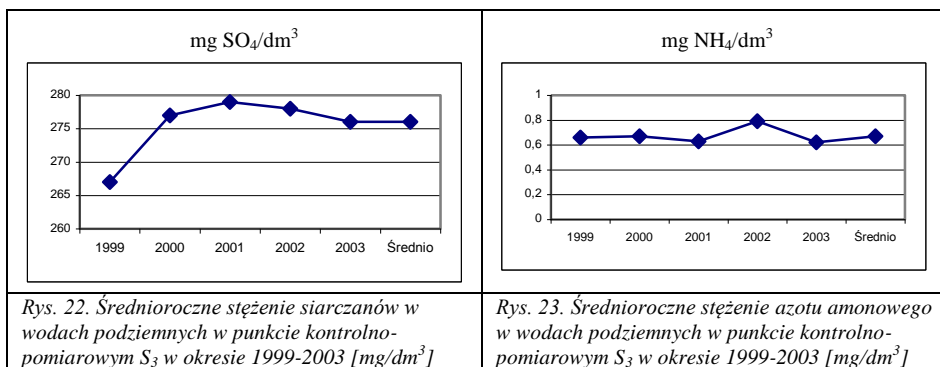
Na rys. 14-17 przedstawiono zmian wybranych parametrów fizykochemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowym P₆.

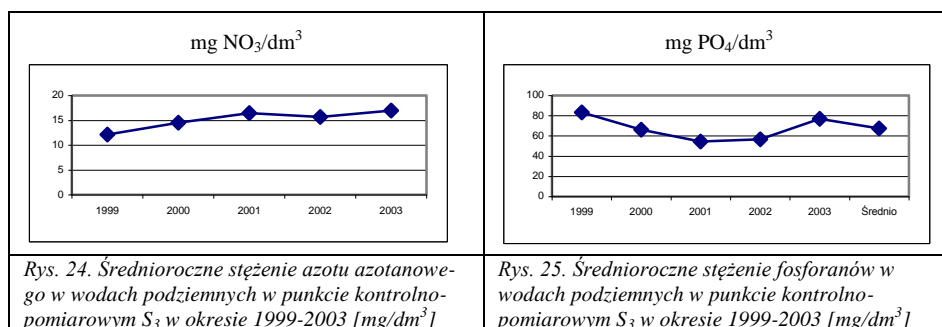


Na rys. 18-21 przedstawiono zmian wybranych parametrów fizykochemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowy P₃.



Zmian wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody pobranej w punkcie kontrolno-pomiarowym S₃ przedstawiają rys. 22-25.





Analiza wyników badań

Na podstawie wyników badań i ich interpretacji graficznej na rys. 2-25, można stwierdzić znaczną rozpiętość stężeń oznaczanych składników, której miarą jest stosunek maksymalnego i minimalnego stężenia w okresie badań. Największym zróżnicowaniem we wszystkich punktach kontrolno-pomiarowych charakteryzowały się stężenia fosforanów, które (według pięciostopniowej klasyfikacji wód podziemnych) klasyfikują je do wód złej jakości.

Stężenia azotanów w wodzie utrzymywały się na poziomie typowym dla rejonów rolniczych opisywanych przez innych autorów [Bartoszewicz 1979, 1984, 1994; Borowiec i in. 1978; Pondel i Tarelak 1981]. Podobnie przedstawiał się poziom stężeń fosforanów.

Badania Borowca i Zabłockiego [1990] wykazały, że najsilniejszy wpływ na stężenia badanych składników wywierały różnice w opadach, nieznacznie słabszy - rośliny uprawne, a stosunkowo słaby - różnice w nawożeniu. Zależność tę potwierdzają badania nawozowe Kurzbauera [1990] na glebach pseudobielicowych pylastych, który podaje wielkości nawożenia mineralnego, powyżej których następuje znaczny wzrost wypłukiwania składników nawozowych z gleby. W przypadku nawozów azotowych autor wielkość tę określa na ok. 150 kg/ha, a nawozów potasowych na ok. 130 kg/ha.

W badanej zlewni nawożenie nie przekracza 87 kg NPK/ha. Potwierdza to tezę, że nawożenie mineralne nie musi być bezpośrednim sprawcą postępującej eutrofizacji ekosystemów wodnych.

W tabeli 2 przedstawiono średnie wartości analizowanych w badaniach wskaźników zanieczyszczeń dla poszczególnych kwartałów, półrocza zimowego i letniego oraz dla okresu wegetacyjnego. Średnie wartości dotyczą okresu 1999÷2003.

Tab. 2. Średnie stężenia badanych zanieczyszczeń w wodach podziemnych dla poszczególnych kwartałów, półroczy i okresu wegetacyjnego w okresie 1999-2003 w zlewni bezpośredniej Jeziora Sławskiego [mg/dm^3]

Okres	pH	ChZT	utlenia- ność	Cl	SO ₄	P _{PO4}	N _{NO2}	N _{NH4}	N _{NO3}	BZT ₅
Kwartał I	7,50	30,20	7,82	34,93	57,87	1,85	0,008	0,28	0,19	1,78
Kwartał II	7,53	36,10	9,83	40,40	76,47	6,10	0,006	0,24	14,30	4,08
Kwartał III	7,65	37,30	10,53	41,33	83,6	1,91	0,108	0,30	9,43	4,20
Kwartał IV	7,74	37,00	11,68	44,73	83,93	9,20	0,089	0,23	19,78	1,78
Średnio	7,66	35,10	9,59	40,35	75,47	5,01	0,060	0,27	11,65	3,06
Okres XI-IV	7,53	33,60	8,82	39,83	70,90	5,53	0,049	0,26	9,99	1,79
Okres V-X	7,79	36,70	11,10	40,87	80,03	4,01	0,019	0,27	11,87	4,14
Okres IV-X	7,75	36,85	11,12	40,91	79,09	4,76	0,013	0,33	15,46	4,77

Wahania zwierciadła wód podziemnych reprezentują zmiany zachodzące w strefie saturacji warstw wodonośnych na skutek dwóch przeciwstawnych procesów, jakimi są efektywne zasilanie i odpływ podziemny. Charakteryzują one zasoby wód czasowo retencjonowanych w ośrodku nasyconym podziemnej strefy krążenia. W zależności od struktury hydrogeologicznej środowiska, w którym odbywa się pionowy i poziomy ruch wód, stany wód podziemnych charakteryzują położenia swobodnego lub naporowego zwierciadła wody. Wody podziemne występujące w utworach porowatych określa się terminem wód gruntowych. Zwierciadło wód gruntowych stanowi granicę między strefą saturacji (pełnego nasycenia gleby wodą), a strefą aeracji, w której obok pewnej ilości wody wolnej w postaci wód wsiąkowych i zawieszonych znajdują się także wody związane (kapilarne, błonkowe i higroskopijne). Wahania stanów wód gruntowych zależą nie tylko od pojemności retencyjnej warstwy wodonośnej, głębokości położenia zwierciadła wody i wykształcenia litologicznego strefy aeracji, ale także od źródeł zasilania infiltracyjnego. Na badanym obszarze dominuje zasilanie pochodzące z opadów atmosferycznych oraz topnienia śniegu i dlatego wahania wód gruntowych stanowią odbicie przebiegu warunków pogodowych.

Odmiennie przebiegają wahania stanów wód Jeziora Sławskiego. Z przedstawionych danych, odnoszących się do kilkuletniej zmienności stanów wody w Jeziorze Sławskim za okres 1999-2003 wynika, że ma ono dodatni trend zmian (0,44 cm/rok). Dowodzi to, że zmiany te nie są tylko funkcją wielkości atmosferycznego zasilania zlewni, choć te wykazują również tendencję wzrostową, ale mogą być uwarunkowane oddziaływaniem różnorodnych czynników lokalnych na obieg wody (hydrologicznych, antropogenicznych). Niemniej jednak istnieje zgodność pomiędzy równaniami regresji wyznaczonymi dla średnich rocznych stanów wody, średniej z wielolecia oraz wartości stanów

ekstremalnych. Dowodzić to może względnej stabilizacji warunków wymiany wody w jeziorze i stanowi dogodną miarę zróżnicowania warunków wymiany wody (tab. 3).

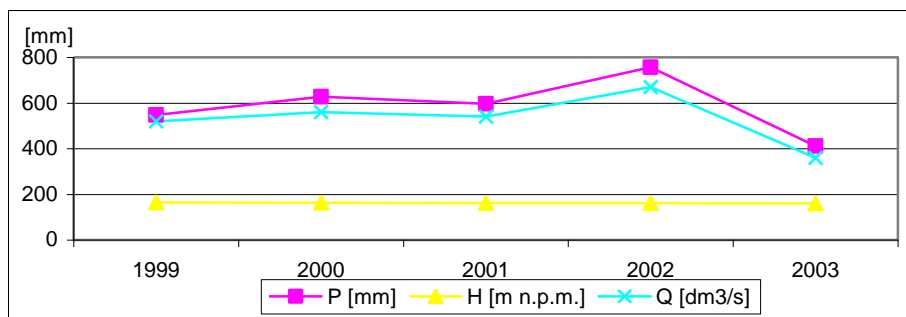
Tab. 3. Zmiany średnich rocznych przepływów (Q), na tle wahań stanów wody (H) Jeziora Sławskiego i opadu (P) w latach 1999-2003

Posterunek	Parametr	Okresy uśredniania					1999-2003
		1999	2000	2001	2002	2003	
Radzyń [IMGW]	P [mm]	548	627	596	756	411	588
Radzyń [IMGW]	H[m n.p.m.]	57,10	57,09	57,08	57,07	57,06	57,08
Lubiatów	Q [m^3/s^{-1}]	0,520	0,563	0,539	0,668	0,355	0,529

Legenda: zero wodowskazu wynosi 55,46 m. n.p.m.

W odpływie jeziora na Obrzycy, rejestrowanym w przekroju Lubiatów zauważalny jest bardzo nieregularny odpływ. Wskaźnik nierównomierności odpływu wynosi 1,84. Odpływowi towarzyszy równoczesne obniżanie się średniego zwierciadła wody w Jeziorze Sławskim. Notowany przyrost odpływu w 2002 roku wyniósł aż 28,5%. Wielkość ta nie może być pokrywana wyłącznie z zasobów wodnych samego jeziora, którego poziom obniżył się w tym okresie o 3 cm, lecz jest rezultatem regulowanej gospodarki wodnej prowadzonej w zlewni.

Graficzną charakterystykę omówionych wahań zwierciadła wody w Jeziorze Sławskim przedstawiono na rysunku 26, ilustrującego zmiany średnich rocznych stanów wody w analizowanym okresie.



Rys. 26. Zmiany średnich rocznych stanów wody Jeziora Sławskiego w okresie 1999-2003 na tle opadów i odpływu

Podsumowanie

Wahania poziomu zwierciadła wody w Jeziorze Sławskim wynikają prawdopodobnie z istnienia nierównowagi bilansowej pomiędzy przychodami i rozchodami wody. Wraz z wahaniami poziomu wody obserwowane są ekwiwalentne zmiany retencji jeziornej, które są wypadkową oddziałujących na jezioro strumieni dopływu i odpływu wody, a zróżnicowanie ilościowe i jakościowe jest odbiciem funkcji pełnionej przez jezioro w systemie odpływu.

Literatura

1. BARTOSZEWICZ A.: *Zasolenie wód glebowo-gruntowych Wielkopolski oraz jego związek z warunkami glebowymi oraz intensyfikacją nawożenia*. Roczn. AR, 91: 53-54. Poznań 1979
2. BARTOSZEWICZ A.: *Stężenie niektórych jonów w wodach gruntowych gleb uprawnych*. Roczn. AR .. 159:19-31. Poznań.1984
3. BARTOSZEWICZ A.: *Skład chemiczny wód powierzchniowych zlewni intensywnie użytkowanych rolniczo w warunkach glebowo-klimatycznych Równiny Kościańskiej*. Roczn. AR. Rozprawy Naukowe 250. Poznań 1994
4. BOROWIEC S., SKRZYCZYŃSKI T., KUCHARSKA T.: *Migracja składników z gleb Niziny Szczecińskiej*. Szczecińskie Towarzystwo Nauk. Wydz. Nauk Rolniczych. 47: 1-68. 1978
5. BOROWIEC S., ZABŁOCKI Z.: *Czynniki kształtujące zmiany chemizmu odcieków drenarskich z gruntów ornych w okolicach Szczecina w latach 1075-1984*. [W:] *Zanieczyszczenia obszarowe w zlewniach rolniczych*.:117-122. IMiUZ, Falenty 1998
6. HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOŻEŃSKA W.; KOZIOROWSKI B; ZERZE J.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Arkady, wyd. II. 1999
7. KURZBAUER A.: *Wymywanie składników nawozowych z gleb pylastych różnie użytkowanych i nawożonych na podstawie badań działów drenarskich*. [W:] *Zanieczyszczenia obszarowe w zlewniach rolniczych*.: 91-95. IMiUZ, Falenty 1990
8. PONDEL H., TERLAK H.: *Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wynoszonych do wód gruntowych*. Pam. Puław: 75, Prace IMGW 1981

THE QUALITY OF THE UNDERGROUND WATER OF THE LAKE SŁAWSKIE DIRECT DRAINAGE BASIN

Key words: level of ground water, quality of ground water

S u m m a r y

In the years 1999-2003, researches of the level and quality of the underground water of the Lake Sławskie direct drainage basin were done. Trends concerning changes of the underground water quality, its level and level of the Lake Sławskie water, have been presented and analysed in charts.

IWONA MARKUSZEWSKA *

**REGENERACJA KRAJOBRAZU PO EKSPLOATACJI
SUROWCÓW ILASTYCH CERAMIKI BUDOWLANEJ
W WIELKOPOLSCE**

Słowa kluczowe: krajobraz poeksploatacyjny, eksploatacja surowców ilastych ceramiki budowlanej, geo- i bioróżnorodność, rekultywacja, sukcesja, Wielkopolska

Streszczenie

Odkrywkowa eksploatacja surowców ilastych ceramiki budowlanej prowadzi do degradacji krajobrazu. Znaczącymi konsekwencjami eksploatacji są: zmiana rzeźby terenu, degradacja gleby i roślinności oraz zmiana użytkowania terenu. Z drugiej strony, eksploatacja przynosi również pozytywne zmiany w krajobrazie poeksploatacyjnym. Głównym celem pracy było określenie zmian zachodzących na obszarach pozyskiwania surowców ilastych ceramiki budowlanej, a szczególnie w nieczynnych wyrobiskach. Badania prowadzono na wybranych obszarach eksploatacyjnych w strefie miejskiej, bądź podmiejskiej Wielkopolski. Analiza nieczynnych małopowierzchniowych odkrywek udowodniła, że po zakończonej eksploatacji następuje samoczynna regeneracja ekosystemu, pod warunkiem, że zaistniałe zmiany nie doprowadziły do daleko posuniętej destrukcji krajobrazu. Regeneracja obszarów poeksploatacyjnych kreuje nową jakość krajobrazu. Szczególnego znaczenia nabiera wtórna sukcesja naturalna. Niektóre obszary poeksploatacyjne stają się terenami chronionymi ze względu na wyjątkowość znajdujących się tam flory. Przeprowadzona analiza potwierdza wzrost geo- oraz bioróżnorodności terenów poeksploatacyjnych.

Wstęp

Odkrywkowa eksploatacja surowców mineralnych, jak wiele innych rodzajów działalności człowieka, degraduje elementy środowiska naturalnego. Skala tych przekształceń zależy m.in. od czasu prowadzenia eksploatacji i jej natężenia. Najbardziej spektakularne zmiany zachodzące na obszarach poeksploata-

* Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego; Zakład Kształtowania Środowiska Przyrodniczego i Fotointerpretacji

cyjnych dotyczą rzeźby terenu, a przejawiają się w postaci antropogenicznych form: wyrobisk i zwałowisk. Ponadto, zostaje naruszony bilans wód podziemnych i powierzchniowych oraz dochodzi do dewastacji roślinności i gleby.

Efektom eksploatacji jest zdegradowany krajobraz, którego rekultywacja ma na celu przywrócenie równowagi ekologicznej i wykorzystanie terenów poeksploatacyjnych do celów: rolniczych, leśnych, wodnych, komunalnych. Poza tym, czynności przewidziane w ramach rekultywacji zmierzają do wzrostu atrakcyjności krajobrazu poeksploatacyjnego. Zabiegi rekultywacyjne powinny być przeprowadzone w dwóch podstawowych etapach: rekultywacji technicznej i biologicznej (Ustawa Prawo górnicze i geologiczne, Ustawa Prawo ochrony środowiska, Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych, Ustawa o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym). Niemniej jednak, sam sposób i forma rekultywacji określana jest już na etapie sporządzania dokumentacji geologicznej oraz ubiegania się o koncesję na eksploatację kopaliny (rekultywacja przygotowawcza). Za opracowanie projektu rekultywacji, podobnie jak wykonanie prac rekultywacyjnych oraz zagospodarowanie terenu poeksploatacyjnego, odpowiedzialny jest zakład górniczy eksploatujący kopalinę. Ponadto, obecność i funkcje, jakie mają spełniać tereny poeksploatacyjne, uwzględnia się w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego.

Odrębne zagadnienie stanowią obiekty infrastruktury technicznej i budowlanej znajdujące się na terenie kopalń i terenów przerobczych. Ustawa Prawo górnicze i geologiczne nakazuje, aby po zakończonej działalności eksploatacyjnej obiekty te zabezpieczyć lub zlikwidować. Natomiast Ustawa o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami wskazuje na ochronę zabudowań przemysłowych bez względu na stan ich zachowania.

Zawodnione wyrobiska po eksploatacji surowców ilastych najczęściej przeznaczają się na zbiorniki wodne: hodowlane, retencyjne lub rekreacyjne [Dwucet i in. 1992]. Ze względu na to, iż frakcja ilowa skał ilastych charakteryzuje się niskim współczynnikiem infiltracji odcieków powstających w odpadach, glinianki wskazuje się jako miejsca składowania odpadów, z istniejącą już naturalną warstwą izolacyjną [Drażowski i Łuczak-Wilamowska 2005]. Ponadto, tereny poeksploatacyjne leżące poza obrębem wyrobiska można przeznaczyć pod zagospodarowanie rolne [Maciak 1996].

Rekultywacja terenów poeksploatacyjnych jest ogromnym wyzwaniem, szczególnie tam, gdzie wydobywanie surowca prowadzone jest na dużą skalę [Hüttl 1998; Brown 2005]. Zdecydowanie mniejszy nakład pracy wiąże się z rekultywacją małopowierzchniowych obszarów eksploatacyjnych, choć w takich przypadkach często bywa, iż zabiegi te nie są wcale przeprowadzane. Wynika to z różnych przyczyn, głównie z braku odpowiednich środków finansowych przedsiębiorstwa górniczego, na którym spoczywa obowiązek przeprowadzenia rekultywacji. Jednak z drugiej strony, naturalna regeneracja krajobra-

zu, której przejawem jest sukcesja wtórna, przywraca równowagę w zdegradowanym krajobrazie [Tokarska-Guzik 2003]. Konsekwencją zmian zachodzących na skutek eksploatacji oraz późniejszej renaturalizacji krajobrazu jest wzrost geo- i bioróżnorodności [Kostrzewski 1998, Odum 1982], a obszarom poeksploatacyjnym cennym przyrodniczo niekiedy nadaje się funkcje ochronne przewidziane w Ustawie o ochronie przyrody.

Celem analizy była ocena stanu terenów po eksploatacji surowców ilastych ceramiki budowlanej. Badano obszary poeksploatacyjne, gdzie częściowo została przeprowadzona rekultywacja techniczna oraz te, które w żaden sposób nie zostały zrekultywowane. W tej drugiej grupie znalazły się tereny górnicze, na których intensywnie zaszły procesy naturalnej regeneracji. Poligonami badawczymi były wybrane obszary górnicze w Wielkopolsce, znajdujące się w okolicy: Poznania, Kalisza, Jarocina, Krotoszyna, Ostrowa Wlkp. i Mikstatu. Mapy topograficzne oraz zdjęcia lotnicze wykorzystano w celu określania zmian historycznych, natomiast obecny stan określono na podstawie inwentaryzacji terenowej. Ponadto wykorzystano dokumentację rekultywacji badanych terenów oraz miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego, uwzględniające rewitalizację wybranych obszarów górniczych.

Wyniki i dyskusja

Zmiana rzeźby terenu w krajobrazie poeksploatacyjnym

Najistotniejsze zmiany morfologiczne związane były z powstaniem form antropogenicznych tj.: wyrobisk oraz zwałowisk. Formy te zmieniły pierwotną rzeźbę terenu, przyczyniając się do większego zróżnicowania środowiska abiotycznego, a tym samym wzrostu georóżnorodności. Doły poeksploatacyjne występują na płaskiej morenie dennej lub w wałach moreny czołowej. Formy te, w większości analizowanych przypadków, na trwałe wpisują się w krajobraz, ponieważ istnieją nawet po zakończeniu wydobycia surowca. Zwałowiska, w odróżnieniu od wyrobisk, są elementami tymczasowymi. Ich obecność na obszarze górniczym związana jest ze składowaniem nadkładu oraz odpadów poprodukcyjnych. Jednak materiał ten jest wykorzystywany do niwelacji terenu lub zasypywania nieczynnych wyrobisk.

Rekonstrukcja rzeźby, czyli jej wierne odtworzenie sprzed eksploatacji, była przewidziana dla kilku obszarów poeksploatacyjnych. W Biadkach zasypało jedno z wyrobisk poeksploatacyjnych, po czym obszar ten włączono do areалу uprawnego. W pozostałych przypadkach, pomimo przeprowadzenia rekultywacji technicznej, tereny te nie są zagospodarowywane i funkcjonują jako nieużytki. Przykładem są fragmenty kopalni C-2 Krotoszyn i C-3 Krotoszyn.

We wszystkich w/w przypadkach w ramach rekultywacji technicznej zasypiano wyrobiska i wyrównano powierzchnię. Nie przeprowadzono jednak żadnych zabiegów z zakresu rekultywacji biologicznej.

Zagospodarowanie zbiorników powyrobiskowych

Ze względu na to, iż wydobycie gliny nie wymagało celowego osuszania złoża, prowadzono jedynie bieżące prace odwadniające. Bardziej istotne zmiany stosunków wodnych zaszły po zakończeniu eksploatacji, ponieważ wyrobiska samoczynnie wypełniły się wodą. Po samozatopieniu glinianki podniosły walory krajobrazowe, co w opisywanych przypadkach ma szczególne znaczenie, gdyż teren pozbawiony jest naturalnych zbiorników wodnych.

Wodny kierunek rekultywacji w praktyce oznacza wykorzystanie tych obiektów jako stawy wędkarskie (np. Kopanina, Kotowo, Witaszyce, C-2 i C-3 Krotoszyn, Biadki, Mikstat) lub jako wkomponowane w otoczenie „oczka wodne” (Piwonice, Rypinek 2). W zależności od w/w kierunków zagospodarowania zbiorników powyrobiskowych, nakład prac i poniesione koszty były zdecydowanie większe w tym drugim przypadku. Jednak w obu przypadkach są to tereny prywatne.

Wysypiska odpadów w nieczynnych wyrobiskach poeksploatacyjnych

Wyrobiska poeksploatacyjne bardzo często są wykorzystywane jako składowiska odpadów, jednak zwykle nie są do tego celu odpowiednio przygotowane (Dymaczewo Stare, Kotowo, Kopanina, Rypinek 1, Winiary, Tyniec). Należy podkreślić, iż wysypiska odpadów prawdopodobnie by nie powstały, gdyby glinianki zostały odpowiednio wcześniej zagospodarowane w innych celach.

Zorganizowane i odpowiednio przygotowane składowiska odpadów (Ustawa o odpadach) nie stanowią zagrożenia dla środowiska przyrodniczego. Składowisko odpadów na obszarze poeksploatacyjnym C-4 Krotoszyn (fot. 1) początkowo było nielegalne, jednak z czasem funkcjonowanie tego obiektu dostosowano do obowiązujących norm i wymogów prawnych. Misa wyrobiska posiada tylko naturalną izolację, ale prowadzony monitoring jakości wód podziemnych pozwala kontrolować ich wpływ na środowisko. Składowisko odpadów w Mikstacie, znajdujące się w jednej z nieczynnych glinianek, również nie posiadało sztucznej izolacji misy. Jednak przeprowadzona ekspertyza wód odciekowych wykazała, że z wysypiska przenikają do gleby oraz wody gruntowej znaczne ilości zanieczyszczeń. W związku z powyższym podjęto decyzję o zamknięciu składowiska [Decyzja ...]. Pomimo zakazu nadal, ale już nielegalnie, składowane są tu odpady.



Fot. 1. Wysypisko odpadów w na obszarze poeksploatacyjnym C-4 Krotoszyn
Photo 1. The refuse tip in the C-4 Krotoszyn post-mining area

Renaturalizacja obszarów poeksploatacyjnych

Zdecydowana większość obszarów poeksploatacyjnych nie doświadczyła zabiegów rekultywacyjnych. Nieużytkowane i pozbawione presji tereny stały się miejscem spontanicznego rozwoju roślinności, dzięki czemu nastąpiła regeneracja krajobrazu poeksploatacyjnego. Najczęściej spotykane gatunki to: brzoza brodawkowata *Betula pendula*, topola osika *Populus tremula*, sosna pospolita *Pinus silvestris*, wierzba rokita *Salix rosmarinifolia*. Roślinność pojawiła się nie tylko na nieużytkowanym gruncie, ale również porasta linię brzegową zbiorników. Turzycowate reprezentowane są m.in. przez: turzycę sztywną *Carex elata*, turzycę nitkowatą *C. Lasiocarpa*, turzycę brzegową *C. Riparia* i turzycę błotną *C. acutiformis*.

Renaturalizacja najbardziej spektakularne efekty przyniosła na obszarach poeksploatacyjnych Kopanina i Kotowo oraz Biadki, zaś w mniejszym zakresie na wszystkich pozostałych terenach pogórnicych. O tym, że miejsca takie stają

się cenne przyrodniczo potwierdza utworzenie na obszarze poeksploatacyjnym w Poznaniu dwóch użytków ekologicznych „Kopanina I” i „Kopanina II”. Glinianki stały się siedliskiem ptactwa błotnego (fot. 2), a paradoksalnie tereny te nie istniałyby, gdyby nie działalność człowieka.



Fot. 2. Użytek ekologiczny na terenie Kopaniny
Photo 2. The ecological grounds in the Kopanina post-mining area

Stan zabudowy przemysłowej (cegielni)

Cechą charakterystyczną obszarów związanych z eksploatacją surowców ilastych, jest przetwarzanie wydobytego surowca w cegielniach. Zwykle znajdują się one w obrębie terenu górniczego lub w jego bliskim sąsiedztwie. Większość cegielni po zamknięciu kopalni została zlikwidowana przez przedsiębiorstwa górnicze (Mosina-Pozegowo, Winiary, Rypinek 2, C-4 Krotoszyn) lub rozebrana przez pobliską ludność (Stare Dymaczewo, Tyniec, Biadki - fot. 3, Rypinek 1, Kopanina). Pozyskiwane cegły z zabudowy przemysłowej zostały prawdopodobnie wykorzystane jako wtórny materiał budowlany. W stosunkowo dobrym stanie zachowały się cegielnie Kotowo i C-3 Krotoszyn, jednak są

one systematycznie niszczone, odkąd stały się miejscem spotkań marginesu społecznego. W bardzo dobrym lub dobrym stanie znajdują się te cegielnie, w których odbywa się produkcja (Witaszyce, Mikstat-Pustkowie, C-2 Krotoszyn), bądź prowadzony jest nadzór nad tymi obiektami (Piwonice fot. 4, Przygodzice).



Fot. 3-4. Cegielnie w Biadkach i w Kaliszu
Photo 3-4. The brickyards in Biadki and Kalisz

Plany rekultywacji a miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego obszarów poeksploatacyjnych

Dla analizowanych obszarów poeksploatacyjnych opracowano dokumentację rekultywacji, ale praktycznie żadna z nich nie została w pełni zrealizowana. Powodem, dla którego nie wykonano szeregu przewidzianych zabiegów technicznych i nasadzeń roślinności, był brak odpowiednich funduszy w firmach eksploatacyjnych.

Dla dwóch z nich analizowanych obszarów poeksploatacyjnych (Tyniec, Rypinek 1) opracowano miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego, w których przewidziano rekreacyjno-sportowy kierunek zagospodarowania. Jednak analiza opracowanych dokumentów prowadzi do krytycznej oceny zaproponowanych rozwiązań. Na obszarze poeksploatacyjnym Tyniec budynek cegielni istnieje w szczątkowej postaci, natomiast częściowo zawadnione wyrobisko wykorzystywane jest jako nielegalne składowisko odpadów. Trudno sobie wyobrazić, by tak zdewastowany obszar zainteresował potencjalnego

inwestora, który stworzyłby zaplanowaną infrastrukturę turystyczną, m.in.: tor saneczkowy, ścieżkę pod jazdę na wrotkach czy ścieżkę rowerową.

Pełne zagospodarowanie obszarów poeksploatacyjnych dla celów rekreacyjnych przeprowadzono jedynie w Piwonicach, zaś częściowo na terenie pogórnym Rypinek 2. Jednak w obu przypadkach obszary te są własnością prywatną, a w związku z tym nie dziwi fakt przeprowadzonej rewitalizacji.



Fot 5. Zrekultywowany teren poeksploatacyjny Piwonice

Photo 5. Reclaimed area Piwonice

Wybrane wyniki badań terenowych i analiz kameralnych zostały przedstawione w schematycznej postaci w tab. 1.

Tab. 1. Charakterystyka obszarów poeksploatacyjnych

Table 1. Characteristics of the post-mining areas

Nazwa obszaru eksploatacyjnego	Powierzchnia [ha]*	Czas zakończenia eksploatacji	Rekultywacja	Rodzaj zagospodarowania wyrobisk	Stan cegielni
Mosina – Pożegowo (Poznań)	10	lata 90. XX wieku*	częściowa	zbiorniki wodne	brak
Dymaczewo Stare (Poznań)	7	lata 80. XX wieku*	brak	zbiorniki wodne, wysypisko odpadów	brak
Kopanina i Kotowo (Poznań)	150	lata 50. XX wieku*	brak	zbiorniki wodne, wysypisko odpadów	Kotowo - dobry, Kopanina - zły
Witaszyce (Jarocin)	22	częściowo czynny	częściowa	zbiorniki wodne	bardzo dobry
Przygodzice (Ostrów Wilekopolski)	7	lata 60. XX wieku*	brak	zbiorniki wodne	bardzo dobry
Piwonice					
(Kalisz)	7	2002	pełna	zbiorniki wodne	bardzo dobry
Rypinek 1 (Kalisz)	15	2002	brak	zbiorniki wodne	Rypinek 1 - zły
Rypinek 2 (Kalisz)	8	2002	częściowa	zbiorniki wodne	Rypinek 2 - brak
Tyniec (Kalisz)	6	2002	brak	zbiorniki wodne, wysypisko odpadów	zły
Winiary (Kalisz)	18	lata 70. XX wieku*	brak	zbiorniki wodne, wysypisko odpadów	brak
C-2 Krotoszyn (Krotoszyn)	20	2005	częściowa	zbiorniki wodne, użytek rolniczy	bardzo dobry
C-3 Krotoszyn (Krotoszyn)	10	2004	częściowa	zbiorniki wodne	dobry
C-4 Krotoszyn (Krotoszyn)	10	1985	brak	wysypisko odpadów	brak
Biadki (Krotoszyn)	5	1990	częściowa	zbiorniki wodne, użytek rolniczy	zły
Mikstat-Pustkowie (Mikstat)	7	częściowo czynny	częściowa	zbiorniki wodne, wysypisko odpadów	bardzo dobry

* - wartość zbliżona

Podsumowanie

Eksploatacja surowców ilastych ceramiki budowlanej na badanym obszarze, ze względu na skalę prowadzonej działalności, nie przyczyniła się do znaczącej degradacji środowiska przyrodniczego. We wszystkich opisanych przypadkach, choć w różnym stopniu, sukcesja wtórna przyczyniła się do regeneracji krajobrazu. Biorąc pod uwagę wymierne korzyści renaturalizacji, wydaje się, iż najlepszym sposobem rekultywacji tych terenów jest „naturalna rekultywacja”. Specjalna rekultywacja opisywanych obszarów miałaby sens tylko wtedy, kiedy zostałaby przeprowadzona z myślą o konkretnym zagospodarowaniu. Brak sprzężenia w tym zakresie eliminuje celowość przeprowadzenia rekultywacji przez przedsiębiorcę górniczego, ponieważ zwykle i tak wykonuje on niezbędne prace z zakresu rekultywacji technicznej. Jak dowiodły obserwacje, rewitalizacji terenów poeksploatacyjnych podejmują się osoby prywatne, ale tylko wtedy gdy upatrują w tym działaniu korzyści materialne.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że zainteresowanie terenami poeksploatacyjnymi przez potencjalnych inwestorów finansujących przedsięwzięcia rewitalizacyjne, jest znikome. Podobne jest nastawienie okolicznych mieszkańców, którzy częściej tereny poeksploatacyjne traktują jako nielegalne wysypiska odpadów, niż jako miejsca rekreacji.

To, co bezwzględnie powinno być zachowane i rewaloryzowane to cegielnie, pozostałość infrastruktury poprzemysłowej. Niestety żadne dokumentacje rekultywacji nie uwzględniają rewitalizacji zabudowy poprzemysłowej, podobnie jak pomijają to miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego. Niepokojące jest jednak szybkie tempo dewastacji zabudowy. Większość cegielni powstała jeszcze w XIX stuleciu i z tego względu stanowią one cenny element krajobrazu kulturowego. Obiekty te nie zostały wpisane do rejestru zabytków, a w związku z tym, zmiana ich stanu nie wymaga zgody służb konserwatorskich.

Literatura

1. BROWN M.T.: *Landscape restoration following phosphate mining: 30 years of coevolution of science, industry and regulation*. Ecological Engineering, No. 25, p.: 309-329, 2005
2. DECYZJA STAROSTY OSTRZESZOWSKIEGO Nr OS 7643/03/05 o zamknięciu składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne zlokalizowanego w Mikstacie Pustkowie, 2005
3. DRĄGOWSKI A., ŁUCZAK-WILAMOWSKA B.: *Uwarunkowania stosowalności ilów jako izolacyjnych barier geologicznych na przykładzie ilów ze*

- złoża w Budach Mszczonowskich. Przegląd Geologiczny, vol. 53, nr 8, s.: 687-690, 2005
4. DWUCET K., KRAJEWSKI W., WACH J.: *Charakterystyka terenów po eksploatacji surowców ilastych*. W: Rekultywacja i rewaloryzacja środowiska przyrodniczego. Skrypt Uniwersytetu Śląskiego, nr 478, s: 120-122, 1992
 5. HÜTTL R. F.: *Ecology of post strip-mining landscapes in Lusatia, Germany*. Environmental Science and Policy, No. 1, p.: 129-135, 1998
 6. KOSTRZEWSKI A.: *Georóżnorodność rzeźby jako przedmiot badań geomorfologii*. W: Pękala K. [red.]: Główne kierunki badań geomorfologicznych w Polsce, stan aktualny i perspektywy. IV Zjazd Geomorfologów Polskich. Wydawnictwo UMCS, Lublin, s.: 11-16, 1998
 7. MACIAK F., 1996: *Wydobycie górnictwa surowców plastycznych*. W: Ochrona i rekultywacja środowiska. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s: 250-251.
 8. ODUM E.P.: *Podstawy ekologii*. PWRiL, Warszawa 1982
 9. TOKARSKA-GUZIŁ B.: *Rekultywacja czy renaturalizacja? – czyli o możliwych kierunkach zagospodarowania wyrobisk poeksploatacyjnych. Kształtowanie krajobrazu terenów poeksploatacyjnych w górnictwie*. Mat. Konf., Kraków, s.: 155-170, 2003

RECLAMATION OF CLAY OPEN-CAST POST-MINING AREAS IN THE WIELKOPOLSKA REGION

Key words: post-mining landscape, minerals for structural clay products, extraction, geo- and biodiversity, reclamation, natural succession, the Wielkopolska Region

S u m m a r y

Open-cast clay mining causes landscape degradation. During extraction the most negative consequences are the changes of relief, soil and vegetation degradation and land-use changes. On the other hand, excavation brings also positive changes in post-mining landscape. The aim of the present study was to identify changes occurring at clay mining sites, especially worked-out pits. The analysis of landscape changes was made at some extraction sites in urban or suburban areas in the Wielkopolska Region: Poznań, Kalisz, Jarocin, Krotoszyn, Ostrów Wlkp., Mikstat. Data were taken from topographical maps, aerial photographs and landscape observation in-situ. The study of abandoned small-scale mines showed that after the termination of mining activity the ecosystem may recover spontaneously, if results of excavation have not destroyed the environmental conditions. The natural reclamation of post-mining areas creates a new quality of the landscape. Natural succession very often takes place in them leading to landscape re-naturalization. Some of post-mining areas are protected because the "new" valuable biotopes with rare flora and fauna species is created there. Recent studies showed that the extraction leads to increase of the geo- and biodiversity in heterogeneous landscape.

**AGNIESZKA MEDYŃSKA, CEZARY KABAŁA,
TADEUSZ CHODAK***

**ZMIANY ZAWARTOŚCI MIEDZI, CYNKU I KADMU
W GLEBACH UŻYTKOWANYCH ROLNICZO I GLEBACH LE-
ŚNYCH WOKÓŁ SKŁADOWISKA ODPADÓW
PO FLOTACJI RUD MIEDZI**

Słowa kluczowe: metale ciężkie, gleby, składowiska odpadów przemysłowych

Wstęp

Naturalny układ właściwości biologicznych, fizycznych i chemicznych nadający glebom określoną produktywność przyrodniczą i rolniczą może ulec przekształceniu w wyniku działalności człowieka [Drozd i in., 1983]. Na obszarze Dolnego Śląska najpoważniejsze problemy ekologiczne stwarza od kilku dziesięcioleci przemysł górnictwa i hutnictwa miedzi [Weber 1987]. Powstanie przemysłu miedziowego w rejonach rolniczych niewątpliwie przyczyniło się do degradacji tych terenów wskutek zanieczyszczenia powietrza, gleb, wód gruntowych i roślin metalami ciężkimi. Z wielu zanieczyszczeń środowiska, których źródłem są zakłady górnicze, szczególne zagrożenie stwarzają związki metali ciężkich, których toksyczne i rakotwórcze oddziaływanie na organizmy żywe jest ogólnie znane [Krajewski i Nierzewska 1995]. Jednym z podstawowych źródeł pierwiastków śladowych w glebie są pyły powstające w wyniku procesu wydobywania i wzbogacania rud miedzi, co wiąże się z powstawaniem dużych ilości drobnoziarnistych odpadów przemysłowych. Powstające odpady gromadzone są na składowisku o powierzchni ponad 1390 ha, co z jednej strony powoduje wyłączenie z użytkowania znacznych powierzchni terenów, z drugiej przyczynia się do wielokierunkowych zmian w środowisku przyrodniczym. Oddziaływanie składowiska na środowisko związane jest z zaburzeniem walorów krajobrazowych, poprzez przekształcanie powierzchni terenu, degradację hydrologiczną, zanieczyszczeniem gleb, roślinności i powietrza atmosferycznego. Zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi stanowi obecnie poważny problem ekologiczny, którego bezpośrednim skutkiem jest ograniczenie użytkowania znacznych obszarów gruntów ornych, w skrajnych przypadkach ich całko-

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

wite wyłączenie z produkcji rolniczej [Andruszczak i in. 1995]. W celu oceny ryzyka wynikającego z przekształceń w środowisku zachodzących w skutek działalności górniczej, w 1996 roku wokół składowiska odpadów po flotacji rud miedzi utworzono sieć monitoringową, umożliwiającą bieżące obserwacje zmian zachodzących w środowisku glebowym, jak również ocenę skuteczności stosowanych zabiegów stabilizacji osadów na składowisku.

Celem pracy, opartej na wynikach badań monitoringowych prowadzonych w latach 1996 – 2006 w rejonie czynnego składowiska odpadów po flotacji rud miedzi jest przedstawienie trendów zmian zawartości wybranych pierwiastków śladowych oraz ocena skuteczności stosowanych zabiegów stabilizacyjnych składowanych odpadów.

Materiały i metodyka

Dla analizy wpływu składowiska na środowisko glebowe oraz warunki produkcji rolniczej i leśnej założono sieć stałych punktów monitoringowych w strefie ochronnej składowiska i w jej sąsiedztwie. Punkty pobierania próbek glebowych wytyczono w roku 1995 i sukcesywnie uzupełniano w latach 1996, 1997, 2001 oraz 2002. Próbkę glebową pobierano do analiz laboratoryjnych były próbkami uśrednionymi, powstałymi poprzez zmieszanie co najmniej trzech próbek podstawowych pobieranych w punktach odległych od siebie o około 10-15 m. Próbkę uśrednioną gleb z terenów zadrzewionych, gdzie zmienność glebowa wskutek wykonanej przed sadzeniem drzew orki była szczególnie duża, składały się przynajmniej z czterech próbek podstawowych: dwóch pobranych na odoranych skibach (dawnych poziomach próchnicznych) oraz dwóch próbek z dna wyoranych bruzd. Próbkę glebową pobierano łaską gleboznawczą z głębokości 0-20 cm do roku 2002 zgodnie z wytycznymi IUNG i PIOŚ (1995), od roku 2003 z głębokości 0 – 30 cm zgodnie z wymogami Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów i jakości gleb i ziemi (Dz.U.2002.165.1359). W wysuszonych i rozdrobnionych próbkach gleb oznaczono następujące właściwości: skład granulometryczny (uziarnienie) – metodą aerometryczno-sitową, odczyn gleb w wodzie destylowanej i KCl – potencjometrycznie, zawartość substancji organicznej - metodą Tiurina. Próbkę gleb mineralizowano początkowo w stężonym kwasie (70%) nadchlorowym, a w późniejszych latach badań – w wodzie królewskiej. Zamiana kwasu nadchlorowego na „wodę królewską” nie spowodowała statystycznie istotnych zmian rejestrowanej zawartości metali. Do oznaczania zawartości miedzi i cynku w uzyskanych wyciągach wykorzystano metodę atomowej spektroskopii absorpcyjnej (AAS). Zawartość kadmu oznaczono techniką pomiaru w plazmie (ICP). Do kontroli jakości wykonywanych oznaczeń, do

analizowanych serii próbek każdorazowo dołączono próbki referencyjne materiałów glebowych (SRM 2709, SRM 2711, RTH 912, RTH 953) o certyfikowanych całkowitych zawartościach analizowanych pierwiastków śladowych. W trakcie analizy wyników ujawniło się kilka istotnych mankamentów wpływających na wyniki tej analizy, związanych ze zmianą lokalizacji niektórych punktów i dodawaniem nowych punktów monitoringowych w trakcie 10 lat obserwacji (liczba punktów wzrosła z 54 do 60). W związku z powyższymi problemami, wprowadzającymi czynnik zmienności niezwiązanej z oddziaływaniem składowiska, analiza trendów zmian zawartości metali ciężkich w glebach, wokół składowiska oparta została ostatecznie na siatce 48 „stabilnych” punktów monitoringowych uwzględniających zróżnicowanie właściwości gleb i poziom ich zanieczyszczenia, a także różnorodność form użytkowania gruntów. Należy również dodać, że wpływ na wyniki analizy może mieć zmiana metodyki poboru próbek glebowych od roku 2003 – z głębokości 0-20 cm na 0-30 cm, zgodnie z wymogami Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby i ziemi.

Wyniki i dyskusja

W rejonie składowiska odpadów po flotacji rud miedzi dominują gleby lekkie o uziarnieniu piasków (łącznie w około 70% próbek glebowych), z tego aż w 40% przypadków dominują gleby bardzo lekkie, czyli piaski zwykłe oraz piaski słabogliniaste. Gleby zwięzlejsze, głównie gliny piaszczyste, rzadziej gliny lekkie lub gliny zwykłe występują w postaci enklaw mozaikowo rozproszonych wśród utworów piaszczystych. Odczyn gleb badanego obszaru, mimo, że są to w przewadze gleby piaszczyste, mieści się na ogół w zakresie odczynu słabo kwaśnego i obojętnego (łącznie około 75% pobranych próbek), przy ogólnym rozrzucie wartości pH_{H_2O} pomiędzy 5,2 a 7,3, a pH_{KCl} pomiędzy 4,6 a 7,0. Zróżnicowanie odczynu występujące na badanym obszarze uwarunkowane jest w szczególności intensywnością stosowania nawozów wapniowych przez poszczególnych użytkowników, obecnie lub w przeszłości. Wyraźnie wyższe wartości pH stwierdzono w glebach użytkowanych rolniczo oraz na gruntach porolnych, niższe natomiast (w zakresie odczynu kwaśnego) na terenach leśnych. Zawartość próchnicy w analizowanych poziomach powierzchniowych waha się w granicach od 0,7 do 2,9%, jednak przeważają gleby o zawartości próchnicy między 1 a 2%.

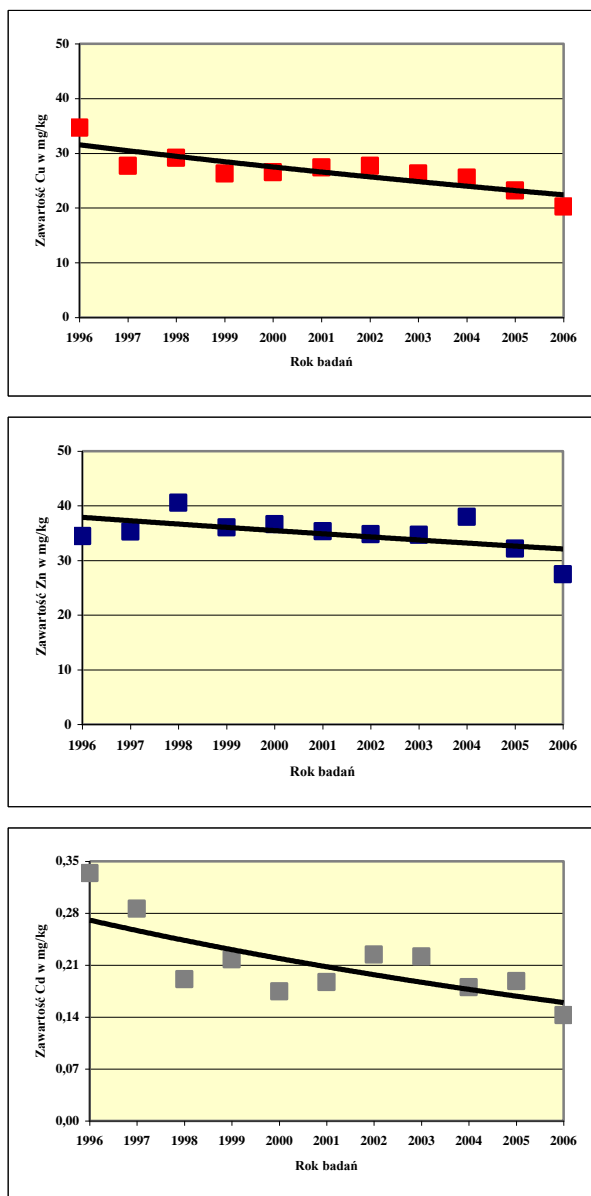
Całkowita zawartość miedzi w glebach wokół składowiska wahała się w roku 2006 w przedziale od 8,8 do 81,2 mg Cu/kg, średnio 21,0 mg/kg (tab. 1). Zawartość miedzi, w odróżnieniu od innych analizowanych metali, wykazuje wyraźny związek z odległością od korony składowiska. Najwyższe koncentracje

cje miedzi zanotowano w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska, szczególnie przy wschodniej koronie składowiska, co jest związane z dominacją zachodniego kierunku wiatru. Zawartości te kwalifikują gleby do II, III i IV stopnia skażenia według wytycznych IUNG-PIOŚ [1995]. Większość gruntów położonych we wschodniej, silniej zanieczyszczonej części dawnej strefy ochronnej składowiska została obecnie zalesiona. Lokalnie również w innych częściach dawnej strefy ochronnej występują podwyższone zawartości miedzi, które jednak nie są skutkiem oddziaływania zbiornika, lecz innych czynników, na przykład robót budowlanych i ziemnych. Ogólnie w 33% badanych próbek gleb stwierdzone koncentracje metalu przewyższają ilości uznawane za naturalne zgodnie z wytycznymi IUNG – PIOŚ [1995], jednak w żadnej nie został przekroczony poziom dopuszczalny standardami jakości gleb (określony w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 9 września 2002 r.).

Całkowita zawartość cynku w glebach wokół składowiska wahała się w 2006 roku w przedziale od 15,7 do 50,5 mg Zn/kg gleby, co przy średniej 26,5 mg/kg (tab.1) świadczy o niskiej zawartości tego pierwiastka w analizowanych glebach. Rozmieszczenie wyższych koncentracji cynku w glebach nie koreluje z odległością od korony składowiska i kierunkami dominujących wiatrów, toteż trudno uznać podwyższone zawartości cynku za spowodowane przez pylenie ze składowiska. Zawartości cynku stwierdzone we wszystkich glebach w 2006 roku mieszczą się w zerowym stopniu skażenia według wytycznych IUNG-PIOŚ [1995], to jest w zakresie zawartości uznawanych za naturalne, nie wykazywały również przekroczenia dopuszczalnych standardów jakości gleb (Rozporządzenie Ministra Środowiska z 2002 r.).

Z kolei całkowita zawartość kadmu wahała się w roku 2006 w przedziale od ilości śladowych (poniżej 0,05 mg/kg) do 0,42 mg Cd/kg gleby, przy średniej 0,14 mg/kg (tab. 1). Relatywnie najwyższe koncentracje kadmu występują w bezpośrednim sąsiedztwie korony składowiska, co sugeruje związek między podwyższonymi zawartościami kadmu a pyleniem ze składowiska. Przekroczenie wartości granicznych (dla poziomu naturalnego według IUNG i PIOŚ, 1995) ustalonych dla kadmu stwierdzono w 2 punktach położonych w dawnej strefie ochronnej na gruntach wyłączonych z użytkowania rolniczego (zalesionych). W żadnej próbce nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych standardów jakości gleb (Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2002 r.)

Ponad 10 letni okres prowadzenia badań monitoringowych umożliwia określenie trendów zmian zawartości pierwiastków śladowych w glebach otaczających składowisko (rys. 1). Koncentracja wszystkich analizowanych metali w powierzchniowej warstwie gleby uległa obniżeniu w okresie badawczym (rys. 1). Dynamika tych zmian zależy od początkowej koncentracji metali ciężkich w badanych glebach (tj. zmierzonej w pierwszym roku badań monitoringowych).



Rys. 1. Trendy zmian zawartości metali ciężkich wokół składowiska w latach 1996-2006

Spadek zawartości badanych metali jest silniejszy oraz istotny statystycznie w glebach bardziej zanieczyszczonych (rys. 1). Analizowane trendy spadkowe są najsilniejsze i najbardziej stabilne w przypadku miedzi (rys. 1), gdzie współczynnik korelacji ma wartość $r = -0,81$ (przy $p < 0,001$). Równanie regresji liniowej obliczone na podstawie średnich zawartości miedzi pokazuje średnie zmniejszenie koncentracji miedzi w ciągu 10 lat o około 9,1 mg/kg, to jest o około 28% koncentracji początkowej. Wyraźne obniżenie średniej zawartości o 0,17 mg/kg, to jest około 45 % koncentracji początkowej, stwierdzono również w przypadku kadmu $r = -0,71$, (przy $p < 0,01$). Jednak odbywa się ono w warunkach dużej zmienności średnich zawartości tego pierwiastka w kolejnych latach badań i ze względu na dużą ilość wyników poniżej 0,05 mg/kg gleby badane trendy należy uznać za mniej wiarygodne. Koncentracja cynku obniżyła się w znacznie mniejszym stopniu niż miedzi (o około 13-14% początkowej zawartości w ciągu 10 lat), co świadczy o stabilnej zawartości tego pierwiastka w badanych glebach. Również istotność statystyczna tego trendu była najniższa, co odzwierciedla wartość $r = -0,54$ (przy $p < 0,08$) (rys. 1).

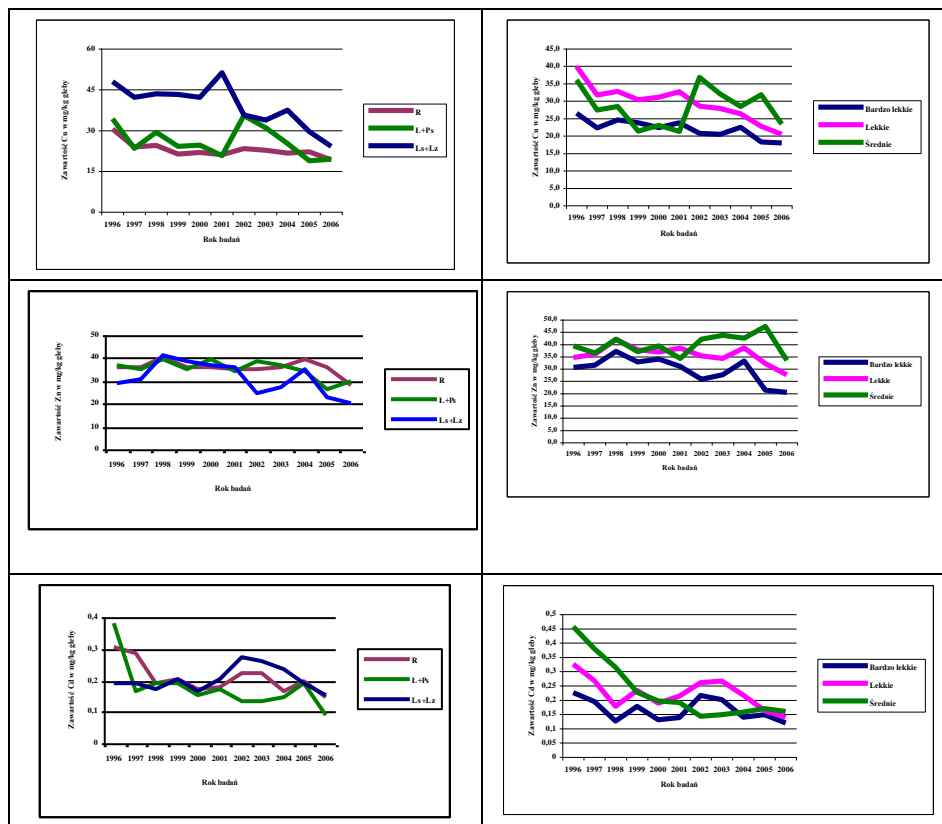
Analizując zmiany zawartości wybranych metali w glebach różnych kategorii użytkowania i uziarnienia można stwierdzić, że stopień zmniejszania koncentracji Cd i Zn w mniejszym stopniu zależy od kategorii użytkowania, jednocześnie wykazując istotną korelację z początkową zawartością badanych metali i uziarnieniem (rys. 2). Najwyższe koncentracje miedzi występują w glebach lekkich (rys. 2), które w trakcie funkcjonowania składowiska zostały przekształcone z gruntów ornych w leśne (rys. 3). W glebach leśnych i zadrzewionych (włączonych w opracowaniu do gleb leśnych) ubytek metali był niższy niż w gruntach ornych, co wynika z faktu, iż w odróżnieniu od pól uprawnych, wytworzona w lesie biomasa (z określoną zawartością metali) nie jest usuwana z ekosystemu, co może prowadzić nawet do wtórnej koncentracji metali ciężkich w powierzchniowych poziomach gleby [Szerszeń i in. 2004]. Przedstawione trendy, wskazują również na fakt, że intensywne użytkowanie rolnicze jest skutecznym sposobem fitoremediacji gleb słabiej zanieczyszczonych metalami ciężkimi (w warunkach niskiej emisji zanieczyszczeń). Analiza otrzymanych wyników uwzględniająca przestrzenne rozmieszczenie punktów monitoringowych wykazała, iż największe zmiany koncentracji metali występują w glebach na północno-wschodnim przedpolu składowiska, gdzie występują relatywnie bardziej zanieczyszczone gleby.

Malejące trendy zawartości wszystkich analizowanych pierwiastków jednoznacznie wskazują, że funkcjonowanie składowiska nie prowadzi aktualnie do wzrostu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, a stosowane metody stabilizacji odpadów poflotacyjnych są skuteczną metodą ograniczania negatywnego oddziaływania składowiska na otaczające środowisko, w tym warunki produkcji rolniczej. Należy przypuszczać, że stwierdzane obecnie podwyższone za-

wartości metali są skutkiem pylenia w pierwszej fazie funkcjonowania składowiska, zanim opanowano technikę skutecznego ograniczania emisji pyłów. Mimo podwyższonych zawartości niektórych metali ciężkich (szczególnie miedzi), w żadnym z badanych punktów nie wykazano zawartości wyższej niż dopuszczona w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. o standardzie jakości gleb o funkcjach rolniczych i leśnych.

Tab. 1. Zawartości metali ciężkich (średnie i zakres zawartości w 48 punktach monitoringowych) w glebach rejonu składowiska

Rok badań	Zakres wartości – średnia [mg/kg gleby]		
	Cu	Zn	Cd
1996	<u>12,0 – 141,5</u> 34,9	<u>18,0 – 80,5</u> 34,3	<u>0,05 – 1,2</u> 0,31
1997	<u>9,0 – 112,5</u> 27,7	<u>14,0 – 75,0</u> 34,7	<u>0,05 – 0,92</u> 0,27
1998	<u>11,7 – 114,0</u> 29,2	<u>20,5 – 104,0</u> 40,5	<u>0,05 – 0,5</u> 0,19
1999	<u>10,6 – 125,0</u> 26,3	<u>18,8 – 91,0</u> 36,0	<u>0,05 – 0,9</u> 0,22
2000	<u>10,5 – 120,0</u> 26,5	<u>21,0 – 95,0</u> 36,5	<u>0,05 – 0,32</u> 0,17
2001	<u>12,2 – 135,0</u> 27,4	<u>19,7 – 85,0</u> 35,1	<u>0,05 – 0,47</u> 0,19
2002	<u>9,1 – 133,8</u> 29,0	<u>16,8 – 77,3</u> 33,6	<u>0,05 – 0,70</u> 0,22
2003	<u>10,0 – 101,5</u> 27,4	<u>18,5 – 53,0</u> 34,0	<u>0,05 – 0,65</u> 0,22
2004	<u>9,7 – 104,7</u> 26,4	15,5 – 74,7 37,7	<u>0,05 – 0,55</u> 0,18
2005	<u>9,0 – 105,0</u> 23,5	<u>16,0 – 105,7</u> 31,8	<u>0,05 – 0,65</u> 0,19
2006	<u>8,8 – 81, 2</u> 21, 0	<u>15,7 – 50,5</u> 26,5	<u>0,05 – 0,42</u> 0,14



R – grunty orne; Ł i Ps – łąki i pastwiska; Ls i Lz – lasy i zadrzewienia

Rys. 2-3. Trendy zmian zawartości metali ciężkich w zależności od uziarnienia i kategorii użytkowania

Wnioski

Badane gleby wokół składowiska charakteryzują się ogólnie niską zawartością metali ciężkich. W żadnym punkcie monitoringowym nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby i ziemi (Dz.U.2002.165.1359).

W ciągu 11-letniego okresu monitoringu średnie zawartości miedzi i kadmu wykazują wyraźny trend malejący. W przypadku koncentracji cynku trend malejący jest niewielki, ale istotny statystycznie.

Zawartość miedzi w istotny sposób zależy od rodzaju użytkowania badanych gleb, wykazując również istotną zależność od uziarnienia. Zawartość kadmu i cynku nie zależy od sposobu użytkowania, jednocześnie wykazując istotną korelację z początkową zawartością badanych metali i uziarnieniem.

Wieloletnie badania monitoringowe wskazują, że funkcjonowanie składowiska nie jest obecnie źródłem zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w jego bezpośrednim otoczeniu, a stosowane obecnie metody stabilizacji osadów na składowisku mają wysoką skuteczność.

Badania monitoringowe pozwalają obserwować zmiany zachodzące w środowisku glebowym w rejonach przemysłowych i są skutecznym sposobem oceny skuteczności stosowanych działań ochronnych.

Literatura

1. ANDRUSZCZAK E., STRĄCZYŃSKA S.: *Ocena stanu zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi gleb i roślin w rejonie oddziaływania huty miedzi „Głogów”*. Zesz. Prob. Post. Nauk Rolniczych, z. 418: 399-403, 1995
2. DROZD J., LICZNAR M., KOWALIŃSKI S.: *Kształtowanie się niektórych właściwości gleb w warunkach oddziaływania zanieczyszczeń emitowanych przez hutę miedzi Legnica*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rolniczych, z. 242:707-713, 1983
3. KABATA-PENDIAS A. i in.: *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Ramowe wytyczne dla rolnictwa*. IUNG, Puławy 1995
4. KRAJEWSKI J., NIERZEWSKA M.: *Metale ciężkie w glebach na terenach górniczych kopalń rud miedzi*. Zesz. Prob. Post. Nauk Rolniczych, z. 418: 407-413, 1995
5. SZERSZEŃ L., CHODAK T., KABAŁA C.: *Zmiany zawartości miedzi, ołowiu i cynku w glebach w rejonie hut miedzi „Głogów” i „Legnica” w latach 1972-2002*, 2004
6. WEBER J.: *Stan ekologiczny gleb Dolnego Śląska*. [W:] Stan ekologiczny Dolnego Śląska. Mat Konf. DTSK, Wrocław 1987

TRENDS OF COPPER, ZINC AND CADMIUM CONCENTRATION IN AGRICULTURAL AND FOREST SOILS SURROUNDING COPPER ORE TAILINGS IMPOUNDMENT

Key words: *heavy metals, soil, tailings impoundment*

S u m m a r y

The copper industry, located in the Lower Silesia region, has many negative impacts on the natural environment. In surrounding of copper ore tailings impoundment the main problem is chemical degradation of soils. Decenary monitoring results presented in the publication show that impoundment is no longer a source of the soil pollution with heavy metals. The higher concentration of heavy metals presently identified in monitoring sites confirms that greatest pollution took place in the initial phase of tailings impoundment exploitation, when no technology of tailings stabilization was applied. Decreasing trends of heavy metal contamination (copper, zinc and cadmium) in examined soils improve that applicated these days technology of tailings stabilization effectively reduce negative impacts of the tailings impoundment on the environment.

EDWARD MELLER, ADAM SAMMEL, MARIUSZ SUCHENIA *

**SKŁAD MORFOLOGICZNY I WŁAŚCIWOŚCI NAWOZOWE
KOMPOSTÓW WYTWARZANYCH Z FRAKCJI ORGANICZNEJ
ODPADÓW KOMUNALNYCH W ZAKŁADZIE UTYLIZACJI
ODPADÓW GORZÓW WIELKOPOLSKI**

Słowa kluczowe: komposty, odpady komunalne, właściwości nawozowe

Streszczenie

W pracy scharakteryzowano skład morfologiczny kompostów wytworzonych w latach 2004/05 w ZUO Gorzów Wlkp. z frakcji 16-80 mm odpadów komunalnych. Oceniono ponadto podstawowe właściwości nawozowe tych kompostów: zawartość materii organicznej, węgla organicznego, azotu ogólnego oraz dwie formy makroelementów (rozpuszczalne w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz w mieszaninie stężonych kwasów $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$). Przy tym komposty rozdzielono na dwie frakcje o średnicy poniżej i powyżej 1,0 mm. Frakcję o średnicy $> 1,0 \text{ mm}$ stanowiła słabo przetworzona w czasie kompostowania materia organiczna. Przeprowadzone badania wskazują, że pod względem właściwości nawozowych charakteryzowane komposty ocenić należy pozytywnie. Wykazują one ziemistą strukturę, zawierają niewielkie ilości balastu (średnio 7,3%) i są dojrzałe, na co wskazuje wąski stosunek C:N. Przy tym zawierają one znaczne ilości substancji organicznej (średnio 40,5%) i charakteryzują się odczynem zbliżonym do obojętnego. Ponadto zawierają one znaczne ilości makroelementów łatwo rozpuszczalnych (dostępnych dla roślin). Wykazane cechy świadczą o dobrej wartości rolniczej badanych kompostów.

Wstęp

Odpady komunalne dostarczone do Zakładu Utylizacji Odpadów w Gorzowie Wielkopolskim po wstępnej, negatywnej selekcji są przesiewane na sicie bębnowym, które posiada dwie strefy o różnej średnicy oczek: 16 oraz 80 mm. W pierwszej strefie sita oddzielane są (jako frakcja podsitowa) głównie części mineralne odpadów, które służą do formowania przesypki na składowisku. W drugiej strefie sita oddzielane są odpady zawierające znaczne ilości składni-

* Akademia Rolnicza Szczecin; Katedra Gleboznawstwa

ków organicznych. Wydzielona frakcja organiczna (\emptyset 16-80 mm) transportowana jest taśmociągiem, nad którym zainstalowany jest oddzielnik składników ferromagnetycznych, a następnie przekazywana jest do urządzenia rozdrabniającego (kruszarki).

Tak wysegregowane i rozdrobnione odpady organiczne przekazywane są na plac kompostowy, który jest zadaszony, utwardzony i wyposażony w kanały odpowietrzające i zbierające odcieki. W zakładzie stosowany jest pryzmowy proces kompostowania, który trwa około 12 tygodni.

Uzyskany kompost jest uszlachetniany, poprzez kilkietapowe oczyszczanie. Komposty przesiewane są na sicie bębnowym o wielkości oczek 16 mm, a frakcja podsitowa trafia następnie na tak zwany stół balistyczny, gdzie oddzielane są części twarde (kamienie, żwir, ceramika). Dodatkowo kompost jest jeszcze oczyszczany z wykorzystaniem cyklonu.

Celem pracy była ocena wartości nawozowej kompostów wytworzonych w Zakładzie Utylizacji Odpadów w Gorzowie Wielkopolskim z wyselekcjonowanej na sicie bębnowym frakcji 16-80 mm mieszanych odpadów komunalnych.

Metodyka

Materiał badawczy stanowiły próbki uszlachetnionych kompostów (20 próbek) pobieranych co tydzień od 1 listopada 2004 roku do 10 maja 2005 roku. Próbki kompostów doprowadzono do stanu powietrznie suchego, roztarto w moździerzu i rozdzielono na trzy podstawowe składniki: części ziemiste kompostu $\emptyset < 1,0$ mm, cząstki organiczne słabo rozłożone $\emptyset > 1,0$ mm oraz balast (tworzywa sztuczne, szkło, ceramika, części mineralne). Ustalono udział masowy tych składników, przeliczono na procentową zawartość.

Analizom laboratoryjnym poddano zarówno części ziemiste $\emptyset < 1,0$ mm, jak i frakcje o $\emptyset > 1,0$ mm. W celu pełnej charakterystyki kompostu obliczono średnie ważone dla właściwości chemicznych, określonych dla dwóch badanych frakcji kompostu. Oznaczono ilości substancji organicznej jako straty na wyżarzaniu, odczyn, zawartość C, N, a ponadto ilość makroelementów (P, K, Mg, Ca, Na) rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$, jak i w mieszaninie stężonych kwasów $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$.

Wyniki

Badane komposty wykazują strukturę ziemistą i barwę brunatną. Dominującym ich składnikiem są części ziemiste, stanowią one 56,7% całej masy kompostu (tab. 1). Grubsza frakcja kompostów, o średnicy powyżej 1,0 mm, którą stanowią słabo przetworzone części organiczne, występuje w ilości wynoszącej średnio 36,0%. W najmniejszej ilości występuje balast (średnio 7,3%). Balastu nie rozdzielono na podstawowe składniki, ale tworzyły go głównie tworzywa sztuczne, części mineralne i szkło. Norma branżowa (BN-89/9103-09) wskazywała, że dobrej jakości komposty nie powinny zawierać więcej niż 0,5% szkła. Udział balastu najczęściej wahał się w granicach od 2,6 do 8,4%, tylko w dwóch próbkach kompostów (pobranych w okresie awarii urządzeń segregujących odpady) zawartość balastu wynosiła 13,5 i 30,9%.

Poszczególne frakcje kompostów wyraźnie różnią się zawartością substancji organicznej, znacznie większe jej ilości (około 2,5-krotnie) stwierdzono w częściach kompostów o średnicy > 1,0 mm (tab. 2). Frakcja > 1,0 mm kompostów charakteryzuje się niewielką gęstością właściwą, nie daje się rozetrzeć w młynku i nie posiada rozpoznawalnej budowy tkankowej. Można sądzić, że poza składnikami organicznymi pochodzenia naturalnego, w pewnej części stanowią tę frakcję również składniki organiczne pochodzenia syntetycznego, co może tłumaczyć znaczną w niej ilość substancji organicznej (oznaczonej jako straty na żarzeniu). Zawartość substancji organicznej w częściach ziemistych wynosi średnio 25,24% i na ogół jest zbliżona do wartości stwierdzanych w podobnych kompostach [Niedźwiecki i in. 2004, Meller i in. 2006].

Tab. 1. Udział procentowy wydzielonych składników badanych kompostów
Table 1. Percentage of separate compost components

Wartość Value	Frakcja < 1,0 mm Fraction < 1,0 mm	Nieprzetworzona materia organiczna kompostu Weakly transformed organic matter	Balast Ballast
Min	44,3	7,5	2,6
Max	70,0	50,2	30,9
\bar{x}	56,7	36,0	7,3
S	7,7	11,0	6,1

Tab. 2. Odczyn oraz zawartość substancji organicznej, węgla organicznego, azotu ogólnego i stosunek C:N w badanych kompostach

Table 2. Reaction, the content of organic matter, organic carbon, total nitrogen and C:N ratio in examined composts

Fracja Fraction (mm)	Wartość Value	Substancja orga- niczna Organic matter (%)	pH w H ₂ O	C	N	C:N
				(g·kg ⁻¹)		
< 1,0 mm	Min	15,21	6,94	97,9	6,11	13,6
	Max	37,62	7,63	184,0	11,90	17,8
	\bar{x}	25,24	-	141,2	8,71	16,3
	S	5,83	-	24,9	1,62	1,2
> 1,0 mm	Min	51,63	7,01	252,3	9,86	20,6
	Max	74,02	7,60	346,1	12,27	33,1
	\bar{x}	64,44	-	303,0	10,86	28,0
	S	5,56	-	25,7	0,68	3,0
Średnia Mean	Min	31,22	-	165,9	7,77	15,9
	Max	50,05	-	237,9	11,08	25,0
	\bar{x}	40,53	-	203,6	9,51	20,8
	S	6,04	-	27,2	1,06	2,0

Średnia ważona zawartość substancji organicznej jest wysoka i waha się od 31,22 do 50,05% (średnio 40,53%). Świadczy to o bardzo dobrej wartości rolniczej tych kompostów. Chwastowska i in. [1993] stwierdziła w kompostach wytwarzanych z odpadów miejskich Warszawy ilości substancji organicznej od 28,4 do 48,3%.

Badane komposty wykazują odczyn zbliżony do obojętnego, charakteryzują się wysoką zawartością węgla organicznego od 165,9 do 237,9 g·kg⁻¹ (średnio 203,6 g·kg⁻¹) oraz azotu ogólnego od 7,77 do 11,08 g·kg⁻¹ (średnio 9,51 g·kg⁻¹). Według normy branżowej BN-89/9103-09 kompost I klasy powinien zawierać powyżej 180 g·kg⁻¹ węgla organicznego i powyżej 8,0 g·kg⁻¹ azotu ogólnego. Kompost wytwarzany w Zakładzie Utylizacji Odpadów w Gorzowie Wielkopolskim na ogół spełnia powyższe wymagania.

Stosunek C:N w badanych kompostach jest wąski i waha się w granicach od 15,9 do 25,0 (średnio wynosi 20,8). Parametr ten służy między innymi do oceny dojrzałości kompostu, a uznaje się powszechnie [Kasprzak 1998, Żygadło 2001, Rosik-Dulewska 2002, Jędrzak i Haziak 2005], że kompost można traktować jako dojrzały, jeśli stosunek C:N jest węższy od 20:1. Badane komposty na ogół spełniają to kryterium.

Tab. 3. Zawartość makroskładników rozpuszczalnych w mieszaninie stężonych kwasów $HNO_3 + HClO_4$ w badanych kompostach

Table 3. Content of macroelements soluble in concentrated $HNO_3 + HClO_4$ mixture in examined composts

Frakcja Fraction (mm)	Wartość Value	P	K	Ca	Mg	Na
		(g·kg ⁻¹)				
< 1,0 mm	Min	2,33	3,95	38,9	2,16	2,28
	Max	3,56	8,48	58,5	4,54	4,81
	\bar{x}	2,96	6,17	47,4	3,28	3,44
	S	0,34	1,25	5,3	0,57	0,67
> 1,0 mm	Min	2,24	7,97	44,9	2,69	4,36
	Max	3,34	11,35	57,0	4,82	6,34
	\bar{x}	2,80	9,01	49,8	3,46	5,30
	S	0,38	0,73	3,3	0,61	0,51
Średnia Mean	Min	2,42	5,58	42,2	2,39	3,34
	Max	3,38	9,75	56,0	4,32	5,19
	\bar{x}	2,87	7,25	48,2	3,34	4,15
	S	0,27	0,99	3,1	0,54	0,55

Komposty wytwarzane w ZUO Gorzów Wlkp. zawierają znaczne ilości makroelementów rozpuszczalnych w HCl o stężeniu 0,5 mol·dm⁻³ (tab. 4), a średnia zawartość tej formy wapnia wynosi 46,0 g·kg⁻¹, potasu 6,16 g·kg⁻¹, sodu 3,69 g·kg⁻¹, magnezu 2,38 g·kg⁻¹ i fosforu 1,53 g·kg⁻¹. Według IUNG [1990] gleby organiczne o bardzo wysokiej zasobności w przyswajalne formy makroelementów powinny zawierać fosforu powyżej 0,525 g·kg⁻¹, potasu powyżej 0,997 g·kg⁻¹ s.m, a magnezu powyżej 1,21 g·kg⁻¹ s.m. Badane komposty w porównaniu z liczbami granicznymi dla oceny zasobności gleb organicznych w przyswajalne dla roślin makroelementy, opracowanymi przez IUNG [1990], zawierają średnio fosforu prawie 3-krotnie, potasu 2-krotnie oraz magnezu ponad 6-krotnie więcej w porównaniu z wartościami granicznymi pozwalającymi zaliczyć gleby organiczne do grupy gleb o bardzo wysokiej zasobności w omawiane makroelementy.

Tab. 4. Zawartość makroskładników rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ w badanych kompostach

Table. 4. Content of macroelements soluble in HCl at the concentration $0.5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ in examined composts

Frakcja Fraction (mm)	Wartość Value	P	K	Ca	Mg	Na
		(g·kg ⁻¹)				
< 1,0 mm	Min	1,00	3,13	36,5	1,55	1,93
	Max	2,02	6,84	53,7	3,12	3,87
	\bar{x}	1,50	5,22	45,2	2,28	2,96
	S	0,27	0,99	5,0	0,41	0,55
> 1,0 mm	Min	0,93	6,59	42,2	2,00	4,01
	Max	1,92	9,77	55,6	3,50	5,65
	\bar{x}	1,55	7,62	47,6	2,54	4,84
	S	0,22	0,72	3,6	0,44	0,50
Średnia Mean	Min	1,18	4,78	39,6	1,78	3,07
	Max	1,98	8,14	51,9	3,04	4,49
	\bar{x}	1,53	6,16	46,0	2,38	3,69
	S	0,19	0,76	3,0	0,38	0,47

Wnioski

1. Części ziemiste są dominującym składnikiem badanych kompostów. Zawierają one jednak również słabo przetworzone w procesie kompostowania cząstki organiczne pochodzenia naturalnego oraz syntetycznego. Balastu stwierdzono średnio 7,3%.
2. Zawartość substancji organicznej w badanych kompostach jest wysoka, co świadczy o dobrej wartości rolniczej tych kompostów.
3. Badany materiał charakteryzuje się wysoką zawartością węgla organicznego oraz azotu ogólnego. Przy tym jest on dojrzały, na co wskazuje wąski stosunek C:N.
4. Komposty wytwarzane w Zakładzie Utylizacji Odpadów w Gorzowie Wlkp. zawierają znaczne ilości makroelementów rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$, czyli form łatwo dostępnych dla roślin.

Literatura

1. CHWASTOWSKA J., SKALMOWSKI K., STERLIŃSKA E., WOLSKA K., SKWARA W.: *Metale ciężkie i formy ich występowania w kompostach z odpadów miejskich uzyskiwanych według technologii Dano w Warszawie*. Archiwum Ochrony Środowiska, 3-4: s. 251-259. Warszawa 1993
2. IUNG: *Liczby graniczne do wyceny zawartości w glebie makro i mikroelementów*. Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Puławy, Seria P(44). Puławy 1990
3. JĘDRZAK A., HAZIAK K.: *Określenie wymagań dla kompostowania i innych metod biologicznego przetwarzania odpadów*. Pracownie Badawczo Projektowe „EKOSYSTEM” Sp z o.o., Zielona Góra 2005
4. KASPRZAK K.: *Założenia teoretyczne i wymogi praktyczne kompostowania odpadów organicznych*. Przegląd komunalny nr. 12, 1998
5. MELLER E., NIEDŹWIECKI E., WOJCIESZCZUK T., MALINOWSKI R., STANKOWSKI S.: *Charakterystyka kompostów wytwarzanych w Zakładzie Odzysku i Składowania Odpadów Komunalnych w Leśnie Górnym*. [W]: *Gospodarka odpadami komunalnymi, Tom II. Monografia* (red. Kazimierz Szymański), s. 101-109, 2006
6. NIEDŹWIECKI E., WOJCIESZCZUK T., MELLER E., NĘDZUSIAK J., ADAMCZEWSKA M.: *Skład morfologiczny i niektóre właściwości chemiczne kompostu wytworzonego z wyselekcjonowanej frakcji organicznej odpadów komunalnych*. Folia Univ. Agric. Stetin., Agricultura 242(98): s.109-114., 2004
7. ROSIK-DULEWSKA Cz.: *Podstawy gospodarki odpadami*. PWN Warszawa 2002
8. ŻYGADŁO M.: *Strategia gospodarki odpadami komunalnymi*. Wyd. PZITS, Poznań 2001

MORPHOLOGICAL COMPOSITION AND FERTILISING PROPERTIES OF COMPOSTS PRODUCED FROM ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL WASTE IN ZUO GORZÓW WIELKOPOLSKI

Key words: composts, municipal wastes, fertilising properties

S u m m a r y

Morphological composition of composts produced from the 16-80 mm fraction of municipal waste in ZUO Gorzów Wielkopolski in the years 2004/2005 has been characterised in this paper. Basic fertilising compost properties have been also analysed: content of organic matter, total nitrogen, two macroelement forms (soluble in HCl at the concentration $0.5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ and in concentrated $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ mixture). Compost were divided into two fractions with a diameter of below and above 1.0 mm. The fraction $> 1.0 \text{ mm}$ consisted of weakly transformed organic matter. Conducted studies show that as far as fertilising properties are concerned these composts should be assessed as positive. They have earthy structure, a slight amount of ballast (7.3% on the average) and are mature as it can be seen from the narrow C:N ratio. There is a considerable amount of organic matter (40.5% on the average) and almost neutral reaction. Besides, there are considerable resources of easily soluble macroelements (available to plants). These properties indicate a good agricultural value of the examined composts.

EDWARD MELLER, EDWARD NIEDŹWIECKI,
MARIUSZ SUCHENIA*

**ZAWARTOŚĆ METALI CIĘŻKICH W KOMPOSTACH
WYTWARZANYCH Z FRAKCJI ORGANICZNEJ ODPADÓW
KOMUNALNYCH W ZAKŁADZIE UTYLIZACJI ODPADÓW
GORZÓW WIELKOPOLSKI**

Słowa kluczowe: komposty, odpady komunalne, zawartość metali ciężkich

Streszczenie

W pracy przedstawiono zawartość pierwiastków śladowych (Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Ni, Co, Cd) w kompostach wytworzonych w ZUO Gorzów Wielkopolski z frakcji 16-80 mm odpadów komunalnych. Porównanie uzyskanych wyników badań z opublikowanymi w pracy Meller i in. [2006a] wskazuje, że w procesie kompostowania zwiększa się w masie kompostu zawartość niektórych pierwiastków śladowych (Fe, Ni, Cu, Pb, Cd). Zawartość w badanych kompostach niektórych analizowanych metali ciężkich (Cd, Pb, Ni) przekracza wartości dopuszczalne, określone w przepisach prawa obowiązującego w Polsce (Dz.U. 2003, 236, 2369). Spośród badanych metali ciężkich, znacznym udziałem łatwo rozpuszczalnych form, dostępnych dla roślin, charakteryzują się szczególnie cynk (82,5%), mangan (78,8%), kadm (77,7%), nikiel (60,5%) oraz ołów (59,7%). Znaczna, na tle obowiązujących norm, zawartość w badanych kompostach szczególnie kadmu ($1,59-10,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), ołowiu ($145,6-244,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i niklu ($22,5-70,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), przy jednoczesnym dużym udziale form łatwo rozpuszczalnych tych pierwiastków, wskazuje, że należy wykluczyć możliwość wykorzystywania tych kompostów do celów rolniczych, a jednym ze sposobów ich wykorzystania mogą być cele rekultywacyjne.

Wstęp

Zawartość metali ciężkich jest jednym z ważniejszych kryteriów oceny przydatności kompostów wykorzystywanych do celów rolniczych. Znajduje to wyraz w przepisach prawa, które jako jeden z parametrów uwzględniają stan zanieczyszczenia kompostów metalami ciężkimi. Według rozporządzenia Mini-

* Akademia Rolnicza Szczecin; Katedra Gleboznawstwa

stra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 r., w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz.U. 236, 2369) dobrej jakości kompost nie powinien zawierać większych ilości metali ciężkich niż: cynku $1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, miedzi $400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ołowiu $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, niklu $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ oraz kadmu $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. kompostu.

W pracy przedstawiono wyniki badań zawartości wybranych pierwiastków śladowych w kompostach wytworzonych w Zakładzie Utylizacji Odpadów Gorzów Wielkopolski (ZUO) z frakcji organicznej (\varnothing 16-80 mm) wydzielonej na sicie bębnowym z mieszanych odpadów komunalnych. Wydzielona frakcja organiczna poddawana jest kompostowaniu przyzłowemu, na utwardzonym, zadaszonym placu.

Metodyka

Badaniom laboratoryjnym poddano 20 próbek dojrzałych kompostów pobieranych w ZUO Gorzów Wlkp. od 1 listopada 2004 roku do 10 maja 2005 roku. Próbkę kompostu po doprowadzeniu do stanu powietrznie suchego roz tarto w moździerz i przesiano przez sita, uzyskując: frakcję o średnicy poniżej i powyżej 1,0 mm. Przy czym ustalono udział masowy tych frakcji. Analizom laboratoryjnym poddano obie wydzielone frakcje, a wyniki tych badań przedstawiono jako średnią ważoną zawartość poszczególnych składników.

Oznaczono zawartość metali ciężkich (Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Ni, Co, Cd) rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz w mieszaninie kwasów $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej typu Unicam-Solaar 929, przy czym fosfor oznaczono kolorymetrycznie.

Wyniki

We wcześniejszej publikacji [Meller i in., 2006a] przedstawiono skład chemiczny frakcji 16-80 mm odpadów komunalnych wyselekcjonowanej w ZUO Gorzów Wielkopolski przed jej przekazaniem do procesu kompostowania. Materiał wyjściowy do procesu kompostowania charakteryzował się, w porównaniu z wytworzonymi już kompostami, mniejszą ogólną zawartością następujących pierwiastków: żelaza (77,7%), niklu (72,9%), miedzi (59,8%), ołowiu (57,4%) i kadmu (34,6%). Zawartość cynku, manganu i kobaltu w materiale wyjściowym i wytworzonych z nich kompostach utrzymywała się natomiast na podobnym poziomie. Proces kompostowania może przyczyniać się, zatem do zwiększania zawartości niektórych pierwiastków. Podobną zależność stwierdzili wcześniej inni autorzy [Czekała i in. 1999; Siuta i Wasiak 2000; Sasek i in.

2003; Baran i in. 2006] w przypadku kompostowania osadów ściekowych. Zdaniem wymienionych autorów przyczyną zwiększania się ilości metali ciężkich jest ubytek materii organicznej i wzrost popielności. W przypadku kompostowania odpadów komunalnych w zjawisku zwiększania się zawartości metali ciężkich może mieć duże znaczenie jeszcze inny proces. Odpady komunalne są materiałem bardzo heterogenicznym, w ich skład wchodzi części organiczne, makulatura, tworzywa sztuczne, odpady niebezpieczne (baterie) i inne. Mechaniczna segregacja nie pozwala na dokładne oddzielenie odpadów organicznych od innych składników. W czasie kompostowania zachodzi zatem stałe przenikanie substancji chemicznych między poszczególnymi komponentami. Zdaniem Garści (2004) jedna bateria może przyczynić się do dyskwalifikacji 1 m^3 kompostu.

Spośród dwóch wydzielonych frakcji kompostów na ogół wyższą zawartością pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w mieszaninie stężonych kwasów $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$, z wyjątkiem niklu, charakteryzuje się frakcja o średnicy $< 1.0\text{ mm}$ (tab. 1). Różnice zaś w zawartości pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5\text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ są pomiędzy dwoma porównywanymi frakcjami znacznie mniejsze.

Zawartość w badanych kompostach niektórych analizowanych metali ciężkich przekracza wartości dopuszczalne, które zostały podane w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku. Do tych metali należą: kadm, ołów i nikiel. Zawartość cynku i miedzi nie przekracza natomiast dopuszczalnych stężeń.

Procentowa zawartość metali ciężkich rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5\text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ w ogólnej zawartości tych pierwiastków w badanych kompostach wynosi średnio w przypadku: cynku 82,5%, manganu 78,8%, kadmu 77,7%, niklu 60,5%, ołowiu 59,7%, miedzi 24,7%, żelaza 23,8% i kobaltu 21,1% (tab. 3). Spośród badanych metali ciężkich znacznym udziałem łatwo rozpuszczalnych form, co sprzyja mobilności tych pierwiastków w środowisku oraz ich dostępności dla roślin, charakteryzują się szczególnie cynk, mangan, kadm, nikiel oraz ołów.

Tab. 1. Zawartość pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w mieszaninie stężonych kwasów $HNO_3 + HClO_4$ w badanych kompostach

Table 1. Content of trace elements soluble in concentrated $HNO_3 + HClO_4$ mixture in examined composts

Frakcja Fraction (mm)	Wartość Value	Fe	Zn	Mn	Pb	Cu	Ni	Co	Cd
		(mg·kg ⁻¹ s.m.)							
< 1,0 mm	Min	9890	719,0	282,6	147,0	122,9	18,0	3,82	1,387
	Max	17185	1999,5	714,1	257,1	370,3	89,0	10,58	10,550
	\bar{x}	12769	1249,7	439,0	189,8	215,7	36,1	6,23	3,310
	S	1954	375,3	116,7	31,0	71,2	16,1	2,23	2,358
> 1,0 mm	Min	6665	859,0	254,1	125,6	191,2	29,2	4,09	1,657
	Max	13345	1765,5	606,4	239,1	322,1	95,5	8,33	9,248
	\bar{x}	9290	1172,5	361,4	178,4	239,8	50,4	5,74	3,217
	S	1821	293,8	98,1	29,1	37,1	20,1	1,41	2,089
Śred- nia	Min	9151	808,5	286,2	145,6	156,9	22,5	4,09	1,590
	Max	15938	1807,5	619,6	244,5	361,1	70,8	9,31	10,110
	\bar{x}	11420	1217,4	407,3	184,8	225,3	40,2	6,08	3,265
	S	1953	331,9	105,0	27,6	53,7	10,9	1,95	2,230

Tab. 2. Zawartość pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ w badanych kompostach

Table 2. Content of trace elements soluble in HCl at the concentration $0,5 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ in examined composts

Frakcja Fraction (mm)	Wartość Value	Fe	Zn	Mn	Pb	Cu	Ni	Co	Cd
		(mg·kg ⁻¹ s.m.)							
< 1,0 mm	Min	1938	621,6	206,8	74,2	32,8	10,1	0,70	1,173
	Max	3603	1459,6	523,8	175,5	80,0	39,3	1,67	9,561
	\bar{x}	2648	994,8	331,9	108,8	52,3	16,5	1,12	2,566
	S	370	240,9	84,1	24,9	13,4	6,6	0,29	2,020
> 1,0 mm	Min	2035	767,0	219,2	66,4	36,1	19,6	1,07	1,384
	Max	3859	1366,6	470,6	160,7	78,9	83,2	2,11	8,000
	\bar{x}	2737	983,9	300,9	110,8	55,4	38,6	1,35	2,582
	S	410	203,3	73,7	22,8	11,7	19,8	0,26	1,859
Średnia	Min	1975	705,5	216,9	81,6	34,3	15,4	0,85	1,310
	Max	3652	1354,9	467,8	172,0	74,8	36,9	1,59	9,030
	\bar{x}	2664	989,4	318,8	110,1	54,3	23,8	1,22	2,563
	S	332	216,0	75,6	23,0	10,7	7,1	0,23	1,943

Tab. 3. Procentowa zawartość pierwiastków śladowych rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ w ogólnej zawartości tych składników w badanych kompostach

Table 3. Percentages of trace elements soluble in HCl at the concentration $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ in their total content in examined composts

Frakcja Fraction (mm)	Wartość Value	Fe	Zn	Mn	Pb	Cu	Ni	Co	Cd
		(%)							
< 1,0 mm	Min	14,1	56,0	53,6	44,9	15,6	16,1	12,7	53,1
	Max	27,9	98,5	89,5	88,1	36,3	49,7	32,4	90,6
	\bar{x}	21,1	81,2	76,3	57,6	25,3	49,2	19,0	77,6
	S	3,7	9,3	8,5	10,8	5,8	16,5	5,3	9,8
> 1,0 mm	Min	20,4	76,0	77,6	40,4	15,4	48,4	16,8	54,2
	Max	37,8	97,1	94,9	79,3	32,7	90,1	34,2	92,8
	\bar{x}	30,0	84,8	83,8	62,2	23,4	74,5	24,1	78,8
	S	4,0	5,5	4,2	8,3	5,1	10,3	4,4	9,9
Średnia	Min	16,9	62,7	66,4	44,4	17,0	23,8	14,6	63,2
	Max	30,0	97,8	87,7	80,0	31,6	82,5	29,6	89,4
	\bar{x}	23,8	82,5	78,8	59,7	24,7	60,5	21,1	77,7
	S	3,8	7,1	6,2	8,9	4,6	13,8	4,4	7,9

Biorąc pod uwagę znaczną, na tle obowiązujących norm, ogólną zawartość w badanych kompostach kadmu (od $1,59$ do $10,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), ołowiu (od $145,6$ do $244,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) i niklu (od $22,5$ do $70,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.), przy jednoczesnym dużym udziale form łatwo rozpuszczalnych tych pierwiastków, należy wykluczyć możliwość wykorzystywania tych kompostów do celów rolniczych, a jednym ze sposobów ich wykorzystania mogą być cele rekultywacyjne.

W przypadku kompostów wytwarzanych z frakcji 20-60 mm odpadów komunalnych w ZOISOK w Leśnie Górnym (gmina Police, woj. zachodniopomorskie) stwierdzono, że najwięcej problemów przy próbach przyrodniczego wykorzystania kompostów przysparzać mogą szczególnie cynk oraz ołów [Niedźwiecki i in., 2004; Meller i in., 2006b]. Dla kompostów wytwarzanych w innych zakładach potwierdzają tę opinię Chwastowska i in., 1993 oraz Weber [2000], wskazując jednak na ważną w tym względzie rolę również niklu.

Wnioski

1. Zawartość w badanych kompostach niektórych analizowanych metali ciężkich przekracza wartości dopuszczalne, które zostały podane w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku. Do tych metali należą: kadm, ołów i nikiel. Zawartość cynku i miedzi nie przekracza natomiast dopuszczalnych stężeń.

2. Procentowa zawartość metali ciężkich rozpuszczalnych w HCl o stężeniu $0,5 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ w ogólnej zawartości tych pierwiastków, w badanych kompostach wynosi średnio w przypadku: cynku 82,5%, manganu 78,8%, kadmu 77,7%, niklu 60,5%, ołowiu 59,7%, miedzi 24,7%, żelaza 23,8% i kobaltu 21,1%.

Literatura

1. BARAN S., ŻUKOWSKA G., WÓJCIKOWSKA-KAPUSTA A.: *Zmiany zawartości metali ciężkich w osadzie ściekowym kompostowanym z popiołem z węgla kamiennego*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 52: 39-46, 2006
2. CHWASTOWSKA J., SKALMOWSKI K., STERLIŃSKA E., WOLSKA K., SKWARA W.: *Metale ciężkie i formy ich występowania w kompostach z odpadów miejskich uzyskiwanych według technologii Dano w Warszawie*. Archiwum Ochrony Środowiska, 3-4: 251-259, 1993
3. CZEKAŁA J., JAKUBUS M., MOCEK A., OWCZARZAK W.: *Możliwości wykorzystania osadów ściekowych i odpadu tytoniowego do produkcji kompostów*. Fol. Univ. Agric. Stetin. 2000 Agricultura (77): 45-50, 1999
4. GARŚCIA E.: *Jak zagospodarować odpady?* Aura 10/04:3, 2004
5. MELLER E., NIEDŹWIECKI E., MALINOWSKI R.: *Chemical composition of the organic fraction of municipal wastes of Gorzów Wielkopolski township destined for composting*. [in: Chemistry for Agriculture]. Ed. Henryk Górecki, Zbigniew Dobrzański, Paweł Kafarski. Vol. 7: 759-765, 2006a
6. MELLER E., NIEDŹWIECKI E., WOJCIESZCZUK T., MALINOWSKI R., STANKOWSKI S.: *Charakterystyka kompostów wytwarzanych w Zakładzie Odzysku i Składowania Odpadów Komunalnych w Leśnie Górnym*. [W:] Gospodarka odpadami komunalnymi, Tom II. Monografia (red. Kazimierz Szymański), s. 101-109, 2006b
7. NIEDŹWIECKI E., WOJCIESZCZUK T., MELLER E., NĘDZUSIAK J., ADAMCZEWSKA M.: *Skład morfologiczny i niektóre właściwości chemiczne kompostu wytworzonego z wyselekcjonowanej frakcji organicznej odpadów komunalnych*. Folia Univ. Agric. Stetin., 2004 Agricultura 242(98): 109-114, 2004
8. SASEK V., BHATT M., CAJTHAML T., MALACHOWA K., LEDNICKA D.: *Compost-mediated removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soil*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 44: 336-342, 2003
9. SIUTA J., WASIAK G.: *Kompostowanie odpadów i użytkowanie kompostu*. Instytut Ochrony Środowiska. s140. Warszawa 2000

10. WEBER J., KARCZEWSKA A., DROZD J., LICZNAR M.: *Wpływ kompostowanych odpadów miejskich na zawartość metali ciężkich w glebie lekkiej w pierwszym roku po zastosowaniu kompost.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 471: 1181-1187, 2000

CONTENT OF HEAVY METALS IN COMPOSTS PRODUCED FROM ORGANIC FRACTION OF MUNICIPAL WASTE IN ZUO GORZÓW WIELKOPOLSKI

Key words: composts, municipal wastes, heavy metals contents

S u m m a r y

This paper presents the content of trace elements (Fe, Zn, Mn, Pb, Cu, Ni, Co, Cd) in composts produced from 16-80 mm fraction of municipal waste in ZUO Gorzów Wielkopolski. The comparison of obtained results with previous study results by Meller et al. (2006) shows that as a result of composting process the content of certain trace elements increases (Fe, Ni, Cu, Pb, Cd). The content of some heavy metals under study (Cd, Pb, Ni) exceeds permissible values, defined by the current regulations in force in Poland (Dz.U. 2003, 236, 2369). Among the examined heavy metals, zinc (82.5%), manganese (78.8%), cadmium (77.7%), nickel (60.5%) and lead (59.7%) are characterised by a considerable amount of easily soluble forms, which favours their availability to plants. Relatively high, in the light of permissible limits, content of cadmium (1.59-10.11 mg·kg⁻¹ dry matter), lead (145.6-244.5 mg·kg⁻¹ dry matter) and nickel (22.5-70.8 mg·kg⁻¹ dry matter) with a great amount of their easily soluble forms exclude the possibility of using these composts for agricultural purposes. Land reclamation may be one of possible applications.

BOGDAN OLEJNICZAK^{*}, MAREK MACIANTOWICZ^{}**

**ZAGROŻENIA BIOTYCZNE I ABIOTYCZNE
NA TERENIE LEŚNEGO KOMPLEKSU PROMOCYJNEGO
„BORY LUBUSKIE” I PODEJMOWANE
DZIAŁANIA ZAPOBIEGAWCZE**

Streszczenie

Leśny Kompleks Promocyjny „Bory Lubuskie” powstał w 1994 roku. Teren LKP, obejmujący swoim zasięgiem granice Nadleśnictwa Lubsko, został wybrany nieprzypadkowo. To właśnie tutaj, do 1992 roku, miały miejsce największe po II wojnie światowej pożary lasów w Polsce. W roku 1982 pożar w okolicach Zasiiek pochłonął 1157 ha lasu. To na tym terenie opad SO_2 osiągnął w połowie lat 80. najwyższy wskaźnik w Polsce! I o ile przy wyborze pozostałych 19 LKP, położonych na terenie całej Polski, głównym czynnikiem była atrakcyjność przyrodnicza, o tyle w przypadku LKP Bory Lubuskie, zadecydowała specyfika tych terenów wynikająca z nakładających się licznych zagrożeń. Jednak jak się okazało, znajdują się tutaj również wybitne walory przyrodnicze o randze ogólnopolskiej. Nadanie tym terenom statusu LKP umożliwiło modyfikację zasad gospodarowania w drzewostanach oraz realizowanie działań o charakterze eksperymentatorskim. Nadleśnictwo Lubsko podejmuje działania związane ze zwiększaniem bioróżnorodności poprzez realizowanie programów aktywnej ochrony siedlisk i gatunków. Na terenie LKP testowane są nowe technologie, przyjazne dla środowiska, które potem wdrażane są w pozostałych nadleśnictwach.

Geneza powstania LKP

Potrzeba ochrony lasu, racjonalnego użytkowania jego zasobów i zachowanie ciągłości wielostronnych funkcji nabiera coraz większego zrozumienia w społecznościach narodowych, rządach, parlamentach, co znalazło wyraz m.in. konferencjach ministerialnych nt. ochrony lasów w Europie (Strasburg XII 1990 r.; Helsinki VI 1993 r.) w ustaleniach „Szczytu Ziemi” w Rio de Janeiro w 1992 r. i innych.

* Nadleśnictwo Lubsko

** RDLP w Zielonej Górze

Polska wniosła istotny wkład w kreowanie nowej polityki leśnej Europy i Świata poprzez tworzenie Leśnych Kompleksów Promocyjnych (LKP), których pierwszych siedem utworzono w 1994 r., Zarządzeniem nr 30 Dyrektora Generalnego LP z dnia 19 grudnia. Wśród tej grupy znalazł się również Leśny Kompleks Promocyjny „Bory Lubuskie” obejmujący teren Nadleśnictwa Lubsko. Aktualnie na terenie Lasów Państwowych w Polsce funkcjonuje 19 LKP.

- Do głównych celów postawionych leśnym kompleksom promocyjnym wynikających z Polityki Leśnej Państwa (1997) należą [Dawidziak i Zaleski 2005]:
- promowanie i ochrona różnorodności biologicznej w całym procesie zarządzania i gospodarowania lasami
- dostosowanie koncepcji zagospodarowania i użytkowania lasu do przyrodniczych, gospodarczych i społecznych warunków funkcjonowania gospodarstwa leśnego z priorytetem naturalnego i półnaturalnego kierunku hodowli lasu (rębnie złożone, grupowe, wykorzystanie odnowień naturalnych i inne)
- stosowanie technik i technologii bezpiecznych dla środowiska i przyjaznych dla człowieka i przyrody
- zapewnienie trwałości lasów, ich wielofunkcyjności, restytucja i rehabilitacja składników
- ekosystemów leśnych w wyniku ich stopniowej przebudowy, z drzewostanów jednowiekowych i jednopiętrowych do drzewostanów wielogatunkowych o zróżnicowanej strukturze
- upowszechnienie biologicznych i ekologicznych metod ochrony lasu wraz z ograniczaniem do poziomu niezbędnego stosowania substancji chemicznych.

Teren LKP „Bory Lubuskie” obejmujący swoim zasięgiem granice Nadleśnictwa Lubsko został wybrany nieprzypadkowo. O ulokowaniu właśnie tutaj jednego z pierwszych siedmiu w Polsce LKP-ów zadecydowały specyficzne warunki siedliskowe (81% siedlisk borowych). Teren Nadleśnictwa Lubsko miał również służyć jako obiekt eksperymentalny do wprowadzania nowych rozwiązań technologicznych i koncepcyjnych na obszarze mających tu wcześniej miejsce, wielkich pożarów, imisji przemysłowych oraz dużych powierzchni gradacji owadów liściożernych. Nie bez znaczenia było również sąsiedztwo przez Nysę z Niemcami.

Jednym z głównych problemów na terenie LKP Bory Lubuskie są duże obszary pożarzystk. To właśnie tutaj do 1992 roku miały miejsce największe po II wojnie światowej pożary lasów w Polsce:

- w roku 1976 – 675 ha,
- w roku 1982 pożar w okolicy Zasiiek pochłonął 1152 ha,

- w roku 1983 – 225 ha,
- w roku 1992 – 588 ha.

Wszystkie duże pożary, jakie miały miejsce w przeszłości doprowadziły do degradacji gleb oraz uproszczenia struktury wiekowej drzewostanów (przewaga drzewostanów młodych) na znacznych obszarach.

Innym czynnikiem szkodliwym na tym terenie o naturze antropogenicznej były emisje przemysłowe. Pyły i gazy pochodzące głównie z emisji transgranicznych oraz lokalnych źródeł powodowały uszkodzenia na 40% powierzchni nadleśnictwa. To właśnie na tym terenie, a nie na Śląsku, opad SO_2 osiągnął w połowie lat 80 najwyższe wskaźniki w Polsce.

Kolejnym czynnikiem wpływającym negatywnie na środowisko są susze.

Budowa geologiczna terenów LKP w połączeniu z widocznym zwłaszcza w ostatnim okresie niskim poziomem opadów atmosferycznych i niekorzystnym ich rozłożeniem w stosunku do okresu wegetacyjnego, naraża rośliny na długotrwałe niedobory wody – susze. Drzewa broniąc się przed nadmierną transpiracją zrzucają przedwcześnie część swego ulistnienia. Zjawisko to zakłóca procesy rozwojowe drzew i drzewostanów oraz powoduje gwałtowne obniżenie odporności na inne czynniki szkodliwe.

Ubogie i suche gleby oraz wyrosłe na nich monokultury sosnowe, częste pożary oraz wpływy zanieczyszczeń powietrza sprawiły, że tutejsze lasy były i nadal są szczególnie narażone na szkody powodowane przez masowe występowanie szkodników liściożernych.

Misja LKP – program hodowlano-ochronny

Objęcie w 1994 r. Decyzją Dyrektora Generalnego statusem LKP nałożyło na kierownictwo nadleśnictwa określone obowiązki jak również umożliwiło modyfikację zasad gospodarowania w drzewostanach oraz realizowanie działań w charakterze eksperymentatorskim.

Podstawowe zadania LKP „Bory Lubuskie” to:

- przywracanie naturalnej zmienności w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych,
- restytucja zdegradowanych i zniszczonych zbiorowisk przyrodniczych metodami hodowli i ochrony lasu w celu zapewnienia szybszego tempa przywracania zgodności biocenozy z biotopem,
- ochrona różnorodności biologicznej z zachowaniem bogactwa genetycznego,
- wzmocnienie korzystnego wpływu lasu na środowisko przyrodnicze oraz społeczno gospodarczy rozwój regionu przez racjonalne użytkowanie, odnowienie i powiększenie zasobów leśnych,

- edukacja przyrodniczo leśna.

Podjęmowane działania

Ze względu na wymienione wcześniej zagrożenie pożarowe - staje się oczywiste, że prowadzone działania muszą preferować wdrażanie przedsięwzięć związanych z ochroną przeciwpożarową. Podstawowym kierunkiem jest unowocześnienie infrastruktury służącej do lokalizacji i zabezpieczenia działań przeciwpożarowych. Aktualnie na ww. infrastrukturę składa się:

- punkt alarmowo-dyspozycyjny (PAD) znajdujący się w siedzibie nadleśnictwa, wyposażony jest w mapę topograficzną do ustalania miejsca pożaru, środki łączności, komputer,
- 5 wież obserwacyjnych rozmieszczonych tak by każdy punkt w terenie był obserwowany minimum z dwóch wież,
- 2 bazy podręcznego sprzętu przeciwpożarowego,
- samochód rozpoznawczo-gaśniczy Land Rover wyposażony w moduł gaśniczy do zwalczania małych pożarów, wyposażony w system lokalizacji GPS,
- lądowisko operacyjne Marianka z punktami zaopatrzenia wodnego,
- 68 punktów czerpania wody rozmieszczonych równomiernie na całym terenie, każdy o pojemności co najmniej 50 tys. litrów,
- 2 beczkowozy o pojemności 4,5 tys. l. każdy,
- przyczepa przystosowana do pełnienia funkcji polowego ośrodka dowodzenia.

Innym priorytetowym działaniem w LKP Bory Lubuskie jest poprawa gospodarki wodnej terenów leśnych.

W 1999 r. rozpoczęto realizację „Programu małej retencji” na bazie istniejącej dokumentacji kartograficznej i wiedzy terenowej Służby Leśnej.

Zabudowa cieków wodnych głównie w postaci zastawek i przelewów, w ostatnich latach powiększyła lustro wody o 14 ha i spowodowała dodatkowe retencjonowanie wody w ilości około 51 tys. m³. Następne zadania będą realizowane na bazie przygotowanego w 2007 r. „Programu małej retencji wodnej terenów zarządzanych przez Lasy Państwowe w województwie lubuskim”, którego podstawę stanowiło wcześniejsze rozpoznanie możliwości retencyjnych na terenie LKP.

Opracowany wraz z powołaniem LKP „Program hodowlano-ochronny” zakłada doprowadzenie do rewitalizacji i naturalizacji tutejszych siedlisk. Prowadzone działania gospodarcze mają za zadanie doprowadzenie do zwiększenia bioróżnorodności, głównie na drodze przebudowy drzewostanów.

Efektom tych działań ma być odtworzenie naturalnych właściwości obronnych zbiorowisk leśnych przed kompleksem czynników szkodliwych oraz zwiększenie żyzności siedlisk. Dla osiągnięcia tych celów:

- prowadzi się podsadzenia drzewostanów sosnowych i brzoźowych w celu uzyskania II piętra drzew składającego się głównie z dębów (*Quercus* sp.), buka (*Fagus sylvatica* L.) i lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* L.),
- wprowadza się gatunki krzewiaste jako podszyty do drzewostanów na słabszych siedliskach,
- zachowuje się biogrupy,
- preferuje się w drzewostanach strukturę różnowiekową i wielopiętrowość warstwy drzewiastej.

W celu lepszego wykorzystania potencjału siedlisk wykonano rozpoznanie zasobności siedlisk na podstawie wyników prac glebosiedliskowych zakończonych w 1997 roku.

W porównaniu z wcześniejszymi danymi, wyraźnie zaznaczyło się zmniejszenie udziału siedlisk boru suchego (Bs) na korzyść siedlisk boru świeżego (Bśw), boru mieszanego świeżego (BMśw), lasu mieszanego wilgotnego (LMw) oraz lasu świeżego (Lśw). Jako jedno z podstawowych wytycznych gospodarki leśnej w LKP Bory Lubuskie, założono osiągnięcie poprawy stanu lasu poprzez wzbogacenie składu gatunkowego drzewostanów.

Utworzono gospodarstwo rębni Id (rębni gniazdowa) na siedlisku boru mieszanego wilgotnego (BMw), w celu zagwarantowania uzyskania właściwego udziału gatunków liściastych na tym siedlisku.

Prowadzona w LKP przebudowa drzewostanów ma głównie na celu wzbogacenie monokultur sosnowych gatunkami drzew liściastych, których udział wzmocni odporność lasu jako organizmu, na zjawisko suszy fizjologicznej. Działanie to wpłynęło również na zwiększenie bioróżnorodności oraz poprawę żyzności siedlisk.

Inne elementy zwiększenia bioróżnorodności i oporu w środowiska, które są stosowane w LKP Bory Lubuskie to:

- pozostawienie cennych biogrup na zrębach (zajmujących do 5% powierzchni) w celu zachowania różnorodności gatunków związanych ze starodrzewiami,
- ochrona starych drzew dziuplastych do ich biologicznej śmierci i naturalnego rozkładu,
- wyznaczenie tzw. „ostoi ksylobiontów” czyli obszarów leśnych, na których występują zwiększone zasoby zamierających i martwych drzew, stanowiących miejsce bytowania bardzo rzadkich, wyspecjalizowanych gatunków,
- czynna ochrona ptaków oraz nietoperzy,

- odstąpienie na powierzchniach zrębowych od wypalania gałęzi na rzecz ich rozdrabniania i pozostawienie na powierzchni,
- odtwarzanie i zachowanie cennych elementów środowiska przyrodniczego takich jak torfowiska, bagna, łąki śródleśne, wrzosowiska itp.,
- kształtowanie ekotonów (stref przejściowych pomiędzy lasem a innymi typami środowiska) jako czynnika biologicznie wzbogacającego obrzeże lasu,
- ochrona runa leśnego na uboższych siedliskach borowych,
- stosowanie metody ogniskowo-kompleksowej i ognisk biocenotycznych, na obszarach zagrożonych
- wprowadzanie podszytów (w latach 1999-2006 – 52,61 ha),
- stosowanie bezpiecznych technologii dla środowiska leśnego - oleje biodegradowalne, sortymentowa metoda pozyskania drewna itp.,
- poprawienie bazy żerowej dla zwierzyny oraz utrzymanie jej liczebności na poziomie, przy którym wyrządzone szkody są gospodarczo znośne,
- tworzenie korzystnych warunków bytowania płazów i drobnych ssaków, sadzenie drzew i krzewów zacinających remizy, tworzenie sztucznych zbiorników wodnych.

Zachodzące zmiany

Niemal do końca XX wieku lasy Nadleśnictwa Lubsko podobnie jak w całym regionie przygranicznym, poddawane były silnej dawce imisji przemysłowych z terenu Niemiec oraz innych krajów Europy Zachodniej. Brak naturalnych przeszkód w postaci wzniesień oraz powstawanie na terenie Środkowej Europy rozległych frontów atmosferycznych, powoduje, że wraz z masami powietrza docierają na teren Polski zarówno zanieczyszczenia pierwotne, jak i wtórne (np. O₃).

Wzdłuż zachodniej granicy Polski po stronie niemieckiej ulokowanych jest szereg dużych elektrowni, dla których podstawowym źródłem energii jest węgiel brunatny, pozyskiwany w pobliskich kopalniach odkrywkowych. Od drugiej połowy lat 90. XX wieku kraje Europy realizują program ograniczenia poziomu emisji przemysłowych. Wymusza to przyjęty przez Unię Europejską podstawowy dokument w zakresie ochrony powietrza, którym jest Dyrektywa 96/62/EC z 27.09.1996 r. Określa ona wymagania dotyczące oceny i zarządzania jakością powietrza. Głównym jej celem jest utrzymanie wysokiej jakości powietrza w rejonach, gdzie jest ona dobra oraz jej poprawa na pozostałych obszarach.

Działania związane z ograniczaniem emisji przeprowadzone po stronie niemieckiej, szczególnie po zjednoczeniu, spowodowały efekty, już zauważalne w tutejszej przyrodzie. Przeprowadzone w 2006 r. przez prof. Ludwika Lipnickiego badania lichenologiczne, dotyczące występowania porostów w lasach Nadleśnictwa Lubsko, okazały się rewelacją przyrodniczą, szczególnie w kontekście krótkiego okresu czasu od założenia filtrów na kominach niemieckich elektrowni.

Na terenie utworzonego w 2006 r. rezerwatu Mierkowskie Suche Bory, zostało stwierdzone występowanie 60 gatunków porostów w tym 35 naziemnych (Lipnicki inf. ustna). Do najcenniejszych stwierdzonych tutaj gatunków należą rzadkie w kraju: karlinka brodawkowata, chrobotek rozetkowy, chróścik pastercki oraz chróścik orzęsiony umieszczony na Liście roślin zagrożonych w Polsce – Porosty [Cieśliński, Czyżewska i Fabiszewski 1992]. Natomiast najciekawszym odkryciem jest stwierdzenie na obszarze dawnego porażyska na południe od Brodów – występowania chronionych nadrzewnych gatunków porostów jak brodaczkę oraz włostki, które występują tutaj na korze młodych brzoź i gałęziach modrzewi. Gatunki te są indykatorami bardzo dobrych warunków aerosanitarnych, co świadczy o tym, że po stworzeniu odpowiednich warunków, procesy regeneracyjne mogą zachodzić w środowisku przyrodniczym nadspodziewanie szybko.

ANNA ORCZEWSKA, BOŻENA BADACH,
STANISŁAW CABAŁA, JERZY WACH *

**ECOLOGY OF AN ALDER CARR *RIBESO NIGRI-ALNETUM*
SOL.-GÓRN. (1975) 1987 COMMUNITY IN AN AREA
OF SUBSIDENCE CAUSED BY COAL MINING
(CHORZÓW AREA CASE STUDY)**

Key words: interior basin, surface deformations, waterlogging, ground surface depression, submergence, Upper Silesia

S u m m a r y

*Studies were made of the influence of the mining industry on the floristic composition, vertical and horizontal structure, and the stand's health condition, of the alder carr *Ribeso nigri-Alnetum Sol.-Górn. (1975) 1987* community, in the nature-landscape complex 'Uroczysko Buczyzna' in Chorzów, Upper Silesia. A single-layered stand, of an average canopy cover reaching 65%, allows for the abundant natural regeneration of black alder. However, one may assume that very dense and concentrated patches of its seedlings will contribute to the low efficiency of the natural regeneration of the stand in the future. The most serious threat to the existence of the alder carr community is the subsidence of the ground caused by coal exploitation, resulting in the creation of a subsidence water basin. Permanent submergence, observed in some parts of the alder carr, has led to the death of many black alder trees. Partial amelioration of the study area is needed to reduce the negative effects of mining and to allow the *Ribeso nigri-Alnetum* community to persist in the future.*

Introduction

The exploitation of minerals lasting a few centuries and the development of industry (metallurgy or smelting, fuel, chemical, and power) had a great influence on the natural environment of Upper Silesia. It led to the pollution of air and surface waters and to heavy surface deformations. It has been estimated that almost 98% of the total amount of coal in Poland is extracted from the Upper Silesian coal mines. Thus, the influence of mining is very clearly seen in

* University of Silesia; Faculty of Biology and Environmental Protection; Department of Ecology

the region [Dwucet & al. 1992]. Furthermore, Upper Silesia is one of the biggest coal exploitation areas in Europe.

The coal-mining industry leads to many undesirable changes in the natural environment, including geochemical, biogenic, hydrological and hydrogeological transformations. Both direct and indirect types of influence can be observed. The group of direct changes includes surface deformations [Ogrodowski & Kot 1988, Chwastek & al. 1990], resulting from the activity of gravitational forces over empty spaces made in the rock formation following the extraction of coal deposits. Such changes are classified as continuous deformations, which take the form of mild and extensive land depressions, so-called lowering basins or subsidence basins. Such depressions usually lead to extensive flooding [Dwucet & al. 1992], which belongs to the group of indirect effects of mining [deformations [Ogrodowski & Kot 1988]. The presence of waterlogged areas is caused by the changes in the interrelated position of ground surface (subsidence) and the level of the water table. Up to 1992, about 640 km² of the area of Upper Silesia had been under the influence of the direct effects of mining extraction. The indirect effects, namely drainage, waterlogging and seismic shocks, had been recorded on an area of ca. 1000 km² [Dwucet & al. 1992]. In the rock formation, extensive, post-exploitation hollows, of a size of 110 million m³, were created, which is equivalent to an average annual surface depression of up to 20 cm on an area of 640 km². The deformation of surface features is one of the main consequences of mining extraction. In some parts of Upper Silesia, including Katowice and Chorzów cities, surface depressions reach a depth of five to 13 meters [Dwucet & al. 1992].

One of the consequences of the changes caused by the mining industry is shrinkage of the areas with natural and semi-natural vegetation. Among them, forests were the most heavily affected. One such area is the "Uroczysko Buczyna" forest, designated as a nature-landscape complex in the year 2001. It is characterised by high floral and faunal diversity and well-developed and well-preserved acidic lowland beech wood – *Luzulo pilosae-Fagetum* – and riverside carr – *Fraxino-Alnetum* – forest communities. However, the close proximity of industrial plants, coal mines and cities has influenced the natural features of the site. Subsidence caused by coal extraction in the Śląsk and Katowice-Kleofas coal mines, is the most drastic consequence.

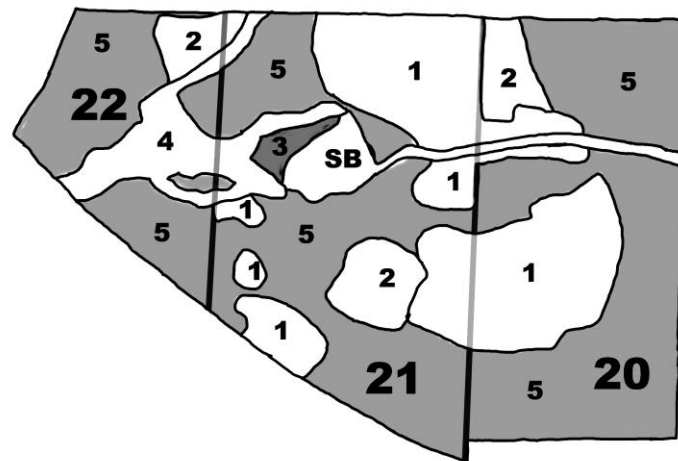
The aim of this paper is to present the influence of the mining industry on the floristic composition, vertical and horizontal structure, and the state of health of the stand of the alder carr *Ribeso nigri-Alnetum* community, developing in the Uroczysko Buczyna forest complex. Within this particular forest community, the influence of the mining industry on the natural environment is the most noticeable that we detected.

Description of the study site

The Uroczysko Buczyna nature-landscape complex is located in the Silesian voivodship, within the administrative borders of the town of Chorzów. The study area is surrounded by cities, on the south-western side by Ruda Śląska and in the east by Katowice.

According to the physio-geographical division of Poland [Kondracki 2001], the study site is located within: Polish Uplands province, Silesian-Kraków Upland subprovince, Upper Silesia macroregion, and Katowice Upland mesoregion.

The overall area of the complex is 65.32 hectares and includes three forest divisions (no. 20, 21, and 22), owned and managed by Katowice Forest District, and belonging to the state forestry (Fig. 1).



1 – *Luzulo pilosae-Fagetum*; 2 – *Quercu roboris-Pinetum* 3 – *Ribeso nigri-Alnetum*;
4 – *Fraxino-Alnetum* 5 – *Tilio cordatae-Carpinetum betuli*; SB – subsidence basin

Fig. 1. Location of the study site

The study area is located within the main anticline, highly elevated tectonic-structural unit of the Upper Silesian Basin, composed of palaeozoic deposits [Fajer & Grygierczyk 1994, Parzentny & Radosz 1997].

The Uroczysko Buczyna forest has a diverse morphology. Its ground surface falls towards the west, south-west and south [Opinia 1997].

Within the area studied, brown, acidic soils and gley soils are predominant. Black half-bog (muck) soils and acidic brown, podzolic soils are also present here. Most soils are of moderate depth. Shallow soils are present only in the forest division no. 22. The soils of the Uroczysko Buczyzna are a sandy mantle rock of a normal or loamy sand character. In the deeper layers, light, sandy or, less frequently, heavy clay are present [Plan urządzania lasu]. The site is located in the Odra river basin and Kłodnica river catchment [Kuczera 1995].

A few streams, some of them seasonal, flow through the area and there is a small interior water basin in forest division no. 21b. The area is under the influence of the Middle Uplands climate, belonging to the Silesian-Kraków climatic province [Romer 1949]. The average annual air temperature is 7-8 °C, and the annual precipitation is 700-800 mm. The highest rainfall occurs in July (80-100mm). The vegetation season lasts ca. 205 days [IMiGW 2000].

Within the Uroczysko Buczyzna, five types of forest community were recorded: acidic, lowland beech wood (*Luzulo pilosae-Fagetum* W. Mat. et A. Mat. 1973); riverside carr (*Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952); oak-hornbeam (*Tilio cordatae-Carpinetum betuli* Tracz. 1962); continental, mixed conifer (*Quercu roboris-Pinetum* (W. Mat. 1981) J. Mat. 1988); and alder carr (*Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Górn. (1975) 1987). The *Luzulo pilosae-Fagetum* and *Fraxino-Alnetum* are the most valuable and the best preserved, whereas the *Ribeso nigri-Alnetum* community is the most heavily transformed and degenerated [Cabała & Herczek 1999].

The study site is located directly above the excavation section of the Śląsk coal mine, where coal extraction started in the mid-1970s. Between 2001 and 2003, coal was extracted directly below the Uroczysko Buczyzna, at a depth of 730m, from the 2.8m-thick roof layer. In the northern part of the forest, coal extraction was undertaken at a depth of 700 m, from the bottom layer of 3.5 m thickness. In the Katowice-Kleofas coal mine, extraction took place much more shallowly, at a depth of 100 m below the ground, from a layer 1.1m thick. These extraction sites were the last to continue in the area, until mining stopped completely in 2003. The mining industry led to up to 10 m-deep ground-surface depressions, which can be observed in the north-western part of the study site, and about 13-14 m deep in the central part of the area [Opinia 1997].

In 1996, as a result of subsidence, in the south-eastern part of the Uroczysko Buczyzna (forest division no. 20f) an interior subsidence basin was created. Temporal submergence of an area of 1.5 hectares, damaging the forest stand, took place as a consequence. Although the waterlogged area was ameliorated and drained in 1996 [Opinia 1997], waterlogging continued subsequently. Thus, the water basin located in forest compartment no. 21b is not of natural origin; it was also created as a consequence of subsidence caused by mining. The area and the depth of the basin continue to increase: the ditches, which were sup-

posed to ameliorate the submerged part of the forest, no longer help to reduce the excessive amount of water, since the current depth of the subsidence basin has exceeded that of the amelioration ditches.

Material and methods

In order to characterise the floristic composition of the *Ribeso nigri-Alnetum* community, three phytosociological relevés were taken by the Braun-Blanquet method.

Studies on the vertical (stand and its natural regeneration) and horizontal structure of the alder carr *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Görn. (1975) 1987 community were undertaken in June 2002. Within the whole area of the community (0.0225 ha – plot 15 by 20 m) heights and diameters of trees were measured. To assess the degree of natural regeneration of the stand, seedlings up to 0.5 m high, 0.5-2.0 m and over 2 m high, but with diameter of less than 5 cm, were counted.

The horizontal structure of the herb layer was assessed within the Greig-Smith grid [Greigh-Smith 1952], 8 x 8 m in size, consisting of 16 quadrats of 2 x 2 m. Within each quadrat, the percentage cover of species of vascular plants was estimated according to the following scale: 1, 5, 10, 20 ... 100%. In addition, the canopy cover index within each quadrat was measured using a spherical densiometer.

As the first step of the analysis, a numerical classification of the data on herb layer composition, with the use of the Mulva-5 package [Widli & Orlóci 1996], was undertaken. Scalar and vector transformation was applied, then the similarity correlation coefficient was calculated to assess the degree of similarity among quadrats, according to the following formula:

$$r(x,y) = \frac{\sum xy - \frac{\sum x \sum y}{n}}{\sqrt{\left(\sum xx - \frac{\sum x^2}{n}\right) \left(\sum yy - \frac{\sum y^2}{n}\right)}} \quad (1)$$

Then, as a result of cluster analysis with the use of minimal variance,

$$Q_{jk} = (n_j n_k / n_j + n_k) \delta_{jk} \quad (2)$$

quadrats were grouped. The floristic similarity of quadrats was illustrated on a dendrogram. As a result of numerical classification, microcommunities were

distinguished. Their nomenclature was given based on the names of dominant species. Spatial distribution of the microcommunities distinguished was presented on a carthogram. Nomenclature of vascular plants followed that proposed by Mirek et al. [Mirek & al. 2002].

Habitat conditions within quadrats were assessed using Ellenberg indicator values [Ellenberg & al. 1992]. The weighted means of moisture (F), reaction (R), nitrogen content (N) and light (L) indicators were calculated. Species richness (number of species) and species diversity (Shannon index) for each quadrat were measured. For both types of calculation, the Mulva-5 package was used. Ellenberg indicator values were presented as carthograms and Shannon index values as a histogram.

To examine whether there is any relationship between the canopy density and: total cover of herb layer, species richness, species diversity, and Ellenberg indicator values within each type of microcommunity, the Spearman correlation coefficient test was applied. Mean values of Ellenberg indicator values, species richness and species composition, herb layer cover and canopy cover were compared among microcommunities using the Kruskal-Wallis test. The Statistica 5.0 software was used for all statistical computations.

Results

Phytosociological characteristics

Table 1 shows the species composition of the *Ribeso nigri-Alnetum Sol.-Górn.* (1975) 1987 community. It is worth mentioning that a few years ago, when the relevés were taken, the overall area occupied by this community was a few times bigger than during the ecological studies on stand structure and herb layer composition. The differences that were observed were a consequence of subsidence and waterlogging.

Table 1. Ribeso nigri-Alnetum Sol.-Górn. (1975) 1987 community

	Number of relevé		
	1	2	3
Date	6.09. 1999	6.09. 1999	7.09. 1999
Forest division	21c	21c	21c
Relevé area [m ²]	100	100	100
Tree layer cover [%]	70	60	60
Shrub layer cover [%]	20	5	5
Herb layer cover [%]	100	80	90
Number of species in relevé	17	10	15

CH.+D°. *Ribeso nigri-Alnetum* + *Alnetea glutinosae*

<i>Carex elongata</i> L.		3.3	3.3	.
^o <i>Carex remota</i> L.		1.3	.	+3
<i>Dryopteris cristata</i> (L.) A.Gray		.	+2	.
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.		+	.	.
<i>Lycopus europaeus</i> L.		.	+	.
<i>Salix cinerea</i> L.		.	.	+
Accompanying species		4.4		
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	a	+	4.4	4.4
<i>Alnus glutinosa</i>	b	+	+	1.1
<i>Alnus glutinosa</i>	c	2.2	+	.
<i>Frangula alnus</i> Mill.	b	2.3	1.1	+
<i>Juncus effusus</i> L.		1.1	4.4	1.3
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.		+2	1.1	+
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.		3.3	+2	+2
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth		2.3	+	.
<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P.Beauv.			.	+2

Species occurring only in one relevé:

Acer pseudoplatanus L. b 1; *Agrostis stolonifera* L. 1; *Bidens tripartita* L. 1; *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth 1; *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs 1; *Equisetum sylvaticum* L. 3; *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. 3(1.3); *Glyceria fluitans* (L.) R.Br. 3(4.4); *Polygonum hydropiper* L. 4; *Potamogeton natans* L. 3(2.3); *Quercus robur* L. b 1; *Rubus idaeus* L. 3; *R. plicatus* Weihe & Nees 3; *Sorbus aucuparia* L. Emend. Hedl b 1; *Urtica dioica* L. 2.

Stand structure and its natural regeneration

The single-layered stand is purely composed of *Alnus glutinosa* with average tree cover reaching 65% and a density of 1022 specimens per hectare. Tree diameter varies between 5,5 and 38 cm, with 29,3 cm being the average. Trees reach 17-24 m in height, with 20,8 m being the average value. The presence of many dead trees, especially in the proximity of the subsidence water basin, is noted. Tree distribution within the research plot is presented in Figure 2a.

Natural regeneration of the stand is observed in the whole area studied. The most abundant are seedlings up to 0,5 m high (16666,7 specimens per hectare). Seedlings of 0,5-2,0 m high are not as numerous but they are still strongly represented. In both height classes, seedlings of black alder are the most abundant. The highest concentration of seedlings under 2 m high is found on the side of the plot adjacent to the riverside carr Fraxino-Alnetum W. Mat 1953 commu-

nity, whereas seedlings over 2 m high are most numerous in the central part of the plot (Fig. 2b).

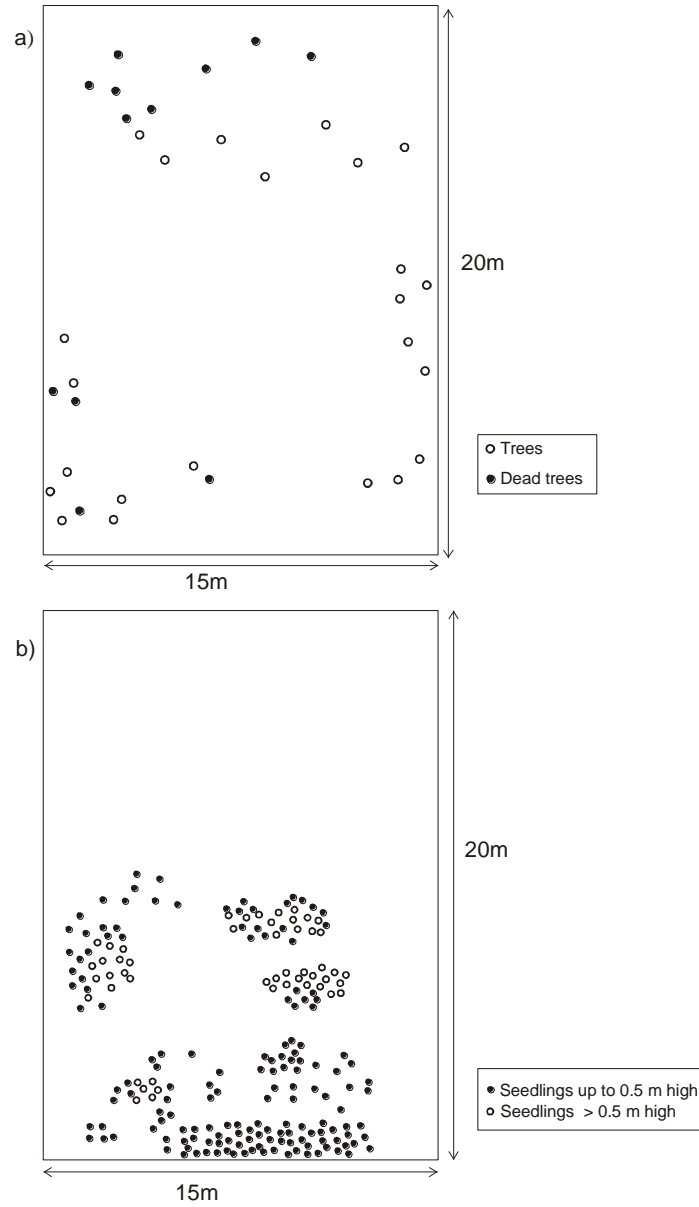


Fig. 2. Distribution of a) trees and b) seedlings of different height classes within the study site

Horizontal structure of the herb layer

Species richness and diversity

The cover of the herb layer is very high, reaching over 70% but it is very poor in species, with only 10 species of vascular plants recorded. *Carex remota* (16 quadrats), *Juncus effusus* (14), *Alnus glutinosa* (13), *Calamagrostis epigejos* (12) and *Lysimachia vulgaris* (11) are the most frequent, while *Carex remota* gives the greatest cover (32%).

The value of the Shannon diversity index varies between 0,34 and 0,85, with an average of 0,65. The most frequent are the values between 0,6 and 0,7.

Habitat conditions – Ellenberg indicator values

The mean values of the Ellenberg indicators calculated for the community allow us to describe its habitat conditions as semi-shaded sites (L=5,2), with moist (F=7,8), moderately acidic soils (R=4,5) of average nitrogen content (N=4,6).

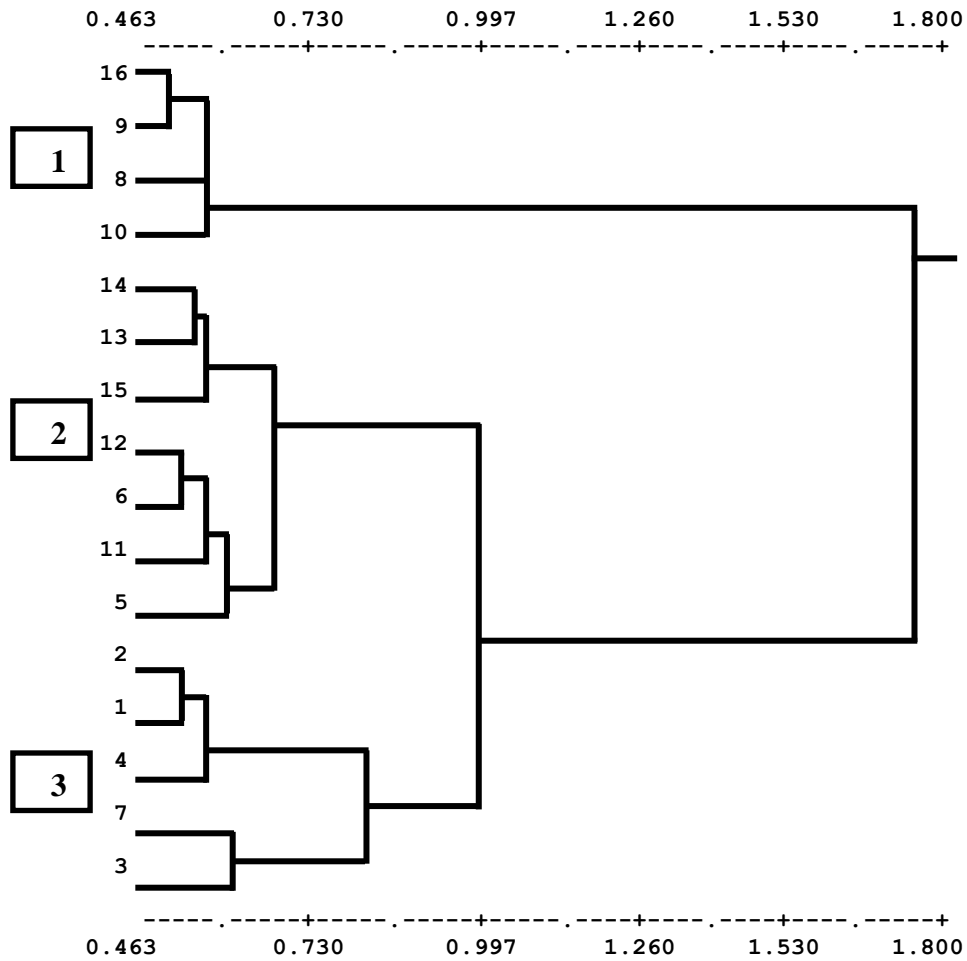
A strong, positive correlation between the canopy index and species richness ($r=0,74$; $p=0,001$) and diversity ($r=0,54$; $p=0,033$) was observed, but no correlation between canopy index and herb layer cover ($r= -0,5$; $p=0,051$) or light indicator value ($r=0,46$; $p=0,076$) was found.

Comparative characteristics of the microcommunities

Within the research plot, three microcommunities were distinguished:

- a) *Carex remota* (1), dominated by *Carex remota*, with low cover and frequency of other herb layer species;
- b) *Carex remota-Alnus glutinosa-Juncus effusus* (2), where these three species play the most important role;
- c) *Juncus effusus*, with abundant occurrence of *Juncus effusus* but also high frequency of *Carex remota*. Compared to the first two microcommunities *Calamagrostis epigejos* and *Deschampsia caespitosa* reach a higher average percentage cover here.

A full species composition and the percentage cover of each species are given in Table 2. The floristic similarity of the microcommunities distinguished in the course of our analyses is shown in the dendrogram (Fig. 3). A clear division into two main groups is noticeable, with the first branch representing microcommunity 1, and the second including microcommunities 2 and 3 clustered together. Thus, the *Carex remota* microcommunity is distinctively different in its species composition from the other two.



1) *Carex remota* microcommunity; 2) *Carex remota*-*Alnus glutinosa*-*Juncus effusus* microcommunity; 3) *Juncus effusus* microcommunity

Fig. 3. Dendrogram of the floristic similarity of the microcommunities distinguished in course of analyses

A Kruskal-Wallis test did not allow us to detect any significant differences among microcommunities in the mean values of reaction and nitrogen content indicators, but confirmed that microcommunities differ in their average values of Shannon diversity index, canopy cover index, soil moisture, and light conditions indicators (Table 3).

Table 2. Average percentage cover of herb layer species within microcommunities; 1) *Carex remota* microcommunity; 2) *Carex remota*-*Alnus glutinosa*-*Juncus effusus* microcommunity; 3) *Juncus effusus* microcommunity

Species	Microcommunities		
	1	2	3
<i>Carex elongata</i>	5,000	-	1,000
<i>Carex remota</i>	60,000	30,000	12,000
<i>Juncus effusus</i>	1,500	19,300	32,000
<i>Alnus glutinosa</i>	1,250	20,700	6,400
<i>Calamagrostis epigejos</i>	2,500	5,290	9,000
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1,000	1,000	1,600
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1,250	2,140	5,000
<i>Rubus idaeus</i>	-	0,857	4,000
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	-	0,600
<i>Rubus sp.</i>	-	0,143	-

Table 3. Spearman correlation coefficients between different variables analysed

Variables analysed	Spearman rank coefficient	p
Canopy cover × number of species	0,74	0,001
Canopy cover × Shannon index	0,54	0,033
Canopy cover × herb layer cover	-0,50	0,051
Canopy cover × L (light) indicator	0,46	0,076

Discussion

Within the area of an alder carr community, a large number of specimens of black alder of a small diameter was recorded. Its natural regeneration was abundant. The total concentration of seedlings reached 23034 specimens per hectare. In both height classes of the seedlings, *Alnus glutinosa*, a main component of the stand, dominated. Great abundance of seedlings over 0,5 m high proved a very good natural regeneration. Low canopy cover, reaching only up to 65%, might be one of the main factors contributing to that. In comparison with the *Ribes nigri*-*Alnetum* community, canopy cover of the riverside carr, adjacent to the community studied, reached a value over 20% higher. Although the stand of the *Fraxino*-*Alnetum* community had the most diverse structure, natural regeneration of *Alnus glutinosa*, the dominant species of the tree layer,

was very limited compared to the alder carr [Badach & al. 2004]. Being a light-demanding species, black alder does not reproduce itself under a dense tree canopy [Kowalski 1975].

However, the black alder seedlings occur in very dense patches. According to Hett [1971], the mortality of young specimens of trees, growing in highly concentrated groups, reaches levels of up to 90%. Even though the total proportion of immature specimens of trees is very large, they occur in single, very dense and concentrated populations, located within the area of the mature trees. Thus, the effectiveness of its natural regeneration is very low. Sparse groups of seedlings with small concentration of specimens usually provide better conditions for the growth and development of the young generation of *Alnus glutinosa* [Symonides, Solińska-Górnicka 1991].

A characteristic feature of the herb layer in the alder carr community is its high percentage cover but low species richness. One of the reasons for this might be the low cover of the tree canopy, facilitating the domination of the herb layer by some competitive, light-demanding species. The result of a correlation test, which shows that species richness and Shannon diversity index increase when canopy cover reaches higher values, confirms that relationship. However, permanent submergence of the alder carr community seems to be the most important factor, which eliminates some species from the herb layer.

The most serious threat to the existence of the alder carr studied is the subsidence of the ground caused by coal exploitation in the two neighbouring coal mines – Śląsk and Katowice-Kleofas. This has led to a rise in the groundwater table, permanent submergence and flooding. Many mature *Alnus glutinosa* trees located either within the area of, or in the near proximity of, the subsidence water basin, are already dead. The area of the reservoir is growing and forest submergence continues to expand as a consequence.

The high percentage of dead trees no doubt is a reaction of the adult specimens of black alder to sudden and permanent submergence, as a consequence of subsidence. Although seedlings of *A. glutinosa* show a high tolerance to partial, temporal submergence and are able to endure longer periods of it compared to hardwood species [Siebel & al. 1998], they are much more sensitive to total submergence than to partial submergence and need time to build up and maintain tolerance to it [Siebel & al. 1998]. Thus, we may assume that, in the lowest located parts of the forests, in places permanently submerged throughout the year, the *Ribeso nigri-Alnetum* community will have no chance of survival.

Conclusions

1. The mining industry has influenced the floristic composition, vertical and horizontal structure of the *Ribeso nigri-Alnetum* community, and the health of its stand.
2. Coal exploitation has led to local surface depressions and flooding. As a consequence, many specimens of black alder, especially closest to the submerged area, are dead.
3. Low canopy cover, reaching up to 65%, has allowed an abundant natural regeneration of black alder. However, the subsidence water basin, causing permanent submergence of many parts of the community, will substantially limit that process in the future. Furthermore, we may assume that very dense and concentrated patches of *Alnus glutinosa* seedlings will contribute to the low efficiency of the natural regeneration of the stand in the longer-term perspective as the mortality of seedlings occurring in such highly concentrated groups is usually very high.
4. Open canopy cover resulted in a high percentage cover of the herb layer but low species richness caused by a dominance of some competitive, light-demanding herb layer species.
5. The most serious threat to the existence of the alder carr community is the subsidence of the ground caused by coal exploitation, resulting in the creation of a subsidence water basin. Permanent submergence observed in some parts of the alder carr, led to the death of many trees and eliminated some species from the herb layer.
6. Partial amelioration of the study area is needed to reduce the negative effects of mining and to allow the *Ribeso nigri-Alnetum* community to survive in the future.

Acknowledgements

The authors would like to express their gratitude to the authorities of the Kleofas coal mine for making the data on the estimations of the surface depressions accessible and to Lynn Frances for her kind help in improving the language of the paper

References

1. ATLAS klimatu województwa śląskiego, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Oddział w Katowicach, 1-116, 2000

2. BADACH B., ORCZEWSKA A., CABAŁA S.: *Struktura i regeneracja drzewostanów w zespole przyrodniczo-krajobrazowym 'Uroczysko Buczyzna' w Chorzowie (Górny Śląsk)*. Rocznik Dendrologiczny 52, 55-73, 2004
3. CABAŁA S., HERCZEK A., WŁOCHOWICZ E.: *Projekt utworzenia zespołu przyrodniczo-krajobrazowego pn. „Uroczysko Buczyzna” w Chorzowie (Dokumentacja uzasadniająca utworzenie zespołu przyrodniczo-krajobrazowego)* (maszynopis), 1-45, 1999
4. CHWASTEK J., JANUSZ W., MACIASZEK J., REPEŁOWSKI A., SZEWCZYK J.: *Deformacje powierzchni terenu spowodowane działalnością górniczą*. Zeszyty Naukowe AGH, Sozologia i Sozotechnika 30, 1990
5. DWUCET K., KRAJEWSKI W., WACH J.: *Rekultywacja i rewitalizacja środowiska przyrodniczego*. Skrypty Uniwersytetu Śląskiego 478, 1-150, 1992
6. ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D.: *Zeigewerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Verbesserte und erweiterte Auflage*. Scripta Geobotanica 18, 127-133, 1992
7. FAJER M., GRYGIERCZYK S.: *Charakterystyka budowy geologicznej, rzeźby terenu i pokrywy glebowej miasta* (maszynopis), 1-10, Katowice 1994
8. GREIG-SMITH P.: *The use of random and contiguous quadrats in the study of the structure of plant communities*. Ann. Bot. Lond. N.S. 16.62. 1952
9. HETT J. M.: *A dynamic analysis of age in sugar maple seedlings*. Ecology 52, 1071-1074, 1971
10. KONDRACKI J.: *Geografia regionalna Polski*. PWN, 1-440, Warszawa 2001
11. KOWALSKI M.: *Kształtowanie się struktury odnowień w kilku zespołach lasu naturalnego*. Zesz. Nauk. AR Warsz. Leśn. 21, 43-55, 1975
12. KUCZERA A.: *Charakterystyka wód powierzchniowych miasta Chorzowa*. (maszynopis), 1-10, Katowice 1995
13. MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A., ZAJĄC M.: *Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist*. Biodiversity of Poland 1. Polish Academy of Science, 1-442, 2002
14. OGRODOWSKI H., KOT A.: *Eksploatacja górnicza i jej skutki na powierzchni*. Aura 11. 1988
15. OPINIA na temat wpływu projektowanej eksploatacji KWK „Śląsk” na tereny leśne miasta Chorzowa, 1-16. XII 1997
16. PARZENTNY H., RADOSZ J.: *Znaczenie warunków naturalnych dla rozwoju przemysłu i osadnictwa na obszarze dzisiejszego miasta Chorzowa*. Zeszyty Chorzowskie 3, 7-21, 1999
17. PLAN urządzania lasu na okres gospodarczy od 1.01.2000 r. do 31.12.2009 r. T. 2. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach, Nadleśnictwo Katowice, Obręb Panewnik, 1-588

- 18.ROMER E.: *Regiony klimatyczne Polski*. Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego. Seria B, 16, 1-26, 1949
- 19.SIEBEL H.N. & BLOM C.W.P.M.: *Effects of irregular flooding on the establishment of tree species*. Acta Botanica Neerlandica 47(2), 231-240, 1998
- 20.SIEBEL H.N., VAN WIJK, M., BLOM C.W.P.M.: *Can tree seedlings survive increased flood levels of rivers?* Acta Botanica Neerlandica 47(2), 219-230, 1998
- 21.SYMONIDES E., SOLIŃSKA-GÓRNICKA B.: *Struktura populacyjna drzewostanu w rezerwacie Las Bielański jako wskaźnik przekształceń bioce-nozy*. Prace Muz. Szafera, Prądnik 4, 27-37, 1991
- 22.WIDLI, O. & ORLÓCI, L.: 1996. *Numerical exploitation of community patterns*. A guide to the use of MULVA-5. 2nd edition. SPB Academic Publishing bv. Amsterdam, the Netherlands, 1-171, 1996

**EKOLOGIA ZBIOROWISKA OLSU PORZECZKOWEGO
RIBESO NIGRI-ALNETUM SOL.-GÓRN. (1975) 1987
NA TERENACH OSIADAJĄCYCH NA SKUTEK SZKÓD
GÓRNICZYCH (NA PRZYKŁADZIE OBSZARU CHORZOWA)**

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

*Zbadano skład gatunkowy runa oraz strukturę poziomą i pionową zbiorowiska olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum Sol.-Górn. (1975) 1987* w zespole przyrodniczo-krajobrazowym 'Uroczysko Buczyzna' w Chorzowie (Górny Śląsk), pozostającym pod silnym wpływem górnictwa, powodującym osiadanie gruntów. Jednowarstwowy drzewostan, o średnim zwarceniu nie przekraczającym 65%, umożliwia dynamiczne odnawianie się olszy czarnej. Wydaje się jednak, że zbyt silne zagęszczenie osobników nalotu i podrostu sprawi, że naturalna regeneracja drzewostanu nie będzie w przyszłości efektywna. Głównym źródłem zagrożenia dla trwania tego zbiorowiska jest jednak osiadanie gruntów, spowodowane eksploatacją węgla kamiennego bezpośrednio pod badanym terenem. Przyczyniło się ono bowiem do powstania zbiornika zapadliskowego, którego areal stale się powiększa. Częściowe lub trwałe podtopienie, jakie obserwuje się w niektórych partiach olsu, spowodowało śmierć wieku okazów drzewiastych olszy czarnej. Aby skutecznie zmniejszyć negatywny wpływ górnictwa na zbiorowisko olsu, potrzeba jest melioracja tego obszaru.*

**WOJCIECH OW CZARZAK, ANDRZEJ MOCEK,
ZBIGNIEW KACZMAREK ***

**W PŁY W ODKRYWKI WĘGLA BRUNATNEGO „KOŹMIN”
NA POKRYWĘ GLEBOWĄ WSI KOBUZÓW I PODŁUŻYCE**

Słowa kluczowe: gleby aluwialne, odwodnienie, gospodarka wodna gleb

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

W pracy analizowano zmiany w typach gospodarki wodnej gleb aluwialnych występujących w pradolinie rzeki Warty, na terenie wsi Kozubów i Podłużyce, w strefie odwadniającego oddziaływania odkrywki węgla brunatnego Koźmin. W tym obszarze badania gleboznawcze przeprowadzono 2-krotnie w 1991 i 2006 r. W okresie 15 lat zaobserwowano istotne zmiany w zaleganiu wód gruntowych, co spowodowało zmiany w typach gospodarki wodnej gleb. Na aktualny stan stosunków powietrzno-wodnych gleb aluwialnych miało wpływ kilka czynników, które zachodziły z różną intensywnością już od lat 60-tych ubiegłego stulecia. W pierwszym etapie były to czynniki naturalne (geologiczne), wynikające z intensyfikacji produkcji rolniczej, a także zmieniających się w niekorzystnym kierunku warunków klimatycznych. W ostatnich 15-tu latach, na te naturalne czynniki nałożyło się niekorzystne oddziaływanie czynników antropogenicznych takich, jak zmniejszenie przepływów w rzece Warcie w wyniku wybudowania zbiornika Jeziorko czy zasięg leja depresji odkrywki Koźmin. W końcowym efekcie gospodarka wodna gleb uległa stopniowym przekształceniom, od typowej dla tych gleb gospodarki gruntowo-wodnej do przemiennej, a na większości terenu nawet do gospodarki opadowo-wodnej.

Wstęp

Kopalnictwo odkrywkowe różnych surowców mineralnych, w tym szczególnie odkrywki węgla brunatnego, oprócz zasadniczych przekształceń typu geomechanicznego, wywołują przekształcenia w hydrografii i hydrologii obszarów przyległych. Zasięg tego wpływu na otaczające środowisko przyrodnicze zależy w głównej mierze od usytuowania wyrobisk w geomorfologii terenu [Rząsa i in. 1999]. W obszarach morenowych wpływ ten jest niewielki ze

* Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego; Katedra Gleboznawstwa

względu na cięższy skład granulometryczny oraz niskie współczynniki filtracji utworów zwałowych. Znacznie większe natomiast jest oddziaływanie wyrobisk zlokalizowanych w pradolinach i dolinach rzek zbudowanych z utworów aluwialnych, dobrze przemytych i presortowanych, o dużej wodoprzepuszczalności [Mocek i Owczarzak 2006; Praca zbiorowa 2007]. W takich warunkach geologicznych powstała w latach 1981/1989 odkrywka Koźmin Kopalni Węgla Brunatnego „Adamów” w Turku.

Podstawowym celem dwuetapowych badań gleboznawczych było określenie wpływu odkrywki Koźmin na ewentualną degradację gleb wsi Kozubów i Podłużyce oraz określenie stopnia tej antropogenicznej degradacji w kontekście powszechnie obserwowanych naturalnych zmian w zaleganiu poziomów wód gruntowych, zachodzących w ostatnim piętnastolecu w efekcie niekorzystnych zmian warunków klimatycznych [Praca zbiorowa 2007].

Obiekt i metodyka badań

Wsie Kozubów i Podłużyce – należące do gminy Brudzew – są usytuowane na południowo-wschodnich krańcach gminy, w odległości około 7-10 km od miejscowości Brudzew i około kilkunastu km na północny-wschód od m. Turk. Obie wsie położone są w obrębie rozległej, płaskiej, lewostronnej terasy Warty. Wieś Kozubów graniczy od wschodu z korytem Warty, a od zachodu z krętym ciekim – Teleszyną. Natomiast Podłużyce są ograniczone od wschodu Teleszyną, a od zachodu – Strugą Janiszewską. Wymienione cieki są krętymi strugami terasowymi, charakterystycznymi dla dolin i pradolin większych rzek.

Wymienione wsie tworzą jednolity, dość zwarty, podobny geologicznie, morfologicznie, hydrograficznie itp. obszar równin terasowych, w których z różną wyrazistością zaznacza się zróżnicowanie mezo- i mikroreliefu. W tej ogólnej, płaskiej równinie zaznacza się jednak występowanie dołków, zakłębnień, krętych starocieków, mieliznowych wypukłości itp. Różnice wysokości są tu w ogólności małe, mieszczące się w przedziale 98-100 m n.p.m., wykazując pochylenie terenu w kierunku północnym – zgodnie ze spadkiem rzeki Warty.

W latach 1988/89 w odległości około 3,0-4,5 km w kierunku północno-zachodnim od granic obu wsi, rozpoczęła swoją działalność odkrywka węgla brunatnego Koźmin KWB „Adamów”. W kolejnych kilku latach front robót górniczych przemieszczał się w kierunku wschodnim, zbliżając się do północno-wschodnich granic wsi na odległość 2,0-2,5 km. Bariera odwodnieniowa wokół odkrywki wytworzyła lej depresji, którego maksymalny zasięg około 3,8 km objął także obszar wsi Kozubów i Podłużyce.

Specjalistyczne badania gleboznawcze na terenie obu wsi przeprowadzono dwukrotnie w 1991 i 2006 roku. Zasadniczym celem badań w 1991 r było określenie aktualnego wówczas stanu pokrywy glebowej, warunków hydrologicznych oraz produktywności gleb jeszcze przed odwodnieniem kopalni. Natomiast badania wykonane w 2006 roku miały na celu dokonanie analizy porównawczej w wymienionych wyżej właściwościach gleb wskutek kopalnianego odwodnienia terenu. Badania gleboznawcze oraz monitoring zalegania wód gruntowych w obu wymienionych terminach, przeprowadzono w oparciu o sieć profili (15) i wierceń glebowych (44), przy czym pomiary zalegania wód gruntowych dokonywano 5-krotnie w każdym roku.

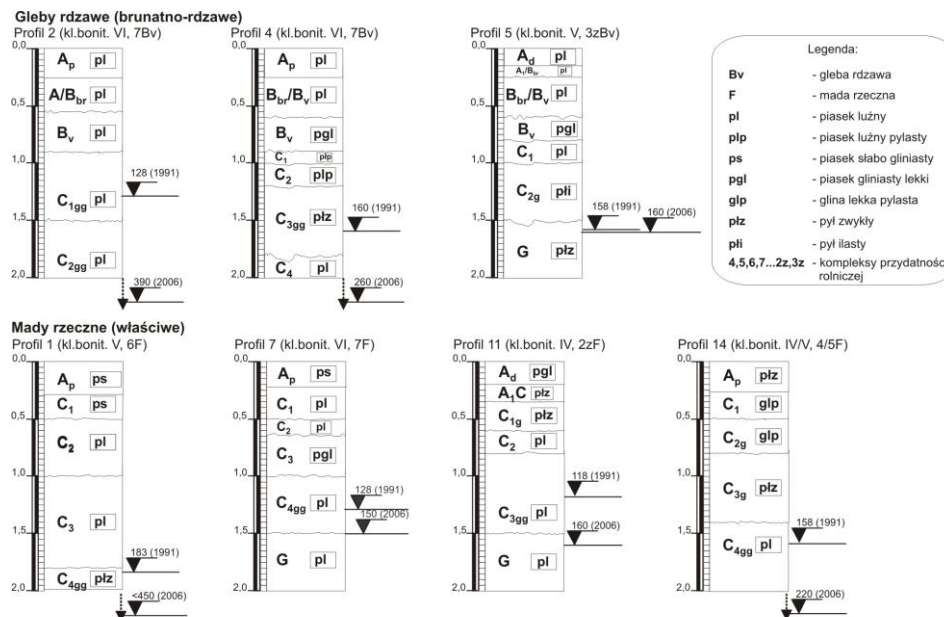
Szczegółowej analizie poddano aktualnie panujące w tych dwóch okresach badawczych warunki produkcyjne gleb z uwzględnieniem stosunków powietrzno-wilgotnościowych, zalegania wód gruntowych i ich wahań w ciągu roku, pojemności wodnej oraz zdolności retencyjnej gleb w strefie produkcyjnej i w profilu glebowym. Wydzielono na mapach glebowo-rolniczych w skali 1:10000 obszary o różnym zaleganiu wód gruntowych w okresie wegetacyjnym. Obserwacjami objęto stan upraw na gruntach ornym, łąkach i pastwiskach, a także stan zadrzewień. Ponadto przeanalizowano zmienność stanów wody na wodowskazach w Kole i Uniejowie, gdyż przepływy wody w Warcie na tym odcinku stymulowane są głównie przez retencyjny, przeciwpowodziowy zbiornik Jeziorko.

Rezultaty i dyskusja wyników

Teren wsi Kozubów i Podłużycze zbudowany jest wyłącznie – do głębokości kilku metrów – z utworów aluwialnych osadów terasy zalewowej Warty. Skład osadów aluwialnych na zdecydowanej większości terenu jest bardzo piaszczysty. Przeważają mady piaszczyste i mady bardzo lekkie, rzadziej lekkie, zalegające najczęściej płytko, niekiedy średnio głęboko na przemytych piaskach luźnych, warstwowanych lokalnie utworami pyłowymi, a w głębszym podłożu piaskiem żwirowatym (rys. 1, tab. 1). Jedynie w zakłębnięciach terenowych, starorzeczach, obniżeniach itp. występuje pokrywa zwykle kilkudziesięciu centymetrowa mad bardziej zwięzłych – lekkich, średnich, rzadziej ciężkich lub lokalnie namuły organiczne, mocno zamulone torfy dolinowe, mursze torfowe itp.

Specyficzne warunki hydrologiczne badanego terenu i obszarów przyległych są związane przede wszystkim z budową geologiczną, położeniem względem Warty, ukształtowaniem powierzchni oraz siecią rowów, cieków, starorzeczy, zabagnionych w przeszłości zakłębnięć terenowych itp. W dalszej perspektywie czasowej teren ten był na znacznych obszarach podmokły, miejscami zabagnio-

ny. Budowa wału przeciwpowodziowego, który biegnie wzdłuż wschodniej granicy Kozubowa, a następnie regulacja Teleszyny i Strugi Janiszewskiej, a ponadto dewastacja lub zniszczenie działających w przeszłości jazów, zastawek itp., kształtowały w zasadniczy sposób stosunki hydrologiczne badanego terenu. Zniszczenie urządzeń piętrzących na Strudze Janiszewskiej spowodowało głębokie (1,5-3,0 m) wcięcie się jej koryta w osady aluwialne terasy Warty, a w konsekwencji szybkie, znaczne, istotne dla produktywności gleb odwodnienie rozległych obszarów, zwłaszcza gruntów wsi Podłużyce.



Rys.1. Budowa morfologiczna wybranych, najczęściej występujących typów glebowych w gruntach ornych i użytkach zielonych na obszarze wsi Kozubów i Podłużyce

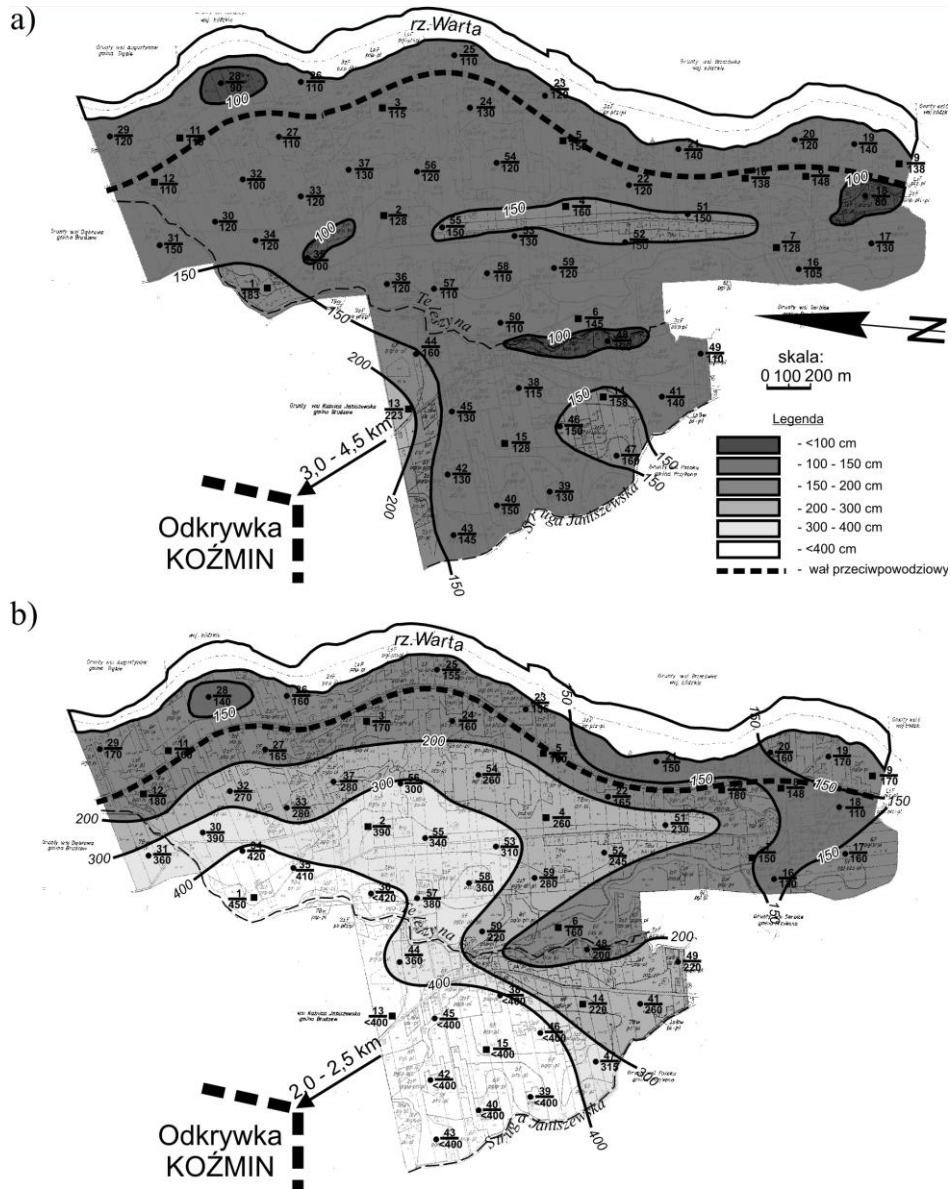
Zasadniczym jednak elementem zmniejszającym zasoby wodne gleb w rejonie Konina są pogarszające się warunki klimatyczne [Owczarzak i Mocek 2004; Praca zbiorowa 2007]. Średnie wartości opadów rocznych z badanego wielolecia kształtują się na poziomie od 515 mm (Koło) do 546 mm (Uniejów). Pomiedzy poszczególnymi latami istnieje bardzo duże zróżnicowanie opadów rocznych; pomiedzy ekstremalnymi (minimum i maksimum) opadami istnieją różnice osiągające 354 mm (Koło, lata 1989 i 2000) i 435 mm (Uniejów, lata 1989 i 2001). Średnie wartości opadów w okresie wegetacyjnym z badanego wielolecia kształtują się na poziomie od 352 mm (Koło) do 369 mm (Uniejów). Pomiedzy poszczególnymi latami nastąpiło dość znaczące zróżnicowanie wartości ekstremalnych: od 288 mm (Koło, lata: 1989, 1996) do 366 mm (Uniejów, lata: 1989, 1999). W analizowanym 20-leciu nastąpiła wyraźna cykliczność

wielkości opadów zarówno w rocznych, jak i w okresach wegetacyjnych: w przedziałach lat: 1988-1994 oraz 2003-2006 średnie opady były niższe od wartości średnich z wielolecia, przy czym lata 1989 i 1992 można uznać, szczególnie w okresie wegetacyjnym, za katastrofalnie suche. Dalszym ważnym wskaźnikiem klimatycznym jest rozkład opadów przypadających na okres czerwiec-sierpień w ostatnich czterech latach, w których kształtował się on na względnie niskim poziomie, sięgając wartości zaledwie na poziomie 60% średnich wartości z wielolecia (Koło) i 75% (Uniejów).

Według Kędziory (Praca zbiorowa 2007) w ostatnim 20-leciu nastąpił wzrost średniej temperatury rocznej w tym rejonie o około 2 °C, przy utrzymującym się na niezmiennym, a w ostatnich kilku latach z wyraźną tendencją spadkową, poziomie opadów atmosferycznych. Jeszcze gorzej sytuacja ta przedstawia się w odniesieniu do 3 miesięcy letnich - czerwca, lipca, sierpnia. W tym samym okresie (1987-2006) średnia temperatura w tych miesiącach wzrosła nawet o około 4 °C (z 17 °C do 21 °C), a średnie opady atmosferyczne wykazały systematyczny spadek z 60 do 54 mm [Praca zbiorowa 2007].

O postępującym od dziesiątków lat odwodnieniu terenu i zaniku nadmiernej podmokłości świadczą kępy zadrzewień sosnowych na piaszczystych wypukłościach terenu, gdzie uprawa roli była nieopłacalna. O rozmiarze odwodnienia badanego terenu już w latach 1981-1991 świadczą pomiary poziomu wód gruntowych w piezometriach, założonych przez KWB „Adamów”. W tym dziesięcioleciu woda gruntowa w piezometriach położonych blisko Kozubowa i Podłużyc obniżyła swoje zaleganie o około 0,60-1,20 m. To ogólne obniżenie lustra wód gruntowych pogłębiło się na skutek odwadniającego wpływu odkrywki Koźmin i w 2006 r. objęło prawie cały obszar wsi.

Szczegółowe dane odnośnie finalnego rozmiaru lokalizacji odwodnienia w ostatnich 15-tu latach (1991-2006) zawierają mapy (rys. 2) oraz wykazana w tab.2 zmienność obszarowa w zaleganiu wód gruntowych na obszarze Kozubowa i Podłużyc.



Rys. 2. Zaleganie zwierciadła wód gruntowych na obszarze wsi Kobzów i Podłużycie w roku: a) 1991, b) 2006

Podsumowanie

1. Obserwowany od kilkunastu lat, pogłębiający się już wysoce ujemny bilans dla znacznych obszarów w obrębie Niżu Środkowopolskiego powodowany jest głównie niekorzystnymi tendencjami w warunkach klimatycznych. Prowadzi to do zubożania zasobów wodnych na dużych obszarach, zmniejszenia lub zaniku przepływów w ciekach, obniżania poziomów wód gruntowych, zaniku mniejszych zbiorników wodnych oraz obniżenia poziomów wody w jeziorach. W konsekwencji w sposób naturalny dochodzi do zmiany typów gospodarki wodnej gleb, z gospodarki gruntowo-wodnej do przemiennej, a nawet do gospodarki typowo opadowo-wodnej. Warunki klimatyczne (temperatura, wielkość i rozkład opadów atmosferycznych, parowanie itp.) stają się obecnie czynnikami decydującymi o produktywności gleb, gdyż to one kształtują ich stosunki powietrzno-wodne.
2. Kopalnictwo odkrywkowe różnego rodzaju kopalni wpływa w coraz mniejszym stopniu na przesuszanie gleb, ograniczając swoje negatywne oddziaływanie do głębszych warstw terenu, co minimalizuje lub całkowicie eliminuje jego wpływ na aktualne plonowanie roślin na glebach mineralnych. Zatem w sposób ewolucyjny doszło do przeniesienia odpowiedzialności za rzekomy spadek produktywności gleb przyległych do wyrobisk kopalnianych z przedsiębiorstwa górniczego na niekorzystne ale obiektywnie warunki pogodowe. Jednakże odwodnienie kopalniane głębszego podłoża w dalszym ciągu wywiera istotny wpływ na degradację gleb organicznych, w tym porostu roślinnego.

Literatura

1. MOCEK A., OW CZARZAK W.: *Odwodnieniowa degradacja gleb w obrębie Konińsko-Turkowskiego Zagłębia Węglowego*. Acta Agrophysica, 89 vol.1(1): 697-704. 2003
2. MOCEK A., OW CZARZAK W.: *Studium gleboznawcze nt.: Problem degradacji gleb w rejonach odwadniającego oddziaływania wyrobisk kopalnianych KWB ADAMÓW w latach 1972-2006*. 2006
3. OW CZARZAK W., MOCEK A., RYBCZYŃSKI P.: *Zdolności filtracyjne oraz zasięg depresji w utworach piaszczystych przylegających do odkrywki „Drzewce”*. Roczn. AR Poznań, CCCXVII, Rolnictwo 56: 153-164. Poznań 2000
4. OW CZARZAK W., MOCEK A.: *Wpływ opadów atmosferycznych na gospodarkę wodną gleb autogenicznych przyległych do odkrywek kopalni wę-*

- gla brunatnego*. Zesz. Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego; 131: 276-286. Zielona Góra 2004
5. PRACA ZBIOROWA (MOCEK A., RZAŚA S., OWCZARZAK W., KĘDZIORA A., CHOŃSKI A.) nt.: *Wpływ kopalnictwa odkrywkowego w Konińsko-Turkowskim Zagłębiu Węglowym na zmiany hydrologiczne obszarów przyległych do wyrobisk kopalnianych*. Katedra Gleboznawstwa AR; ss.130. Poznań 2007
 6. RZAŚA S., OWCZARZAK W., MOCEK A.: *Problemy odwodnieniowej degradacji gleb uprawnych w rejonach kopalnictwa odkrywkowego na Niżu Środkowopolskim*. Wyd. AR Poznań; ss. 396. Poznań 1999

INFLUENCE OF THE BROWN COAL OPEN-PIT „KOŹMIN” ON SOILS OF THE KOBUZÓW I PODŁUŻYCE VILLAGES

Key words: alluvial soils, drainage, soil water regime

S u m m a r y

In the paper there were analyzed changes in water regime in alluvial soils located in the pra-valley of the River Warta, in Kozubów and Podłużyce villages, in the area under the influence of Koźmin lignite exposure. In this area, the research was conducted twice – in the 1997 and 2006. During a 15-year period, significant changes of ground water lingering were observed, which led to changes in the types of water regime of these soils. A few factors, which have occurred with varying intensity since the 60s, had an impact on the current state of alluvial soils' dir-water relation. Firstly, they were natural (geological) factors resulting from the intensification of agricultural production as well as the climate conditions becoming worse and worse. For the last 15 years these natural factors were supported by anthropogenic factors, such as cutting down the number of fuxes in the River Warta due to the creation of Jeziorsko water tank as well as the scope of depression funnel around Koźmin exposure. As a final effect, gradual reshaping of soils' water regime occur and it changes from the typical for such soils ground-water regime to the changing one and, in the majority of areas, even to precipitation-water regime.

KINGA PACHUTA, EUGENIUSZ KODA *

DOBÓR GATUNKOWY ROŚLIN DLA POTRZEB REKULTYWACJI NA PRZYKŁADZIE SKŁADOWISKA NAWADNIANEGO ODCIEKAMI

Słowa kluczowe: rekultywacja biologiczna, recykulacja odcieków, dobór roślin do rekultywacji

Streszczenie

Uzyskanie okrywy roślinnej na składowiskach odpadów ma na celu zabezpieczenie powierzchni przed pyleniem (bioaerozole) i erozją (wodną i wietrzną). Dobór gatunków roślin przeprowadzono na podstawie wieloletnich obserwacji na składowiskach oraz eksperymentów szklarniowych i laboratoryjnych. Przedstawione kryteria doboru i możliwości wykorzystania roślin są powiązane z innymi zabiegami rekultywacyjnymi. Są to stosowane: jako podłoża rekultywacyjne - komposty produkowane z odpadów oraz odcieki tłoczone do nawodnień w systemie recykulacji. Proponowane gatunki roślin zwiększają ewapotranspirację i są odporne na hipertrofię.

Wstęp

Szczególnie przydatne z punktu widzenia wprowadzania w niekorzystne uwarunkowania siedliskowe składowisk są: niezbyt wysokie drzewa i krzewy o dużej biomasie i silnie rozbudowanym, lecz płytkim, systemie korzeniowym; trawy o dużej sprawności rozmnażania wegetatywnego; byliny hodowlane, szybko rozmnażające się wegetatywnie, bardzo ekspansywne, o specyficznej budowie liści i takim rozmieszczeniu aparatów szparkowych, że pył nie powoduje ich zablokowania; gatunki siedlisk podmokłych, wodnych i szuwarowych, przeznaczone do zwiększania ewapotranspiracji oraz podczyszczania odcieków ze składowiska i wód opadowych z terenu kompostowni [Pachuta 1995].

Wymienione rośliny powinny być wytrzymałe na szkodliwe wyziewy (metan, siarkowodór i inne trujące gazy oraz szkodliwe bioaerozole), odporne na unoszący się z wiatrem pył, niewrażliwe na odcieki ze składowiska, zwiększoną zawartość związków azotowych i innych składników pokarmowych oraz na

* SGGW Warszawa; Wydział Inżynierii i Kształtowania Środowiska

wysoką zawartość metali ciężkich, produktów rozpadu substancji ropopochodnych, a także odporne na odkształcenia bryły składowiska.

Dzięki zastosowaniu wskazanych gatunków roślin, zmniejszeniu ulegnie zanieczyszczenie okolicznych wód powierzchniowych i podziemnych, ograniczeniu - rozprzestrzenianie się pyłów i bioaerozoli, a także zostanie zagospodarowana powstająca materia organiczna (kompost, biomasa roślin) i wody odciekowe.

Materiały wyjściowe, metody badań i obserwacji

W trakcie wieloletnich badań: laboratoryjnych i szklarniowych z kiełkowaniem nasion oraz eksperymentów z hodowlą drzew i krzewów na kompostach stosowanych na warszawskich składowiskach odpadów w Łubnej, Otwocku, Markach i Radiowie [Projekt badawczy KBN Nr 6 PO4G 015 20], dokonano wyboru gatunków roślin przydatnych do rekultywacji. Szczegółowe rozpoznanie warunków składowiska, przeanalizowanie poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia środowiska i porównanie z wynikami badań pozwoliły na zaproponowanie gatunków wykazujących właściwości [Pachuta i Koda 2004], w tym:

- ekologiczne, tj. ekspansywność i konkurencyjność w stosunku do gatunków istniejących, tworzenie zróżnicowanych zbiorowisk, zbliżonych do naturalnie występujących,
- biologiczne, tj. odporność na toksyczne wyziewy ze składowiska, duże przyrosty biomasy i wysoka oraz intensywna transpiracja, łatwość implantowania i krzewienia, silnie rozwinięty system korzeniowy, dobre pokrywanie terenu,
- ekonomiczne, tj. dostępność materiału roślinnego, niskie koszty pozyskania nasion i sadzonek oraz łatwość implantacji w warunkach przewidywanego stałego nawadniania.

Niezależnie od zastosowanych na składowisku działań technicznych (kompaktowanie, nawadnianie, odgazowywanie [Koda i in. 1998] i przewidywanych zabiegów rekultywacyjnych, jak przykrycie gruntem lub geomembraną i nawadnianie, wkroczenie pierwszych chwastów i gatunków ruderalnych zwiastuje czas rozpoczęcia wprowadzania okrywy roślinnej [Pachuta i Koda 2004]. Samoistne pojawienie się roślin na ok. $\frac{1}{4}$ powierzchni składowiska oznacza, że można rozpocząć rekultywację poprzez obsiew mieszankami traw, roślin motylkowych i wybranych chwastów. W drugim i trzecim roku, dosiewaniu mieszanek traw i motylkowych powinno towarzyszyć usuwanie bylic i łobod.

Wytypowane gatunki roślin powinny być implantowane (drzewa, krzewy i niektóre byliny w arbokontenerach) oraz wysiewane (trawy i pozostałe byliny)

między istniejącymi "oazami" samorzutnie wykształconej roślinności w taki sposób, aby zagęścić i urozmaicić strukturę biocenoz składowiskowych. Rozwinięta, pozioma i pionowa struktura przestrzenna oraz różnorodność gatunkowa są podstawowymi założeniami sprawnego funkcjonowania zakładanych zbiorowisk roślinnych.

Stopień rekultywacji można ocenić w kolejnych latach, określając powierzchnię zadarnioną. Występowanie roślin w większych płatach, na co najmniej połowie obiektu, pokrywających ok. 50% zajmowanej przez nie powierzchni, a także zadarnienie co najmniej 15% pozostałej powierzchni oznacza możliwość wprowadzania bylin oraz drzew i krzewów.

Składowiska, na których stosowany jest system recyrkulacji odcieków (Radiowo), są obiektami groźnymi dla środowiska. Nietypowe zjawiska atmosferyczne i nieciągłości w warstwach okrywowych, niezależnie od prognoz, popartych przeprowadzonymi wyliczeniami i konstruowaniem bilansu wodnego mogą powodować lokalne pęcznienia i pęknięcia powierzchni skarp składowiska, oraz ich erozyjne rozmycia. Stwarza to konieczność zupełnie innego traktowania tego rodzaju obiektów niż typowe składowiska, gdzie w miarę upływu czasu następuje stopniowe zmniejszenie poziomu zagrożenia [Stępniaak 1999].

Do wytworzenia wierzchniej warstwy podłoża dla roślin mogą być wykorzystane osady ściekowe i kompost z odpadów komunalnych [Szmyt 1999; Koda i Głazewski 2006]. Po opracowaniu szczegółowego bilansu wodnego i przeprowadzeniu analizy składu chemicznego odcieków ze składowiska, do nawadniania roślinności mogą być wykorzystane rozcieńczone odcieki [Koda i in. 1998]. Zastosowanie odpowiednich gatunków roślin w połączeniu z ustalonym harmonogramem nawodnień dostosowanym do warunków pogodowych, pozwala na uzyskanie wysokiej ewapotranspiracji i zrównoważenie bilansu wodnego składowiska. System recyrkulacji odcieków stosowany na składowisku Radiowo (rys. 1) jest eksploatowany od 1998 roku i nie wystąpiła w tym okresie potrzeba wywożenia odcieków. Proponowana rekultywacyjna okrywa roślinna została zróżnicowana gatunkowo i siedliskowo na fitocenozy: rowu opaskowego i innych zbiorników wodnych, wierzchowinową, zboczową (skarpową) oraz strefy ochronnej.

Do wykorzystania w procesie oczyszczania i odparowywania odcieków z hałdy składowiska nadają się gatunki roślin pospolicie i często spotykane w Polsce, w siedliskach eutroficznym, a zwłaszcza wilgotnych i mokrych [Kutera 1990; Oświt 1980; Pachuta 1995; Pobielski i Pobielska 1994; Siuta 1999]. Najbardziej pożądaną cechą roślin przydatnych do zasiedlania jest w tym przypadku zdolność pobierania dużych ilości (większych niż przeciętne zapotrzebowanie) soli mineralnych. Roślinami o potrzebnych właściwościach są, znane z siedlisk przeazotowanych, gatunki ruderalne. Znoszą one okresowe przesuszenia i nadmiar eutroficznym wód, odkrycie powierzchni gleby i jej

silne nagrzanie. Spośród wielu gatunków roślin ruderalnych występujących na składowiskach odpadów największa liczebność populacji i największe możliwości zasiedlania zboczy składowisk mają: komosa biała (lebioda), komosa wielkolistna, łoboda ogrodowa, łoboda rozłożysta, bylica pospolita, bieluć dziedzierzawa, barszcz zwyczajny, psianka słodkogórz, uczepek trójlistkowy, rdest plamisty, rdest błotny, pokrzywa zwyczajna, wierzbówka wąskolistna, rumian żółty i łoboda błyszcząca.

Propozycja okrywy roślinnej dla składowiska z recyrkulacją odcieków

Podstawowym problemem systemu recyrkulacji odcieków na składowisku jest zrównoważenie bilansu wodnego składowiska, głównie poprzez zwiększenie ewapotranspiracji. Jednakże, jak wynika z obliczeń dla bilansu gospodarki wodnej składowiska w Radiowie, mimo że okrywa roślinna może być należycie zaopatrzona w wodę [Żakowicz i in. 2001], nie gwarantuje to jednak jej przetrwania i rozrastania. W celu rekultywacji składowiska, poza zapewnieniem zaopatrzenia w wodę, niezbędne jest zachowanie równowagi pokarmowej (nawozowej). Wzrastająca, przy recyrkulacji odcieków, eutrofizacja podłoża, niezależnie od poziomu zaopatrzenia roślin w wodę, stanowi istotny element degradacji środowiska. Konieczne więc są działania zmierzające do: zapewnienia tolerowanej przez rośliny eutrofizacji, utrzymania komfortowego nawadniania roślinności, wytworzenia właściwej proporcji pomiędzy podstawowymi składnikami pokarmowymi, wprowadzania zmian w składzie florystycznym biocenoz składowiska i strefy ochronnej.

Przy doborze gatunków roślin, układaniu ich proporcji i kompozycji przestrzennej, które będą służyć zagospodarowaniu składowiska, brano pod uwagę tendencje sukcesyjne roślinności i w tym celu wykorzystano gatunki, które spontanicznie zasiedliły składowisko i jego strefę ochronną. Proponowana okrywa powinna być zróżnicowana siedliskowo na: wierzchowinową, skarpową, rowu opaskowego, zbiorników wodnych oraz strefy ochronnej.

Koncepcja przyszłego składu gatunkowego fitocenozy wierzchowiny i zboczy składowiska powinna obejmować niektóre drzewa, krzewy, byliny i rośliny jednoroczne występujące na składowisku (25% wszystkich proponowanych gatunków) oraz nowe gatunki (pozostałe 75%) o szczególnych właściwościach:

- stabilizacji podłoża, dających zwarte zadarnienie – tj. drzewa, krzewy, trawy,
- wysokiej transpiracji – rośliny bagienne,
- korzystnym systemie krzewienia – drzewa, krzewy, trawy,

- wytrzymałości na hipereutofizację – byliny (ruderalne) i niektóre jedno-
roczne.

Gatunki te powinny być implantowane pomiędzy istniejącą roślinnością w taki sposób, aby urozmaicić strukturę przestrzenną nowozakładanych bioceno-
noz składowiskowych. Założono, że najkorzystniejsze są fitocenozy piętrowe,
zatrzymujące pyły i bioaerozole oraz częściowo przechwytyjące i pochłaniające
spływy powierzchniowe ze skarp i odcieki. Zastosowanie wielu gatunków
w fitocenozach oczyszczających, poprawia ich trwałość, podnosi ewapotranspi-
rację i redukuje zanieczyszczenia, a także przedłuża sezon wegetacyjny.

Roślinność, która dobrze stabilizuje korpus składowiska odpadów wykazuje
najczęściej niską ewapotranspirację. Z kolei rośliny silnie transpirujące wyma-
gają stworzenia warunków siedliskowych stosownych do ich wymagań, ponad-
to konieczna jest odpowiednia przestrzeń dla wytworzenia przez nie dużych
zbiorowisk, aby wielkość ewapotranspiracji mogła zrównoważyć ilość odcie-
ków wylewanych na składowisko. Niektóre gatunki o właściwościach sanita-
cyjnych, stabilizujących i wysokiej transpiracji niechętnie tworzą zbiorowiska
lub wymagają pielęgnacji, co wyklucza je z możliwości zastosowania.

Wykorzystanie drzew i krzewów uzależnione jest od tolerancji i odporności
gatunków na skład i wysokie stężenie soli mineralnych w wodach nawadniają-
cych składowisko.

W proponowanym, przestrzennym modelu bioceno-
z oczyszczających, w zbiorowiska wodne i wilgotno bagienne rowu opaskowego i innych zbiorni-
ków wodnych, w strefie wodnej, proponuje się wprowadzić jednocześnie: rzęsę
drobną (*Lemna minor*), trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) i pałki wąsko-
listną i szerokolistną (*Typha angustifolia* i *T. latifolia*). Skład gatunków w stre-
fie wodnej można wzbogacić o oczeret jeziorny (*Schoenoplectus lacustris*),
łącnia baldaszkowatego (*Butomus umbellatus*), tatarak (*Acorus calamus*), ko-
saćca żółtego (*Iris pseudoacorus*) i mannę mielec (*Glyceria aquatica*), które
również dobrze rosną na siedliskach brzegowych.

W strefie brzegowej proponuje się bez czarny (*Sambucus nigra*) i wierzbę
wiciową (*Salix viminalis*). Warunki podtopione i płytkiej wody dobrze tolerują
szczawie (*Rumex maritimus*, *aquaticus*, *conglomeratus*, *obtusifolius*, *crispus*,
hydrolapathum). W strefie brzegowej można spodziewać się samorzutnego
pojawienia, a z czasem bujnego rozwoju m.in. pokrzywy zwyczajnej (*Urtica
dioica*), ucze-
pu trójlistkowego i uwisłego (*Bidens tripartitus* i *cernuus*) oraz
psianki słodkogórz (*Solanum dulcamara*).

W strefie wierzchwinowej i zboczowej można zastosować:

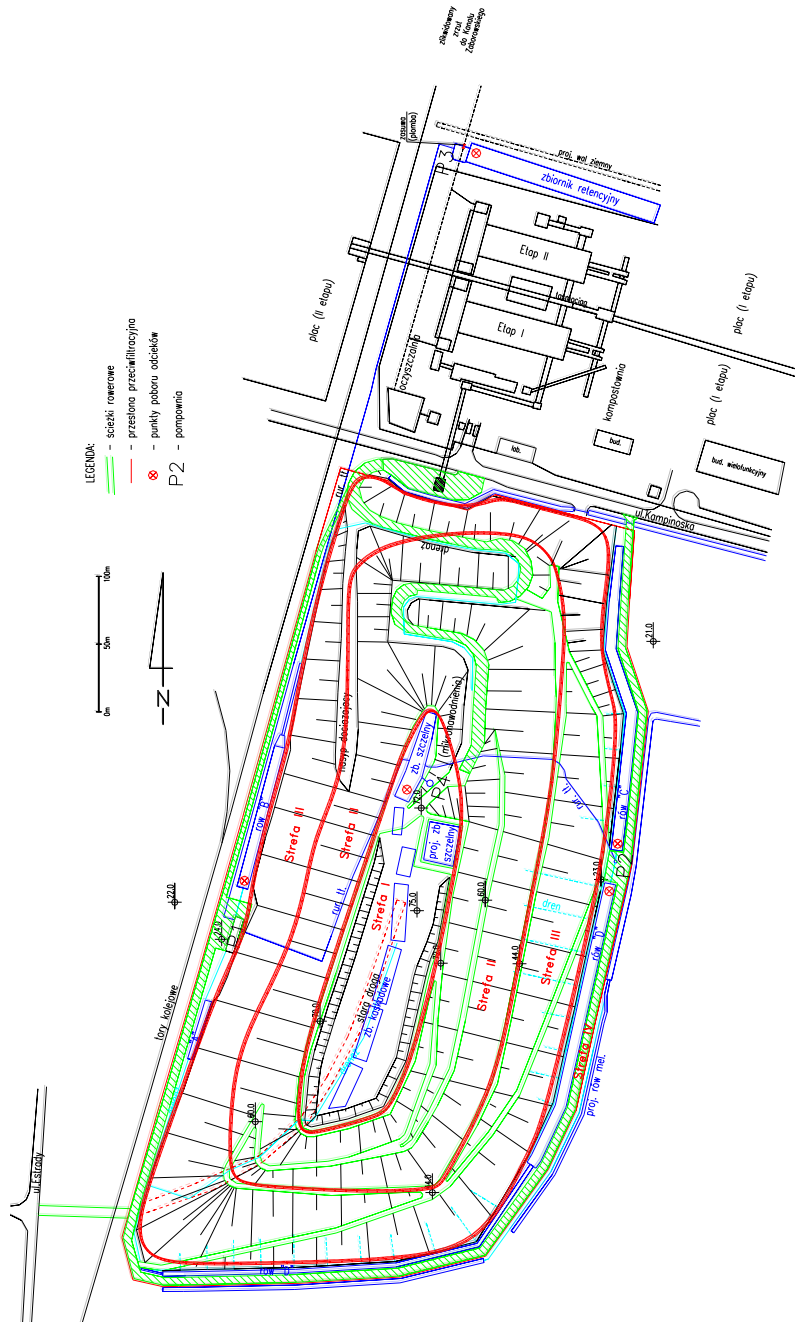
- trawy o długim okresie wegetacyjnym, wyniesionych węzłach krzewienia,
silnej darni, dużej sprawności rozmnażania wegetatywnego (np. śmiałek
darniowy, kostrzewa czerwona, życice, perz, wiechliny, kupkówka),

- drzewa wysokie (np. jesion, topola) i drzewa niskie - krzewy (robinia akacja, wierzby),
- krzewy o właściwościach bakteriostatycznych (bez czarny, czeremcha),
- krzewy szpalerowe, tworzące żywopłoty (ligustr),
- gatunki zimozielone (cis, świerk) i krzewy o liściach wybarwionych (dereń, kalina),
- pnącza osłaniające grunt w miejscach niedostępnych (winobluszcz, chmiel),
- drzewa o liściach: pozostających długo na pędach, wczesnie pojawiających się wiosną i długo utrzymujących się jesienią, co wydłuża okres transpiracji (wierzby),
- byliny o dużej produkcji biomasy (barszcz, burak, motylkowe, szarłat),
- gatunki osłonowe – chroniące w pierwszym roku po nasadzeniach drzewa i krzewy, umożliwiające im dobre ukorzenie się, a jednocześnie stabilizujące podłoże (życica, łubin, gorczyca, koniczyny, uczepek, aksamitka, rzepik).

Do gniazdowych i punktowych implantacji w strefie ochronnej zaproponowano: topolę, cis, sosnę, kalinę, wierzby, świerk, jesion, bez czarny, czeremchę, winobluszcz, chmiel, ligustr.

Aktualne badania prowadzone na składowiskach w Radiowie, Łubnej, Markach i Otwocku powinny określić wytrzymałość, a w związku z tym możliwość zastosowania określonych gatunków roślin do oczyszczania wód odciekowych ze składowiska.

Dalszych badań wymagają rośliny siedlisk składowiskowych (komosa biała - lebioda, komosa wielkolistna, łoboda ogrodowa i rozłożysta, bylica pospolita, bieluń dziędzierzawa, barszcz zwyczajny, psianka słodkogórz, uczepek trójlistkowy, rdest plamisty, rdest błotny, pokrzywa zwyczajna, wierzbowka wąskolistna, rumian żółty i łoboda błyszcząca).



Rys. 1. Plan zagospodarowania składowiska Radiowo z systemem recykulacji odcieków i strefami o zróżnicowanej retencyjności wodnej [Koda i Głazewski 2006]

Podsumowanie i wnioski

Rekultywacyjna okrywa roślinna powinna być zróżnicowana gatunkowo i siedliskowo na fitocenozy: rowu opaskowego i innych zbiorników wodnych, wierzchwinową, zboczową (skarpową) oraz strefy ochronnej.

System recyrkulacji odcieków zastosowany na składowisku Radiowo jest eksploatowany od 1998 roku i nie wystąpiła w tym okresie potrzeba wywożenia odcieków. Świadczy to o zrównoważeniu bilansu wodnego składowiska z wykorzystaniem zastosowanych gatunków roślin do zagospodarowania powierzchni, zwiększających ewapotranspirację.

Wymagane są dalsze badania i obserwacje związane z przystosowaniem się obecnych na składowisku i implantowanych gatunków roślin do siedlisk składowiskowych.

Literatura

1. KODA E., KRÓL P., ŻAKOWICZ S.: *System zagospodarowania odcieków z wysypiska i wód technologicznych z kompostowni Radiowo*. Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW, Zeszyt 16, s. 281-290, Warszawa 1998
2. KODA E., GŁAŻEWSKI M.: *Technical and biological reinforcement of rebuilt landfill slopes*. Proceedings of the 13th Danube-European Conference on Geotechnical Engineering, Vol. 2, 275-280, Ljubljana 2006
3. KUTERA J.: *Stan i technologia wykorzystania ścieków i gnojowicy w rolnictwie oraz spodziewane efekty w ochronie wód*. Biblioteka Wiadomości IMUZ, Zeszyt 76. PWRiL, Warszawa 1990
4. OŚWIT J.: *Rola roślinności bagiennej w środowisku przyrodniczym doliny Narwi w aspekcie oczyszczania się wód*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych PAN. Zeszyt 234, 88-101, 1980
5. PACHUTA K.: *Możliwości oczyszczania wody z pomocą hydrofitów*. Przegląd Naukowy Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska SGGW, Zeszyt 7. Warszawa 1995
6. PACHUTA K., KODA E.: *Selection of plants in the initial stage of landfill reclamation process*. Annals of Warsaw Agricultural University – Land Reclamation. No 35, 29-38. 2004
7. POBIELKOWSKI Z., POBELKOWSKA M.: *Przystosowania roślin do środowiska*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, ss. 583, Warszawa 1994

8. SIUTA J.: *Rekultywacyjne użytkowanie osadów ściekowych. Przegląd Komunalny*. Gospodarka Komunalna i Ochrona Środowiska. Nr 2. ss. 36, Poznań 1999
9. SZMYT J.: *Zastosowanie kompostu otrzymanego z wysypisk odpadów. Przegląd Komunalny. Gospodarka Komunalna i Ochrona Środowiska*. Nr 2, ss. 36, Poznań 1999
10. STĘPNIAK S.: *Nowoczesne oczyszczanie odcieków z naziemnych składowisk odpadów komunalnych. Gospodarka Wodna*. Nr 1: 34-36, 1999
11. ŻAKOWICZ S., PACHUTA K., KODA E.: *Koncepcja zagospodarowania terenu zdegradowanego antropogenicznie. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych PAN. Zeszyt 475, 371-379, 2001*

POSSIBILITIES OF PLANT SPECIES SELECTION FOR RECLAMATION PROCESS OF SANITARY LANDFILL

Key words: biological reclamation, leachate irrigation, plant selection

S u m m a r y

Plant cover grown on sanitary landfills is to protect surface against dusting (bioaerosol) and erosion (water, windy). Plant selection for remedial works was carried out on the basis of many years observations on selected landfills as well as greenhouse and laboratory experiments. Both selection criteria and possibilities of plant usage presented in the text are connected with other remedial works undertaken on the landfill. Compost made of wastes and leachate pumped to landfill surface irrigation in recirculation system are also applied during remediation process. Proposed plant species make evapotranspiration higher and are more resistant against hypertrophy.

LESŁAW PILC *

**OCENA ZAGROŻENIA EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH PRZEZ
TRANSPORT KOŁOWY NA PRZYKŁADZIE DROGI
KRAJOWEJ NR 2 W NADLEŚNICTWIE RZEPIN**

Słowa kluczowe: zanieczyszczenia komunikacyjne, ekosystemy leśne, zagrożenia

Streszczenie

*Obserwacje wzrostu sosny (*Pinus sylvestris*), występowania porostów nadrzewnych oraz lokalizacja miejsc występowania gradacji owadów foliofagów dowodzą, że emisje zanieczyszczeń emitowanych przez transport samochodowy na wybranym odcinku drogi krajowej nr 2 stwarzają zagrożenie dla ekosystemów leśnych zlokalizowanych wzdłuż trasy. Zagrożenie to potęgowane jest przez pożary, których przyczyną mogą być uczestnicy ruchu drogowego.*

Ekosystemy leśne stanowią wrażliwy element w otaczającej nas biosferze, reagujący na zagrożenia zarówno od czynników biotycznych, abiotyczne jak i antropogenicznych. Ostatnią grupę reprezentuje transport samochodowy, emitujący do środowiska przyrodniczego takie zanieczyszczenia jak ditlenek i tlenek węgla, tlenki azotu i siarki, a także węglowodory alifatyczne i aromatyczne oraz pyły, w tym sadzę. Jest on szczególnie uciążliwy z uwagi na różnorodne działanie wymienionych związków chemicznych. Część z nich może być wykorzystywana przez rośliny jako substancje pokarmowe, ale pozostałe mogą ograniczać procesy życiowe, zarówno u roślin jak i innych organizmów piramidy troficznej narażonego ekosystemu. Lasy, przez które wytyczono trasy szybkiego ruchu samochodowego, a do nich należą kompleksy leśne w Nadleśnictwie Rzepin, znajdują się pod presją wymienionych zanieczyszczeń. W określonych warunkach efekty tego oddziaływania mogą ulegać wzmocnieniu. Przykładowo, gdy dotyczy to obszarów o obniżonej odporności biologicznej, która z reguły wynika ze struktury i bonitacji siedlisk w narażonych ekosystemach leśnych. Lasy w nadleśnictwie, położone wzdłuż drogi krajowej nr 2, to w większości monokultury sosnowe na siedliskach boru świeżego (Bśw) i boru mieszanego świeżego (BMśw) w średnich klasach wieku. Niskie roczne opady atmosferyczne

* Collegium Polonicum UAM w Słubicach; Ochrona Środowiska

ryczne oraz niewielka ilość wód powierzchniowych na tym obszarze nie sprzyjają kompensacji negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń emitowanych przez transport samochodowy. Emisja tych zanieczyszczeń jest znaczna i wiąże się z natężeniem ruchu kołowego, które w latach 1999-2006 uległo podwojeniu [Urząd Statystyczny Zielona Góra 2006; Plan rozwoju lokalnego powiatu słubickiego 2004]. Analizę wielkości emisji na 20 km odcinku od przejścia granicznego w miejscowości Świecko do miejscowości Rzepin, przy średniobowym natężeniu ruchu, wynoszącym na tym odcinku w 2006 r. ponad 16 tys. pojazdów z ok. 45% udziałem samochodów ciężarowych [Urząd Statystyczny Zielona Góra 2006], zawiera tab. 1. W obliczeniach zawartych w tej tabeli posłużono się procedurami opartymi na wskaźnikach emisji zanieczyszczeń z silników samochodowych oraz na ilości zużytego paliwa na pokonanie tego odcinka trasy zawartych

Tab. 1. Wielkość emisji zanieczyszczeń komunikacyjnych do powietrza na 20 km odcinku drogi krajowej nr 2 (Świecko – Rzepin) w 2006 r

Parametr	Emisja zanieczyszczeń w Mg/dobę*, na podstawie:	
	wskaźników emisji [Kozak 2001]	zużytego paliwa [Kozak 2001]
ditlenek węgla CO ₂	b.d.	165,01
tlenek węgla CO	8,60	3,58
tlenki azotu NO _x	0,46	2,57
ditlenek siarki SO ₂	0,11	0,17
węglowodory WWW	1,20	0,95
pył (w tym sadza)	0,28	0,25

* – emisja wyliczona na podstawie uśrednionej liczby pojazdów przejeżdżających w czasie doby, wskaźników emisji zanieczyszczeń z silników samochodowych oraz zużycia paliw. Obliczeń dokonano dla 16552 samochodów, w tym 9171 osobowych, przyjmując udział silników benzynowych do silników Diesla jako 3:1, a dla samochodów ciężarowych (tirów) – 100% silniki Diesla, b.d. – brak danych

Pomimo znacznej emisji zanieczyszczeń i powstałej imisji, wynik pobieżnej obserwacji stanu zdrowotnego drzewostanów przyległych do trasy nie budzi zastrzeżeń. Brak jest widocznego posuszu – drzew o pożółkłym igliwiu, z zamierającymi wierzchołkami, usychającymi lub całkowicie martwych. Na obserwowany stan mają prawdopodobnie wpływ zarówno warunki atmosferyczne, w szczególności wiatry jak i ukształtowanie terenu, charakteryzujące się mało urozmaiconą rzeźbą. Szczegółowe jednak obserwacje wskazują, że chroniczne oddziaływanie emitowanych zanieczyszczeń komunikacyjnych i powstała imisja związków chemicznych może mieć wpływ na stan sanitarny powietrza i jakość gleb. Tab. 2 zawiera wyniki pomiarów przyrostów rocznych pędów

sosny w wieku 6-8 lat na monokulturowych uprawach, w sezonach wegetacyjnych 2005 i 2006 r., na powierzchniach bezpośrednio przyległych do trasy nr 2 (trzy stanowiska) oraz w transekcie prostopadłym do osi jezdni na głębokość ok. 200 i 350 m od niej po stronie południowej drogi. Dla porównania wykonano pomiary sosen na powierzchniach o podobnej bonitacji, odległych od natężonego ruchu lub osłoniętych od niego partiami drzewostanu znacznie starszego – 40 do 60 letniego. Trzy takie powierzchnie wybrano w Nadleśnictwie Rzepin, a jedną w Nadleśnictwie Durowo (Wielkopolska). Uzyskane wyniki dowodzą, że przyrosty roczne sosny w ostatnich dwóch sezonach wegetacyjnych na powierzchniach przyległych do drogi nr 2 są o ok. 20% mniejsze w porównaniu z przyrostami zmierzonymi w uprawie na tym samym siedlisku (Bśw) w odległości 200 i 350 m od niej i zdecydowanie mniejsze w porównaniu z przyrostami na bogatszych typach siedliskowych lasu BMśw – ok. 40% (Gajec), 36% mimo spalowania przez zwierzynę płową (Zielony Bór), czy – 40% na powierzchni w odległości ok. 200 m i osłoniętej od trasy drzewostanem starszym (stan. 3).

Tab. 2. Średnioroczny przyrost długości pędów 6-8 letniej sosny (*Pinus sylvestris*) w sezonach wegetacyjnych 2005 i 2006 r na wybranych powierzchniach

Parametr [cm]	Stanowisko						
	badane			kontrolne			
	odległość od drogi krajowej nr 2 [m]			Zielony Bór	Gajec n. Rzepin	Nw. Wieś n. Durowo	
	do 30	ok. 200	350				
	stanowisko pomiarowe / siedliskowy typ lasu						
1,2,3/Bśw	1/Bśw	3/BMśw	1/Bśw	4/BMśw	5/BMśw	6/Bśw	
n*	270	187	100	175	137	72	65
mediana	35	45	58,5	46	56	59,5	55
śred- nia**	35,0	44,0	57,8	45,4	54,8	59,0	56,1
SD	8,8	7,7	11,7	7,6	10,4	6,9	11,0
min	17	22	32	26	31	50	30
max	64	74	87	71	82	78	81

oznaczenia: * liczba pomierzonych drzewek w szt., ** arytmetyczna, Bśw – bór świeży, BMśw – bór mieszany świeży, n. – nadleśnictwo, SD – odchylenie standardowe

Zróznicowane wielkości przyrostów, na co mogła mieć wpływ jakość powietrza, korelują z występowaniem porostów nadrzewnych, przyjmowanych za jeden ze wskaźników stanu sanitarnego powietrza [Foltynowicz 1994; Lipnicki i in. 1995]. Na powierzchniach przyległych do drogi krajowej nr 2, gdzie stwierdzono występowanie zaledwie paru gatunków porostów epifitycznych,

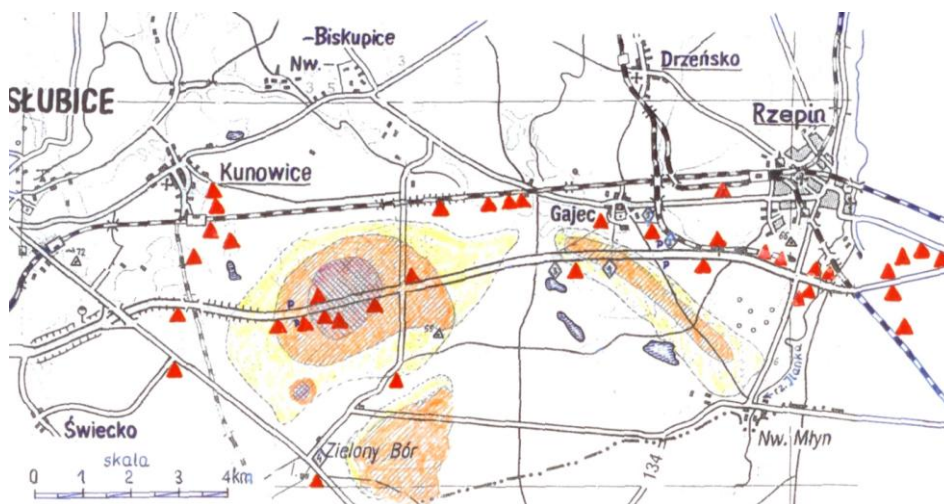
brak jest form morfologicznych charakterystycznych dla obszarów o czystym, niezanieczyszczonym powietrzu - plech krzaczkowatych [Fołtynowicz 1994; Lipnicki i in.1995]. Dominującymi są tutaj porosty skorupiaste i łuseczkowate. Jedynym gatunkiem o rozbudowanej plesze, zaliczanej do typu morfologicznego listkowatego, jest pustułka pęcherzykowata (*Hypogymnia physodes*) występująca na drzewach na wyniosłościach terenowych (oddz. 123b). Natomiast na powierzchniach przyległych do drogi, ale leżących poniżej poziomu jezdni, brak jest porostów lub występują tylko nieliczne o plesze skorupiastej. Może to wskazywać na znaczną imisję zanieczyszczeń w tych miejscach, szczególnie w okresach późnojesiennym i wiosennym. Natomiast na powierzchni kontrolnej (Zielony Bór) stwierdzono występowanie znacznej bioróżnorodności gatunkowej i duże zróżnicowanie form morfologicznych. Występują tutaj wszystkie formy, łącznie z krzaczkową brodawką (*Usnea sp.*). Podczas rekonesansu stwierdzono występowanie odnoźycy (*Ramalina sp.*) i prawdopodobnie płucnicy zielonej (*Certraria chlorophylla.*), tarczownic (*Parmelia sp.*), złotorostu ściennego (*Xantoria parietina*), pustułki (*Hypogymnia sp.*) i wielu innych. Na taki stan flory porostów nadrzewnych ma niewątpliwie wpływ wilgotność powietrza – bliskość cieków wodnych i bogatsza bonitacja siedliska - BMśw z przejściem do lasu mieszanego świeżego (LMśw).

Wyznacznikiem stanu zdrowotnego ekosystemów leśnych jest defoliacja drzew - efekt między innymi masowego występowania owadów – fitofagów zgrzyżających. W drzewostanach Nadleśnictwa Rzepin od lat występują takie foliofagi jak: poproch cetyniak (*Bupalus piniarius L.*), barczatka sosnowka (*Dendrolimus pini*), brudnica mniszka (*Lymantria monacha L.*), strzygonia choinówka (*Panolis flammea Schiff.*) czy boreczniki (*Diprion sp.*). W minionych latach 2002, 2003 nasilenie gradacji brudnicy mniszki i barczatki sosnowki było tak duże, że zaistniała konieczność stosowania oprysków insektycydami do których użyto samoloty. Powierzchnie opalone przez foliofagi znajdowały się w leśnictwach Gajec i Zielony Bór, tj. na terenach przez które przebiega droga krajowa nr 2.




Do oceny zagrożenia stwarzanego przez fitofagi wyznaczone są stałe powierzchnie leśne, na których podczas tzw. jesiennych poszukiwań zimujących w ściółce osobników, poczwerek i kokonów, ocenia się stopień zagrożenia drzewostanów. Ostatnie poszukiwania, przeprowadzone w nadleśnictwie jesienią 2006 r. wykazały, że na wielu powierzchniach występują kokony borecznika sosnowego (*Diprion pini*), którego larwy żerują na igliwiu sosny. Obecność kokonów oraz ich ilość pozwoliła na określenie lokalizacji i wielkości powierzchni, która może być zagrożona od żeru larw borecznika w sezonie wegetacyjnym 2007 r. Oceniono, że zagrożony obszar może wynosić 1460 ha [Raport Nadleśnictwa Rzepin 2006]. Jest on zlokalizowany w leśnictwach przez które przebiega droga krajowa nr 2 (rys. 1). Na podstawie danych z jesiennych

poszukiwań [Raport Nadleśnictwa Rzepin 2006] na rycinie zaznaczono obszary zagrożenia od borecznika w stopniach słabym, średnim i silnym. Obszar najwyższego zagrożenia zlokalizowany jest na 7 km od przejścia granicznego w Świecku i wynosi ok. 150 ha. Przeprowadzone poszukiwania nie wskazały na możliwość wystąpienia zagrożeń ze strony foliofagów stwierdzanych w minionych latach tj. brudnicy mniszki, barczatki, strzygoni czy poprocha [Raport Nadleśnictwa Rzepin 2006].

Szkodniki pierwotne – fitofagi zgryzające igliwie i liście, bardzo często atakują drzewostany osłabione przez różne czynniki stresowe w tym antropogeniczne. Być może znaczna emisja zanieczyszczeń do powietrza, zwiększając obszar oddziaływania zanieczyszczeń komunikacyjnych, wpływa na drzewostany przyległe do trasy nr 2, osłabiając ich zdolności obronne i stwarzając dogodne warunki dla masowego pojawu owadów czyli wystąpienia gradacji. Tą tezę mogą potwierdzać wyniki jesiennych poszukiwań określające miejsca silnego zagrożenia od borecznika, które może wystąpić w tym roku (rys. 1).



oznaczenia: 2 \diamond - stanowisko pomiaru sosny, \triangle - miejsce powstania pożaru, obszar zagrożeń od borecznika (*Diprion sp.*) z podziałem na stopnie:

- silny  - średni  - słaby 

Rys. 1. Plan sytuacyjny obszarów przyległych do drogi krajowej nr 2 na odcinku od przejścia granicznego (Świecko) do m. Rzepin

Zagrożenie dla ekosystemów leśnych może stanowić również nierozważna działalność człowieka, jaką jest zamierzone lub nieumyślne spowodowanie

pożaru. Lasy Nadleśnictwa Rzepin zaliczane są do I kategorii zagrożenia pożarowego. Składa się na to wiele czynników między innymi przeważający udział słabych siedlisk borowych z dominacją sosny. Pożary wybuchają najczęściej na siedliskach Bśw (tab. 4), odznaczających się małą wilgotnością ściółki. Sprzyja to zainicjowaniu i szybkiemu rozprzestrzenianiu się ognia. Również struktura wiekowa, dominacja upraw i młodników oraz drągowin, sprzyja zaproszeniu i rozprzestrzenianiu się ognia. Trasa nr 2 jest jedną z licznych dróg publicznych o znacznym natężeniu ruchu, które prowadzą do przejść granicznych. Częstość występowania pożarów na obszarze nadleśnictwa w ostatnich latach tj. 2005 i 2006 [Raport Nadleśnictwa Rzepin 2006] przedstawia tabela 3. Dane w tabeli oraz lokalizacja miejsc pożarów (rys. 1), wskazują że ich inicjowanie może mieć związek z użytkownikami drogi. Okolice miejsc postojowych oraz zjazdów z trasy to miejsca, gdzie najczęściej inicjowane są pożary. Duża dbałość o stan pasów przeciwpożarowych przy drodze nr 2 oraz szybka informacja o zaistniałych ogniskach pożaru powodują, że pożary wielkoobszarowe są nieliczne. Na obszarze nadleśnictwa wystąpiły jedynie dwa takie przypadki w ciągu ostatnich dwóch lat [Raport Nadleśnictwa Rzepin 2006]. Dlatego też średnia powierzchnia przypadająca na jeden pożar, z pominięciem wymienionych dwóch przypadków, jest niewielka i wynosi 5-7 arów (tab. 3).

Podsumowując należy stwierdzić, że obecność drogi krajowej nr 2, z jej wzrastającym natężeniem ruchu samochodowego, nie pozostaje bez wpływu na stan zagrożenia otaczających ją ekosystemów leśnych.

Tab. 3. Lokalizacja pożarów na terenie Nadleśnictwa Rzepin w latach 2005-2006 [Nadleśnictwo Rzepin 2006]

Parametr	Cały obszar n-ctwa Rzepin	Oddziały		
		przyległe do dróg		inne, nie związane z drogami
		droga nr 2	inne drogi	
liczba [szt]	85	28	18	39
udział [%]	-	32,9	21,2	45,9
powierzchnia [ha]	23,00	5,55*	10,47**	6,98
udział [%]	-	24,1	45,5	30,3
średnia powierzchnia na 1 pożar [ha]	0,27	0,80 (0,07)	0,58 (0,05)	0,18

objaśnienia: * - powierzchnia w Bśw z pojedynczym pożarem, który objął 3,52 ha,

** - powierzchnia w LMśw z pojedynczym pożarem, który objął 9,51 ha, w nawiasach podano średnie powierzchnie pożaru z pominięciem powyższych przypadków

Tab. 4. Typy siedliskowe lasu na których wystąpiły pożary w Nadleśnictwie Rzepin w latach 2005-2006 [Nadleśnictwo Rzepin 2006]

Typ siedliskowy lasu	Lokalizacja oddziałów w których wystąpił pożar							
	przyległe do drogi nr 2				przyległe do innych dróg			
	ilość		powierzchnia		ilość		powierzchnia	
	[szt]	[%]	[ha]	[%]	[szt]	[%]	[ha]	[%]
Bśw	17	60,7	4,73	85,2	8	44,45	0,61	5,8
BMśw	10	35,7	0,80	14,4	8	44,45	0,34	3,2
LMśw	1	3,6	0,02	0,4	2	11,1	9,52	91,0
razem	28	100	5,55	100	18	100	10,47	100

Literatura

1. FOŁTYNOWICZ W.: *Monitoring powietrza*. Porosty jako biowskaźniki zanieczyszczenia, CEEW, Krosno 1994
2. KOZAK D.: *Motoryzacyjne zanieczyszczenia powietrza*. Ochrona środowiska red. B. Chmiel, Wyd. UMCS, Lublin 2001
3. LIPNICKI L., WÓJCIAK H.: *Porosty klucz-atlas*. WSziP, Warszawa 1995
4. NADLEŚNICTWO RZEPIN: *Zestawienie pożarów w latach 2005-2006 na terenie Nadleśnictwa Rzepin*, Rzepin 2006
5. PLAN ROZWOJU LOKALNEGO POWIATU SŁUBICKIEGO: *Komunikacja i drogi*, Słubice 2004
6. RAPORT NADLEŚNICTWO RZEPIN 2006: *Poszukiwania jesienne owadów 2006*
7. URZĄD STATYSTYCZNY ZIELONA GÓRA: *Ruch graniczny w województwie lubuskim w 2006 r.* OSOT, luty 2007

RISK ASSESMENT FOR THE FOREST AREAS CAUSED BY ROAD TRANSPORTATION ON THE EXAMPLE OF ROAD NO. 2 IN RZEPIN FORESTRY

Key words: traffic air pollution, forest ecosystems, threats

Summary

The observation of pine growth occurrence of arboreal lichens and localization of pest gradation demonstrate that traffic emission in a selected part of highway No.2 pose threat to adjacent forest ecosystems. The level of this threat is magnified by fires which are caused, to some degree, by traffic participants.

MARLENA PIONTEK, KATARZYNA BEDNAR*

GRZYBY PLEŚNIOWE W OBIEKTACH BUDOWLANYCH PO POWODZIACH

Słowa kluczowe: grzyby pleśniowe, budownictwo mieszkaniowe, powódź

Streszczenie

Po licznych powodziach problem z występowaniem grzybów pleśniowych w budynkach stał się szczególnie ważny na terenie Europy i Polski. Grzyby pleśniowe powodują biodegradację i biodeteriorację materiałów budowlanych i są szkodliwe dla zdrowia ludzkiego, dlatego wykonuje się analizy mikologiczne przegród budowlanych w pomieszczeniach z terenów popowodziowych. Prowadzone w Instytucie Inżynierii Środowiska UZ badania mikologiczne budynków, które ucierpiały w wyniku powodzi wykazały, że występuje w nich więcej rodzajów i gatunków grzybów pleśniowych niż w obiektach zawilgoconych w inny sposób niż powódź. Wynika to z faktu, że oprócz wilgoci wraz z wodami powodziowymi na przegrrody budowlane naniesiony zostaje materiał zawierający substancje organiczne, co w istotny sposób zwiększa trofę tych przegród. Na takim podłożu występuje tyle rodzajów i gatunków grzybów pleśniowych, jak różnorodny w swoim składzie jest naniesiony materiał (żywność, gleba, odchody zwierząt, szambo, obornik, szczątki roślinne, kompost, martwe zwierzęta, ścieki, osad z oczyszczalni ścieków i inne).

Wstęp

Głównym czynnikiem powodującym wzrost grzybów pleśniowych w obiektach budowlanych jest wilgoć. Przyczyn zawilgoceń jest wiele. Mogą to być wady technologiczne obiektów budowlanych, brak wentylacji przestrzeni konstrukcyjnych stropów, podłóg, ścian i połaci dachowych, brak lub niewłaściwie wykonana izolacja przeciwwilgociowa budynku, niezgodna z przeznaczeniem użytkowym eksploatacja pomieszczeń, zaniedbania remontowe, posadowienie budowli na terenie, który nie zapewnia odprowadzenia wód powierzchniowych, błędy projektowe i wykonawcze budynku, prowadzące do braku ochrony ciepłno - wilgotnościowej, awarie wodno-kanalizacyjne i c.o., powódzie itp. [Małecki pr. zbior. 1996; Kozarski 1997; Krajewski pr. zbior. 2001]. Obecnie pro-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ekologii Stosowanej

blem z występowaniem grzybów pleśniowych w obiektach budowlanych stał się szczególnie ważny na terenie Europy i Polski, jako skutek licznych powodzi [Twarużek 2005]. Jak wynika z przeglądu występowania powodzi w Polsce jest to zjawisko dość rozpowszechnione. Wezbrania rzek polskich przynoszące szkody powodziowe występują średnio co 3-3,5 roku. Powodzie występują na całym globie ziemskim, są one traktowane jako klęski żywiołowe i dlatego są przedmiotem zainteresowania wielu organizacji, w tym międzynarodowych [Mikulski 1998]. Skutkiem występowania powodzi są straty gospodarcze, a często ofiary ludzkie. Powódź na terenie województwa Lubuskiego trwała od 7 lipca do 14 sierpnia 1997 r. [Mendaluk i in. 1999]. Jak podaje Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem, na terytorium Polski w powodzi z 1997 roku zalaniu uległo 47 tysięcy mieszkań i budynków gospodarczych [MKOOpZ, 1999]. W 2001 roku wystąpiła powódź na terenie południowej i północnej Polski. Powódź w lipcu 2001r. w Gdańsku była typową miejską powodzią błyskawiczną (*urban flash flood*) spowodowaną intensywnym opadem deszczu. Całkowite straty w infrastrukturze miasta wywołane powodzią zostały ocenione na 200 mln PLN. Dobytek ponad 300 rodzin został zniszczony, wiele domów uległo zalaniu, a nawet zniszczeniu [Majewski i in. 2006].

Grzyby pleśniowe są odpowiedzialne za biodeteriorację i biodegradację materiałów technicznych. Biodeterioracja pleśniowa obiektów budowlanych jest to proces utraty właściwości użytkowych wywołany rozwojem grzybów pleśniowych [Rymsza 2005].

Z pojęciem biodeterioracji materiału technicznego wiążą się następujące procesy [Żakowska 2006]:

- biodegradacja – najczęstsza forma w procesie biodeterioracji – występuje wtedy, gdy materiał może być wykorzystany jako źródło węgla np. celuloza, skrobia, białko, tłuszcze (chemiczna asymilacyjna biodeterioracja),
- korozja szkła, betonu, stali – materiał, pomimo iż nie jest przyswajalny, jest uszkodzony przez metabolity drobnoustrojów, których rozwój stymulowany jest materią organiczną znajdującą się na powierzchni materiałów (chemiczna dysymilacyjna biodeterioracja).

Mikroorganizmy występują we wszystkich środowiskach naturalnych, a ich ogromna zdolność przystosowania się do warunków otoczenia sprawia, iż biologiczny rozkład materiałów technicznych jest uznawany za zjawisko powszechne. Skutki trwającej biodeterioracji i czas ich ujawnienia się będzie zależał od warunków w jakich dany materiał się znajduje i w jaki sposób jest użytkowany [Żakowska 2006].

Badania zjawiska biodeterioracji obejmują analizę zmian wizualnych, fizycznych danego materiału, oraz identyfikację mikroorganizmów zasiedlających dany materiał techniczny.

Grzyby pleśniowe charakteryzują się szerokim spektrum właściwości biochemicznych, co sprawia, że mogą zasiedlać różne środowiska, powodując modyfikację ich składu chemicznego oraz składu gatunkowego zasiedlającego dany materiał. Zdolność grzybów pleśniowych do degradacji różnych substratów powoduje, że często stają się one dominującą grupą w środowisku [Libudzisz i Kowal 2000].

Grzyby pleśniowe syntetyzują metabolity wtórne. Należą do nich mikotoksyny, które mają biologiczne działanie na organizm ludzki i zwierzęcy. Dlatego ważną jest analiza mikologiczna przegród budowlanych w pomieszczeniach porażonych grzybami pleśniowymi, w tym z terenów popowodziowych.

Ekspertyzy mikologiczne wykazały, że skład gatunkowy grzybów pleśniowych występujący w obiektach budowlanych po powodzi różni się od tego, który występuje w budownictwie na skutek innych przyczyn niż powódź (przemarzanie ścian, usterki, punkt rosy). Z danych literaturowych i wcześniejszych badań własnych w zawilgoconych obiektach budowlanych, które ucierpiały w wyniku powodzi wiadomo, że występuje w nich więcej gatunków i rodzajów grzybów pleśniowych niż w obiektach zawilgoconych w inny sposób niż powódź [Piontek 1998]. Po zalaniu budynków wodą powodziową na przegrodach znajdują się związki organiczne w postaci nagromadzonej żywności, gleby, odchodów zwierząt, szamba, obornika, szczątków roślinnych, kompostu, martwych zwierząt, ścieków i osadów z oczyszczalni ścieków oraz różnego rodzaju odpadów z zalanych wysypisk. Są to elementy zasobne w związki organiczne, przez co stanowią pożywienie dla grzybów pleśniowych.

W tabeli 1 przedstawiono gatunki grzybów pleśniowych, które wg Nielsena [2002] najczęściej występują w obiektach budowlanych, które zostały uszkodzone na skutek powodzi. Gatunki te są kolonizatorami trzeciorzędowymi (hydrofilami) wymagającymi dużej wilgotności do kiełkowania i wzrostu (wskaźnik równowagi higroskopowej a_w wynosi co najmniej 0,9 ($a_w > 0,9$)).

Tab. 1. Grzyby pleśniowe występujące w budynkach uszkodzonych na skutek powodzi [Nielsen 2002]

Rodzaj	Gatunek	Środowisko naturalnego występowania	Budowlane materiały wykończeniowe
<i>Chaetomium</i>	<i>globosum</i>	Gleba, słoma, drewno	Drewno i materiały zawierające celulozę
<i>Stachybotrys</i>	<i>chartarum</i>	Siano i słoma, papier, gleba	Płyty gipsowe, rury izolacyjne
<i>Ulocladium</i>	<i>chartarum i atrum</i>	Gleba, obornik, trawy	Drewno, tapety, płyty gipsowe
<i>Trichoderma</i>	<i>harzianum, viride, longibrachiatum</i>	Mokre drewno, gleba	Głównie na drewnie
<i>Alternaria</i>	<i>tenuissima</i>	Saprofit na roślinach, żywności, zbożach, liściach	Tapety, gips
<i>Aureobasidium</i>	<i>pullulans</i>	Gleba, liście, zboża	Farby szczególnie w łazienkach, na ramach okiennych, obrazach
<i>Rhodotorula</i>	<i>mucilaginosa</i>	Powietrze, gleba, nabiał, rośliny, zwierzęta, woda jeziorna i oceaniczna	Farby, drewno
<i>Phoma</i>	<i>sp.</i>	Materiały roślinne, gleba	Farby, drewno, tapety, uszczelki, szczególnie w łazienkach

Materiały i metody

Do przeprowadzenia analizy mikologicznej pobrano materiał z dziewięciu domów jednorodzinnych zalanych wodą podczas powodzi na terenie miejscowości Stara Wieś koło Nowej Soli w woj. lubuskim. Próby pobrano z powierzchni przegród budowlanych. Były to fragmenty murów, tynki, materiały wykończeniowe: farby, tapety, spoiny i inne.

Próby te zostały pobrane bezpośrednio na szalki Petri'ego zawierające pożywki syntetyczne Czapek-Doxa i SNA oraz pożywkę naturalną – agar słodowy.

Pobrane próby grzybów pleśniowych inkubowano w temperaturze pokojowej 18-22 °C z zachowaniem rytmu dobowego dnia i nocy. Czas hodowli wyizolowanych gatunków grzybów pleśniowych wynosił 21 dni.

Po upływie 21 dni grzyby pleśniowe oznaczono do gatunku za pomocą mikroskopu i binokularu oraz posługując się kluczami i atlasami do oznaczeń taksonomicznych [Piontek 1998].

Wyniki

Analiza mikologiczna dziewięciu zalanych wodami powodziowymi budynków wykazała, iż dwa z nich nie posiadały widocznego zapleśnienia, w jednym występowały 2 gatunki grzybów pleśniowych tworzące na ścianach niewielkie naloty, natomiast w czterech budynkach proces porażenia pleśniowego był zaawansowany. W dwóch badanych budynkach grzyby pleśniowe pokrywały całe wnętrza i w tych budynkach liczba wyizolowanych i oznaczonych grzybów pleśniowych była największa i wynosiła ponad 20 gatunków [Piontek 1998].

Z przeprowadzonych badań wynika, iż w zalanych budynkach rozwinęły się licznie sprzężniaki (*Abisidia*, *Mucor*, *Rhizopus* i *Thamnidium*) – 9 gatunków, kropidlaki (*Aspergillus*) – 7 gatunków, pędzlaki (*Penicillium*) – 4 gatunki i sierpiki (*Fusarium*) – 4 gatunki. Ogółem wyizolowano 44 gatunki grzybów pleśniowych należących do 23 rodzajów [Piontek 1998]. Wśród wyizolowanych rodzajów znalazły się m.in. *Ulocladium* sp., *Trichoderma* sp., które zostały wymienione w tabeli 2.

Na terenie województwa lubuskiego przeprowadzono analizy mikologiczne w 172 zainfekowanych grzybami pleśniowymi pomieszczeniach mieszkalnych i użytkowych. Wśród badanych pomieszczeń 14 obiektów było bardzo mokrych. Wyizolowane gatunki z tych pomieszczeń przedstawione zostały w tabeli 3.

W badanych obiektach występowały bardzo liczne kolonie bakterii, wyizolowano i oznaczono 13 gatunków grzybów pleśniowych należących do 10 rodzajów (tab. 3). Z grzybami pleśniowymi i bakteriami występowały także nicienie (*Nematoda*) oraz roztocze (*Acarina*). Z przeprowadzonych badań wynika, iż w obiektach zalanych przez powódź występuje znacznie więcej gatunków i rodzajów grzybów pleśniowych niż w obiektach mokrych zawilgoconych z innych powodów niż powódź.

Tab. 2. Wyniki analizy mikologicznej w budynkach domów jednorodzinnych uszkodzonych na skutek powodzi w województwie lubuskim w 1997 roku [Piontek 1998]

Lp.	Gatunek grzyba pleśniowego	Lp.	Gatunek grzyba pleśniowego
1.	<i>Abisidia glauca</i> Hagem	23.	<i>Curvularia lunata</i> Boedijn
2.	<i>Mucor circinelloides</i> van Tieghem	24.	<i>Doratomyces stemonitis</i> Mort. et Smith
3.	<i>M. hiemalis</i> Wehmer	25.	<i>Fusarium aquaeductum</i> Lagerheim
4.	<i>M. mucedo</i> Fresenius	26.	<i>F. culmorum</i> Saccardo
5.	<i>M. piriformis</i> Fischer	27.	<i>F. poae</i> Wollenweber
6.	<i>M. plumbeus</i> Bonorden	28.	<i>F. solani</i> Saccardo
7.	<i>M. racemosus</i> Fresenius	29.	<i>Gliomastix convoluta</i> Mason
8.	<i>Rhizopus stolonifer</i> (Ehrenb.)Lind.	30.	<i>Humicola grisea</i> Traem
9.	<i>Thamnidium elegans</i> Link	31.	<i>Trichophyton ajelloi</i> Ajello
10.	<i>Acremonium charticola</i> W.Gams	32.	<i>Chrysonilia sitophila</i> v.Arxa
11.	<i>A. murorum</i> W. Gams	33.	<i>Paecilomyces varioti</i> Bainier
12.	<i>A. strictum</i> W. Gams	34.	<i>Penicillium chrysogenum</i> Thom
13.	<i>Arthrimum phaeospermum</i> Ellis	35.	<i>P. expansum</i> Link ex Gray
14.	<i>Aspergillus candidus</i> Link	36.	<i>P. funiculosum</i> Thom
15.	<i>A. clavatus</i> Desmazieres	37.	<i>P. janthinellum</i> Biourge
16.	<i>A. niger</i> van Tieghem	38.	<i>P. thomii</i> Maire
17.	<i>A. terreus</i> Thom	39.	<i>Exophiala jeanselmei</i> (Emmons)
18.	<i>A. ustus</i> Thom et Church	40.	<i>Trichoderma viride</i> Pers. Ex Fries
19.	<i>A. versicolor</i> Tiraboschi	41.	<i>Trichothecium roseum</i> L. ex Gray
20.	<i>A. wentii</i> Wehmer	42.	<i>Ulocladium botrytis</i> Preuss
21.	<i>Botrytis cinerea</i> Persoon ex Fries	43.	<i>U. chartarum</i> (Preuss) Simmons
22.	<i>Cladosporium sphaerospermum</i> Penzig	44.	<i>Verticillium luteoalbum</i> Subramanian

Tab. 3. Gatunki grzybów pleśniowych wyizolowane z mokrych pomieszczeń na terenie województwa lubuskiego

Lp.	Gatunek grzyba pleśniowego	Frekwencja występowania (%)
1.	<i>Mucor racemosus</i> Fres.	50
2.	<i>Penicillium chrysogenum</i> Thom.	43
3.	<i>Cladosporium herbarum</i> (Pers.) Link	43
4.	<i>Aspergillus flavus</i> Link	28
5.	<i>Aspergillus versicolor</i> (Vuill.) Tiraboschi	14
6.	<i>Ulocladium chartarum</i> (Preuss) Simmons	14
7.	<i>Penicillium commune</i> Thom	14
8.	<i>Tritirachium oryzae</i> (Vinces) de Hoog	14
9.	<i>Acremonium strictum</i> W.Gams	7
10.	<i>Aureobasidium pullulans</i> (De Bary) Arnaud	7
11.	<i>Cladosporium macrocarpum</i> Preuss	7
12.	<i>Doratomyces stemonitis</i> (Person ex Fries) Morton et Smith	7
13.	<i>Fusarium aquaeductum</i> Lagerheim	7

Dyskusja

Na terenie województwa lubuskiego analizowano porażenie pleśniowe w 172 pomieszczeniach mieszkalnych, które były zainfekowane grzybami pleśniowymi z innych przyczyn niż powódź [Piontek 2004]. Wśród wyizolowanych i oznaczonych grzybów pleśniowych z badanych obiektów nie pojawiło się 9 gatunków grzybów, które wystąpiły w budynkach po powodzi. Są to: *Aspergillus candidus*, *A. wentii*, *Curvularia lunata*, *Fusarium poae*, *Gliomastix convoluta*, *Humicola grisea*, *Trichophyton ajelloi*, *Chrysonilia sitophila*, *Exophiala jeanselmei*. Potwierdza to fakt, iż w budynkach popowodziowych, występuje większe bogactwo grzybów pleśniowych pod względem liczby gatunków i rodzajów, ze względu na dostęp do substancji organicznych naniesionych wraz z wodami powodziowymi. Wśród analizowanych pomieszczeń mieszkalnych 13 obiektów było bardzo mokrych, jednak skład gatunkowy grzybów pleśniowych w takich obiektach był dużo niższy niż w obiektach popowodziowych.

W celu określenia zagrożenia toksycznego rok po powodzi na rzece Wiśle w 2002 roku zespół mikologów uniwersytetu z Bydgoszczy przeprowadził badania zapleśniałych materiałów budowlanych pobranych z domów popowodziowych Południowej (Zembrzyce, Budzów, Baczyn, Maków Podhalański) i Północnej (Gdańsk) Polski.

Z przeprowadzonych badań wynika, że na ścianach występowało 8 (na Północy) i 15 (na Południu) różnych rodzajów grzybów pleśniowych, włączając rodzaj *Stachybotrys*. Wyizolowane grzyby pleśniowe należały głównie do rodzajów: *Penicillium*, *Cladosporium*, *Acremonium* i *Aspergillus*. Surowe ekstrakty siedmiu z dwunastu prób badanych okazały się cytotoksyczne. Wyniki te korelują z obecnością roridyny A i świadczą o obecności makrocyklicznych trichotecen w zapleśniałych obiektach z terenów popowodziowych [Twarużek i in. 2004].

Wnioski

1. W budynkach popowodziowych występuje inny skład gatunkowy grzybów pleśniowych, niż w budynkach porażonych grzybami pleśniowymi z innych powodów. Różnica ta wynika z tego, że z wodami powodziowymi zostaje naniesiony różnorodny materiał organiczny, co pozwala na szeroki i bogaty rozwój grzybów pleśniowych przejawiający się znaczną ilością rodzajów i gatunków grzybów pleśniowych.
2. Grzyby pleśniowe poprzez zarodniki, fragmenty grzybni oraz syntezę mikotoksyn stwarzają potencjalne zagrożenie dla zdrowia mieszkańców zainfekowanych pomieszczeń, dlatego ważnym jest szybkie przystąpienie do remontu i konserwacji budynku uszkodzonego na skutek powodzi.

Literatura

1. KOZARSKI P.: *Konserwacja domu*. Wyd. II. Polskie Stowarzyszenie Mykologów Budownictwa, ss. 341, Wrocław 1997
2. KRAJEWSKI K.J.: *Zwalczanie korozji biologicznej w budynkach*. W: pr. zbior. Ważny J, Karyś J. Ochrona budynków przed korozją biologiczną. Arkady, ss.374, Warszawa 2001
3. LIBUDZISZ Z., KOWAL K.: pr. zbior. *Mikrobiologia techniczna*. T.2. Wydawnictwo Politechniki Łódzkiej, ss. 337, Łódź 2000
4. MAJEWSKI W., JASIŃSKA E., KOLERSKI T., OLSZEWSKI T. *Zagrożenia powodziowe Gdańska oraz proponowane zabezpieczenia w świetle powodzi w lipcu 2001 r.* Gospodarka Wodna. Nr 7/2006, ss. 260-267, 2006
5. MAŁECKI Z., pr. zbior.: *Destrukcja obiektów i materiałów budowlanych [Destruction of the objects and building materials]*. Problemy sozologiczne aglomeracji miejsko – przemysłowych. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Biuletyn 1, 1996

6. MENDALUK J., SZENFELD M.: *Stan Środowiska w Województwie Lubuskim w latach 1997-1998*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, s. 235-259, Zielona Góra - Gorzów Wlkp. 1999
7. MKOOpZ.: *Międzynarodowa Komisja Ochrony Odry przed Zanieczyszczeniem. Dorzecze Odry. Powódź 1997*. KORAB, ss.150, Wrocław 1999
8. MIKULSKI Z.: *Gospodarka wodna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, ss. 202, Warszawa 1998
9. NIELSEN K.F.: *Mould growth on building materials. Secondary metabolites, mycotoxins and biomarkers*. Ph.D. thesis. Hørsholm DK, By og Byg, Statens Byggeforskningsinstitut, Danish Building and Urban Research, ss. 106, 2002
10. PIONTEK M.: *Grzyby pleśniowe i ocena zagrożenia mikotoksycznego w budownictwie mieszkaniowym*, Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórskiego, ss. 174, Zielona Góra 2004
11. PIONTEK M.: *Grzyby pleśniowe w obiektach budowlanych nad Odrą po letniej powodzi 1997 roku. Ochrona i rekultywacja terenów dorzecza Odry. Sytuacja po powodzi 1997 roku*, s. 436-443, Zielona Góra 1998
12. RYMSZA B.: *Biodeterioracja pleśniowa – nieszczęście, którego można uniknąć*. Alergia. Nr 1/23, s.39-43, 2005
13. TWARUŻEK M.: *Wykorzystanie biologicznych testów (MTT, Premi®Test) w ocenie skażeń pomieszczeń mieszkalnych mikotoksynami grzybów pleśniowych*. Praca doktorska. Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, ss. 119, Bydgoszcz 2005
14. TWARUŻEK M., GRAJEWSKI J., GAREIS M., DIETRICH R., MIKLASZEWSKA B., KUMIŃSKA K.: *Toksyczne skażenie grzybami i mikotoksynami uszkodzonych wodą mieszkań*. [W:] Mikotoksyny i patogenne pleśnie w środowisku. VII Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Akademia Bydgoska, s.103-108, Bydgoszcz 2004
15. ŻAKOWSKA Z.: *Mikroorganizmy w procesie biodeterioracji i biodegradacji materiałów technicznych*. W: Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych. IV Międzynarodowa Konferencja Naukowa. Politechnika Łódzka, s. 12-15, Łódź 2006

MOULDS IN HOUSING BUILDINGS AFTER FLOODS

Key words: moulds, housing buildings, flood

S u m m a r y

Problem of moulds in buildings is especially important in Europe and Poland territory as effect of many floods. There are performed mycological buildings partitions analysis in buildings from floods area because moulds caused biodegradation and biodeterioration of buildings materials and are harmful to people health. Mycological analysis experimented in Institute of Environmental Engineering showed that in such building are much more species of moulds than in buildings with dampness from another reasons. It is because floods water contain organic materials what caused such number of moulds as various is this material (foods, soil, wastes, cesspit, plant products, compost, dead animals, sediment from sewage treatment plant and other).

ARKADIUSZ ROJNA *

**WYSTĘPOWANIE, WYKORZYSTANIE I OCHRONA
UJĘĆ WÓD PODZIEMNYCH MIĘDZYRZECZA ODRY,
WARTY I ILANKI****Słowa kluczowe:** ochrona zasobów wodnych, eksploatacja zasobów wodnych*Streszczenie*

Przedmiotem artykułu jest ukazanie środowiska hydrogeologicznego w aspekcie ujmowania i ochrony wód podziemnych na terenie gmin Górzycza, Ośno Lubuskie i Słubice w powiecie Słubice. Praca obejmuje szereg zagadnień: morfologię terenu, hydrografię, budowę geologiczną, eksploatację i ochronę ujęć wód podziemnych oraz zmianę jakości wody podziemnej w różnych okresach i w poszczególnych miejscowościach. Na podstawie zebranych materiałów archiwalnych, dokumentacji hydrogeologicznych, danych dotyczących eksploatacji ujęć wód podziemnych oraz szeregu innych materiałów źródłowych pochodzących z okresu 1912–2002 r. dokonano szeregu analiz, które zestawiono w tabelach i wykresach. Zrealizowano również plan własnych badań i pomiarów terenowych środowiska gruntowo-wodnego w okresie VII 2002–II 2003 r. Podjęta próba, polegająca na przedstawieniu zagadnień tematycznych, przyniosła wymierne korzyści w postaci m.in.: opracowania przekrojów hydrogeologicznych obszaru badań i mapy hydroizohips czwartorzędowego poziomu wodonośnego.

Wstęp

Woda jest dla człowieka podstawowym składnikiem potrzebnym do prawidłowego życia i funkcjonowania. Jeżeli w niewłaściwy sposób będziemy chronić piętra i warstwy wodonośne oraz ujęcia wód podziemnych, możemy przyczynić się do drastycznego pogorszenia jakości wody, co w rezultacie skutkować będzie niepodważalnym zubożeniem zasobów wodnych dla przyszłych pokoleń.

Celem niniejszej pracy jest analiza zagadnień związanych z eksploatacją i warunkami ochrony wód podziemnych, znajdujących się na terenie Wysoczyzny Lubuskiej oraz na wysoczyźnie „wyspowej” położonej w międzyrzeczu

* student kierunku Inżynieria Środowiska; Uniwersytet Zielonogórski

Odry, Warty i Ilanki (rys. 1). Nadrzędnym zadaniem do wykonania była próba klasyfikacji, kwalifikacji i weryfikacji prawidłowości lub też zmian zachodzących w obrębie środowiska hydrogeologicznego na przestrzeni ostatnich lat.

W pracy wykorzystano mapy tematyczne w skali 1:10 000 ÷ 1:300 000, pochodzące z Wydziałowej Pracowni Kartograficznej Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wojewódzkiego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej przy Lubuskim Urzędzie Wojewódzkim w Zielonej Górze oraz z prywatnych zbiorów. Na podstawie tych map zostały sporządzone ich odpowiedniki cyfrowo-analogowe w postaci bazy danych do przedstawienia lokalizacji ujęć wód podziemnych, map hydroizohips. Stały się one również pomocne do sporządzenia i ukazania rzeźby terenu na przekrojach hydrogeologicznych z zachowaniem proporcji odległości i wysokości.

W trakcie gromadzenia materiałów źródłowych korzystano z szeregu opracowań wykonanych w celu udokumentowania istniejących studni, renowacji i budowy nowych studni wierconych oraz zasobów eksploatacyjnych ujęć. Są to przede wszystkim dokumentacje hydrogeologiczne i operaty wodno-prawne, których zakres czasowy obejmuje lata 1956-2002. Pozyskano również materiały pochodzące z prywatnych zbiorów z okresu 1912-1925 r.

Pomocnymi okazały się również dane opadowe ze Stacji Meteorologicznej w Słubicach, uzyskane z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Poznaniu. Zakres czasowy tych informacji obejmuje lata 1954-2002.

Wykorzystano także wyniki analiz fizyczno-chemicznych wód podziemnych, przeprowadzonych w trakcie budowy urządzeń wodnych w latach 1960-2000 oraz wykonanych w okresie 1995-2002 r. przez Powiatową Stację Sanitarno – Epidemiologiczną w Słubicach. Spośród wszystkich dostępnych analiz wody wybrano wskaźniki najistotniejsze, powszechnie oznaczane tj.: mętność, barwa, pH, zawartość żelaza. W miesiącach lipiec – wrzesień 2002 r. wykonano przy pomocy elektronicznego i metalowego gwizdka hydrogeologicznego ponad 240 pomiarów poziomów zwierciadła wody. W pierwszym etapie zmierzono poziom statyczny i dynamiczny, zaś w drugim wyłącznie statyczny. Pozwoliło to na zestawienie uzyskanych wyników pomiarów poziomów zwierciadła wody w formie mapy hydroizohips drugiej warstwy wodonośnej piętra czwartorzędowego. Uzyskane w ten sposób wyniki pomiarów zwierciadła wody pozwoliły na dokonanie porównań z wcześniejszymi pomiarami pochodzącymi z materiałów źródłowych oraz na sformułowanie właściwych wniosków.

Charakterystyka terenu badań

Wydzielony obszar międzyrzecza Odry, Warty i Ilanki w całości położony jest w granicach Pojezierza Wielkopolskiego. Północna jego część należy do

mezoregionu Kotliny Gorzowskiej i mikroregionu Doliny Dolnej Warty. Centralna część w całości położona jest na Pojezierzu Łagowskim. Na południu rozpościera się Równina Torzymska. Południowe krańce obszaru zakwalifikować można do północnej części Doliny Środkowej Odry. Zachodnią granicę stanowi Lubuski Przełom Odry [Kondracki 2000].

Rzeźba terenu badań ukształtowana została w wyniku akumulacyjno-erozyjnej działalności lądolodu. Północna jego część powstała podczas zlodowacenia bałtyckiego.

Geomorfologiczne formy ukształtowania obszaru badań to w przeważającej części wzniesienia morenowe (wysoczyzny), występujące pomiędzy dolinami rzecznyymi oraz rozległe równiny sandrowe, przekraczające miejscami 100 m n.p.m., a nawet 120 m n.p.m. we wschodnim obszarze badań (rys. 2).

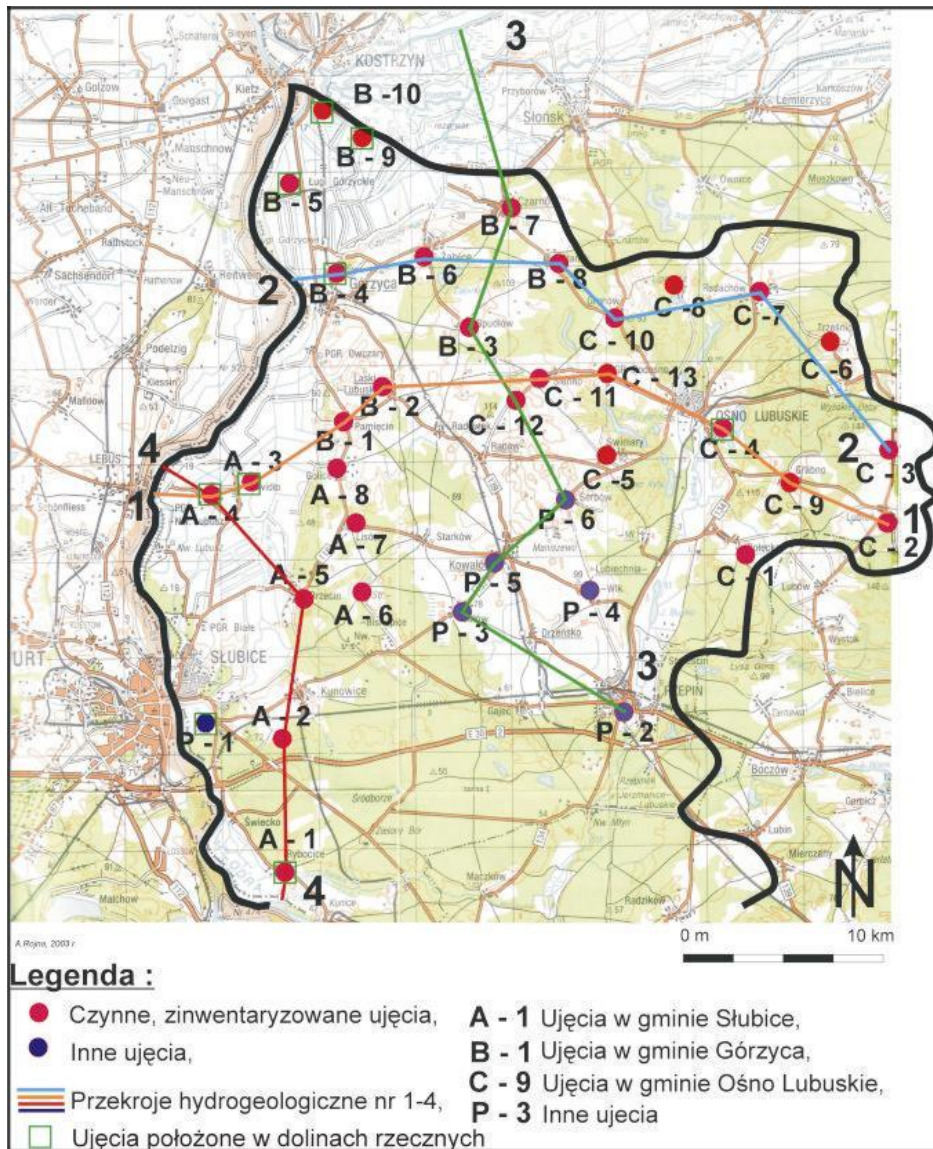
Bezpośrednio przy powierzchni terenu występują osady czwartorzędowe holocenijskie o niewielkiej, najczęściej kilkumetrowej miąższości. Tworzy czwartorzędowe plejstocenijskie reprezentowane są przez warstwy glin zwałowych, piaszczystych oraz naprzemiennie występujące pokłady piasków, żwirów i pospółek.

Występujące poniżej utworów plejstocenijskich osady trzeciorzędowe (z okresu mioceńskiego) reprezentowane są głównie przez mułki, ropy, piaski ilaste, mułki piaszczyste z przewarstwieniami piasków oraz znaczne pokłady węgla brunatnych. Natomiast starsze osady trzeciorzędowe (z okresu oligocenijskiego) to przede wszystkim ropy i piaski.

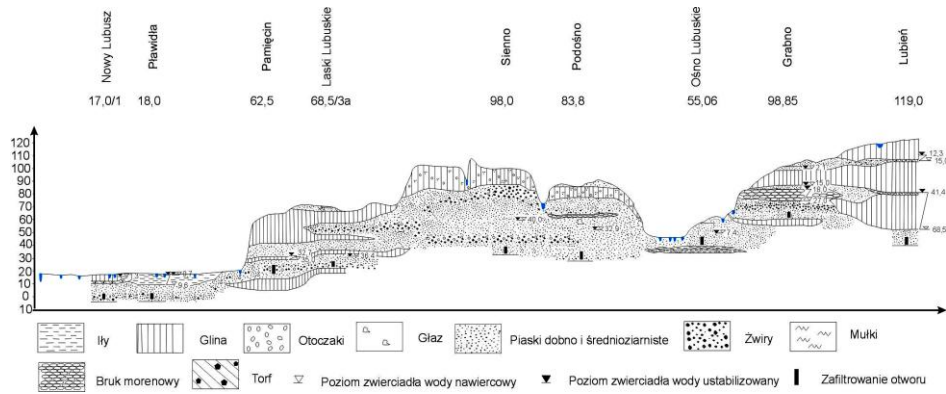
W kierunku północno-wschodnim, na prawobrzeżnym brzegu rzeki Łęczy, który rozpoczyna właściwą część Wysoczyzny Lubuskiej, zaobserwować można zmniejszanie się miąższości utworów czwartorzędowych. Głębokość zalegania spągu utworów powstałych w okresie plejstocenu sięga tu 20 m p.p.t. (w miejscowości Smogóry – rys. 3). W tym rejonie występują znaczne pokłady węgla brunatnego na głębokości 20 m p.p.t., powstałego w okresie miocenu. Miąższość tych utworów przekracza miejscami 31 m [Kasza i Dembek 1966, Mikuta 1970].

Na sieć hydrograficzną, oprócz rzek głównych, Odry i Warty, będących zarazem bazą drenażu wód podziemnych, składają się liczne bezimienne ciekły, kanały, rowy melioracyjne, mokradła i rzeczki odprowadzające wody z Wysoczyzny Lubuskiej.

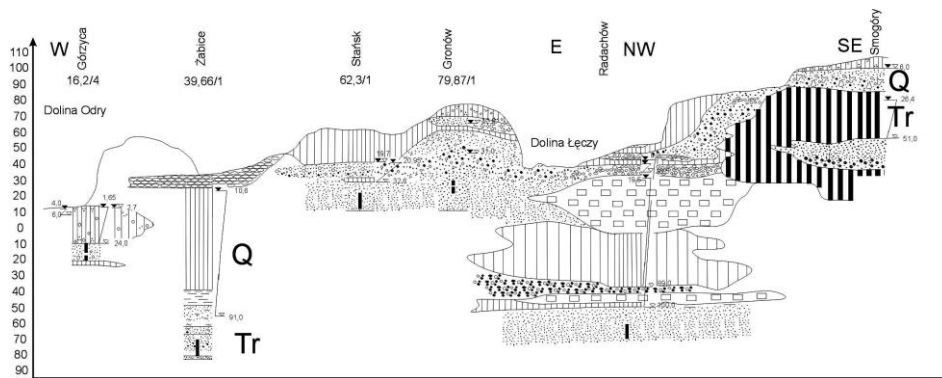
Ponadto w analizowanym obszarze występują również liczne jeziora rynnowe. W środkowo-wschodniej części wzniesień wysoczyznowych mają swoje źródła bifurkujące ciekły: Ilanka, płynąca na południowy-zachód ku rzece Odrze oraz Łęcza, zwana również Ośnianką, kierująca się na północ do doliny rzeki Warty.



Rys.1. Lokalizacja ujęć wód podziemnych na obszarze międzyrzecza Odry, Warty i Ilanki



Rys. 2. Przekrój hydrogeologiczny Nowy Lubusz – Lubień

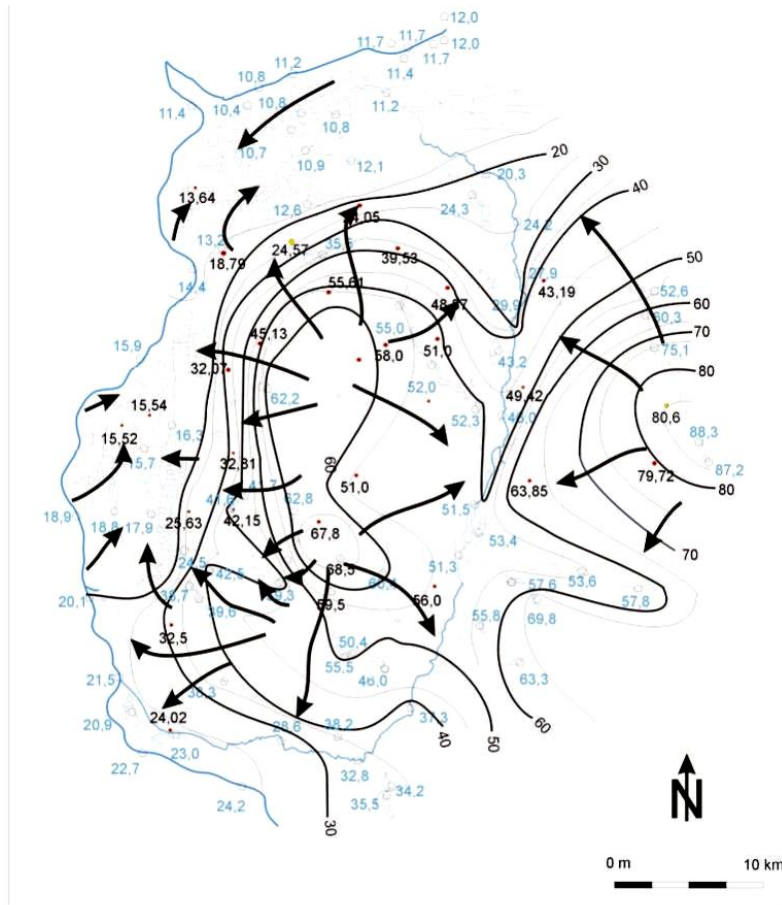


Rys. 3. Przekrój hydrogeologiczny Górzycza – Smogórz.
Objaśnienia jak na rys. 2

Analiza stanu i jakości wód podziemnych

Analizując warunki krążenia wód podziemnych przedstawione na mapie hydroizohips (rys. 4) można zauważyć, że wysoczyzny są obszarami zasilania wód podziemnych, a strefami drenażu są: dolina Odry oraz obniżenia Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej. Na wschodzie dominuje przepływ wód podziemnych z Wysoczyzny Lubuskiej w kierunku północno i południowo-zachodnim. Z kolei wysoczyzna odwadniana jest we wszystkich kierunkach przez bifurkujące rzeki Łęczę i Iłankę. W Pradolinie Toruńsko-Eberswaldzkiej zaobserwować można ucieczkę wód z koryta rzeki Warty na obszary położone pomiędzy

korytem rzeki a wysoczyzną. Dowodami na istnienie takiego stanu są podwyższone zawartości związków żelaza i manganu w wodzie surowej (tab. 1) – PS-SE 2000. Dzieje się tak w okresach wyżówkowych wiosną i latem, kiedy to podwyższony poziom wód rzecznych wypiera wody znajdujące się w podłożu Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej.



LEGENDA

- Wody powierzchniowe
- Miejsca ujmowania wody z piętra trzeciorzędowego
- Miejsca ujmowania wody z piętra czwartorzędowego
- 35,5 Wysokość występowania wody powierzchniowej w m n.p.m
- 32,5 Wysokość występowania czwartorzędowej, II warstwy wodonośnej w m n.p.m
- ← Kierunki przepływu wód podziemnych
- / Hydroizohipsy

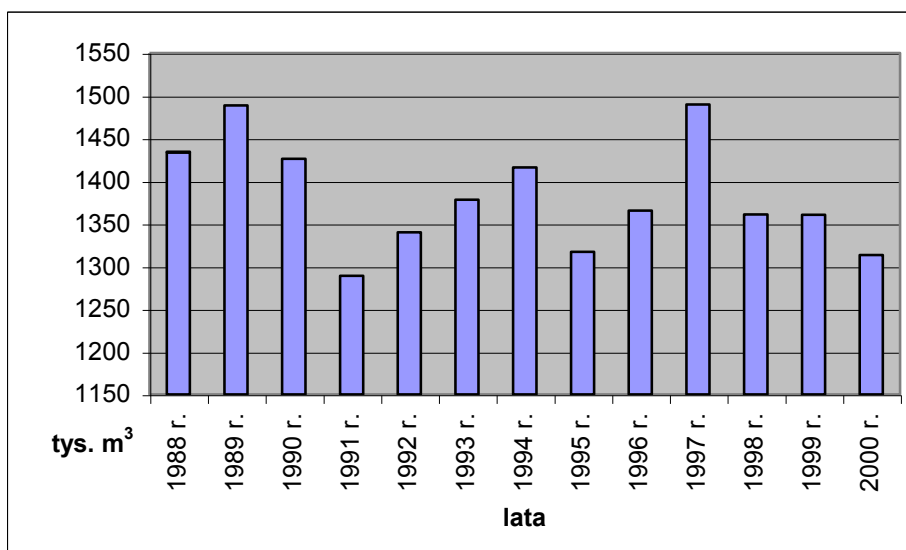
Rys. 4. Mapa hydroizohips czwartorzędowego piętra wodonośnego, stan na wrzesień 2002 r.

Podstawowymi czynnikami determinującymi jakość wody podziemnej na obszarze objętym badaniami, obok wskaźników organoleptycznych są związki żelaza i manganu. Zaobserwować można pewną zmienność środowiskową ujęć zlokalizowanych w dolinach rzecznych a wysoczyzną, wynikającą z samego charakteru nadkładu nad użytkowym poziomem wodonośnym.

Na ujęciu wody podziemnej w Ośnie Lubuskim znajduje się najstarsza czynna studnia z całego obszaru badań. Z okresu budowy i pierwszych lat jej eksploatacji zachowały się – oprócz infrastruktury technicznej – także profile wierceń, będące zarazem najlepiej udokumentowanymi zapiskami wahań stanów zwierciadła wody podziemnej. Miało to miejsce w okresie 05.04.1913 ÷ 04.06.1916 r. Stwierdzono wówczas zmiany statycznego poziomu wodonośnego dochodzące do 0,4 m [Smreker 1912].

Również na terenie ujęcia wody w miejscowości Lubień stwierdzono znaczne obniżenie statycznego poziomu zwierciadła wody od 1970 r. [Mikuta 1970] o ok. 8 m w porównaniu z pomiarami dokonanyymi w 2002 r. [Rojna 2003].

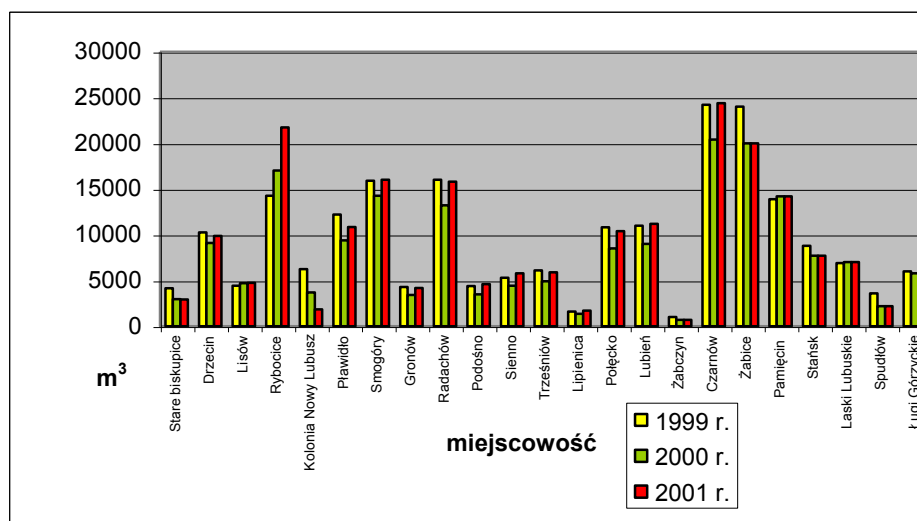
Analizując wahania produkcji wody w Słubicach (rys. 5) na przestrzeni trzynastu lat stwierdzić można, iż pierwsza dekada lat 90-tych ukazała widoczną różnicę sięgającą blisko 16% (porównanie 1989 r. do 1991 r.), co można tłumaczyć przede wszystkim likwidacją w mieście wielkich zakładów przemysłowych w okresie transformacji ustrojowej kraju.



Rys. 5. Produkcja wody (w tys. m³) na ujęciu wody w Słubicach w latach 1988-2000

Tab. 1. Wybrane wartości wskaźników w wodzie surowej i wodzie podawanej do sieci

Miejsce poboru próbki	Data	Wartość	Jednostka	Parametr przekroczony
Ługi Górzyckie woda surowa	04.09.2000	20	mg Pt/dm ³	barwa
Ługi Górzyckie woda surowa	26.02.2002	15	mg Pt/dm ³	barwa
Ługi Górzyckie woda uzdatniona	04.09.2000	60	mg Pt/dm ³	barwa
Ługi Górzyckie woda uzdatniona	26.02.2002	60	mg Pt/dm ³	barwa
Żabczyn woda surowa	04.09.2000	107	NTU	mętność
Smogóry woda surowa	27.09.1998	6,37	-	pH
Żabice woda surowa	14.06.1999	10,06	mg Fe/dm ³	żelazo
Żabczyn woda surowa	04.09.2000	12,00	mg Fe/dm ³	żelazo
Żabczyn woda uzdatniona	04.09.2000	4,07	mg Fe/dm ³	żelazo
Żabczyn woda surowa	04.09.2000	3,04	mg Mn/dm ³	mangan
Pławidła woda surowa	30.08.2000	2,21	mg Mn/dm ³	mangan
Pławidła woda uzdatniona	30.08.2000	0,61	mg Mn/dm ³	mangan

Rys. 6. Roczna produkcja wody (w m³) na pozostałych, zinwentaryzowanych ujęciach

Wzrost stanu wody, który następuje począwszy od 1991 r. na ujęciu wody w Słubicach, spowodowany został występującym w tym czasie okresem suchych o średnich wartościach rocznych opadów atmosferycznych w wysokości 360 ÷ 450 mm. Do 1994 r. produkcja wody ulega niewielkiemu wzrostowi rzędu 3 tys. m³/rok. Od 1995 r. sytuacja ulega rokrocznemu wzrostowi na po-

ziomie 7% w porównaniu z rokiem poprzednim, z wyjątkiem 1997 r., kiedy to nastąpił znaczny wzrost produkcji wody o 10% (w stosunku do 1996 r.).

Podsumowanie

Służby odpowiedzialne za utrzymanie w odpowiednim stanie technicznym czynnych ujęć wód podziemnych nie zawsze dokonują bieżących kontroli wynikających z m.in. prawa wodnego i prawa ochrony środowiska. Sytuacja ta dotyczy przede wszystkim nie przeprowadzania, bądź też braku regularnych pomiarów poziomów zwierciadła wody podziemnej oraz złego stanu technicznego poszczególnych ujęć wód podziemnych. Pomiarów poziomów wodonośnych wykonywane są tylko i wyłącznie podczas awarii poszczególnych studni oraz przy okazji wierceń nowych otworów studziennych.

Kolejnym przykładem zaniedbań związanych z prawidłowym funkcjonowaniem ujęć wód podziemnych jest nieprzestrzeganie podstawowych przepisów związanych z wymogami ustanowionymi dla strefy ochronny bezpośredniej. Sytuacja ta ma miejsce w miejscowościach Połęcko, Lubień, Podošno, Grabno. Przede wszystkim nie dokonuje się przeglądu stanu urządzeń zabezpieczających ujęcia wód, do których zaliczyć można m.in.: brak ogrodzeń, bram, włazów do studni oraz tablic informacyjnych.

Literatura

1. KONDRACKI J.: *Geografia regionalna Polski*, Wyd. PWN, Warszawa 2000
2. MIKUTA T.: *Ujęcie wody podziemnej z utworów trzeciorzędowych w miejscowości Smogóry*. Archiwum Lubuskiego Urzędu Wojewódzkiego w Gorzowie Wlkp. 1970
3. KASZA T., DEMBEK J.: *Dokumentacja hydrogeologiczna ujęcia wód podziemnych z utworów czwartorzędowych z ustaleniem zasobów wody dla PGRN Smogóry w kat. „B”, w miejscowości Kolonia Wysokie Dęby (Maciążki)*. Archiwum Lubuskiego Urzędu Wojewódzkiego w Gorzowie Wielkopolskim 1966
4. PAŃSTWOWA STACJA SANITARNO EPIDEMIOLOGICZNA: *Wyniki analiz badań kontrolnych jakości wód*. Archiwum Państwowego Powiatowego Inspektoratu Sanitarnego w Słubicach 2000
5. SMREKER O. & Gmbh: *Wasserwerk Drossen, Bohrenprofile 1912*
6. MIKUTA T.: *Dokumentacja hydrogeologiczna ujęcia wody podziemnej z utworów czwartorzędowych z ustaleniem zasobów wody dla PGR Lubień*

w miejscowości Lubień. Archiwum Lubuskiego Urzędu Wojewódzkiego w Gorzowie Wielkopolskim 1970

7. ROJNA A.: *Występowanie, wykorzystanie i ochrona ujęć wód podziemnych międzyrzecza Odry, Warty i Ilanki, gminy Górzycza, Ośno Lubuskie, Słubice*. Praca magisterska. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań 2003

APPEARING, USING AND THE PROTECTION OF UNDERGROUND WATER INTAKES OF THE DOAB OF THE ODRA, WARTA AND ILANKA

Key words: protection of water resources, exploitation of water resources

S u m m a r y

Portraying the hydrogeologic environment in the aspect of taking hold and protections of underground waters are a subject of the paper serving at targets existence-economic on the land of administrative districts Górzycza, Ośno Lubuskie and Słubice into the composition of the district of Słubicki. Paper with one's scope includes the number of problems having begun from the morphology of the land, the hydrography, the geological structure through the exploitation, the protection of underground water intakes and the change of the quality of the underground water in different period of times in individual towns. Of archive materials on the base collected, hydrogeologic documentation, the size of the exploitation of underground water intakes and the row of different source materials originating from period 1912-2002 of the sequence of analyses, tabulations, graphs and the illustration how a plan of own examinations and field measurements of the ground water environment was also executed in the period July 2002 ÷ February 2003. The taken attempt consisting in presenting thematic problems brought notable benefits in the form among others: of creating hydrogeological section of the area of examinations and the groundwater contour map of the Quaternary water-bearing level.

PIOTR STACHOWSKI, CZESŁAW SZAFRAŃSKI,
PAWEŁ KOZACZYK *

UWILGOTNIENIE GRUNTÓW POGÓRNICZYCH W SUCHYCH I CIEPŁYCH LATACH HYDROLOGICZNYCH

Słowa kluczowe: zapasy wody w gruncie, niedobory wody, grunt pogórniczy

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych na powierzchniach doświadczalnych zlokalizowanych na zwalisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ”, położonym na Pojezierzu Kujawskim. Badania wykazały, że najwyższe zapasy wody, przekraczające połowę pojemność wodną analizowanych profili gruntów pogórniczych, wystąpiły w półroczach zimowych. Stwierdzono, że najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie gruntów pogórniczych w bardzo suchym i ciepłym pod względem sumy opadów oraz temperatur powietrza w półroczu letnim 2003 roku, w którym zapasy wody spadły poniżej stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin. Także w półroczu letnim 2004 roku, w którym również wystąpiły niedobory opadów i niekorzystny ich rozkład, w badanych gruntach pogórniczych stwierdzono niedobory wilgoci. Niedobory wystąpiły w okresie wzmożonego zapotrzebowania na wodę roślin uprawianych na badanych powierzchniach. Największe wyczerpanie wilgoci w tym okresie i najdłużej trwające niedobory wody stwierdzono w profilach glebowych mających małe zdolności retencyjne.

Wstęp

Zasoby wodne Wielkopolski są stosunkowo małe. Nawet w latach przeciętnych i mokrych, w środkowej części dorzecza Warty występują niedobory wody w okresie wegetacyjnym, w którym suma opadów waha się od 240 do 290 mm, a w latach suchych nie przekracza połowy tej wartości [Kowalczak 2001]. Jest to szczególnie ważne na terenach pogórniczych, gdzie występuje opadowo-retencyjny typ gospodarki wodnej, w którym jedynym źródłem zaopatrzenia roślin w wodę są opady atmosferyczne, gdyż zwierciadło wody gruntowej zale-

* Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego; Katedra Melioracji; Kształtowania Środowiska i Geodezji

ga bardzo głęboko i nie ma wpływu na uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnich [Szafrński i Stachowski 1997]. Wynika to stąd, że zasoby wodne terenów pogórnich są kształtowane przede wszystkim pod wpływem rozkładu i wielkości opadów atmosferycznych.

Celem pracy była ocena przebiegu uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnich, użytkowanych rolniczo, na tle warunków meteorologicznych.

Materiały i metody

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych przeprowadzonych na 4 powierzchniach doświadczalnych, o wielkości 0,32 ha każda, zlokalizowanych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ”, położonej na Pojezierzu Kujawskim. Zwałowisko, na którym prowadzono badania jest zrównane z rzędnymi otaczającego terenu i zalicza się do typu zwałowisk o wierzcholinie dostosowanej do poziomu terenów przyległych. Po zakończeniu w 1998 roku rekultywacji technicznej, na badanych powierzchniach doświadczalnych przeprowadzono rolniczą rekultywację, a obecnie obszar jest użytkowany rolniczo poprzez uprawę w zmianowaniu: lucerny, pszenicy ozimej, rzepaku oraz jęczmienia jarego. Szczegółowe badania terenowe obejmowały wykonanie wierceń i odkrywek glebowych, w trzech transektach, przecinających wytypowane powierzchnie ze wschodu na zachód. Na podstawie wykonanych w każdym transekcie wierceń do głębokości 3 m, wyznaczono na każdej powierzchni zasięgi gruntów o podobnej budowie profilu. Wytypowane do szczegółowej analizy 4 profile glebowe są reprezentatywne w 70-80% dla badanych powierzchni doświadczalnych. Właściwości fizyczne i chemiczne badanych profili oznaczono w laboratorium Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji ogólnie znanymi metodami. Podstawowe właściwości wodne określono z otrzymanych krzywych wodnej retencyjności (pF) i na ich podstawie ustalono: ilość wody ogólnie dostępnej dla roślin (WOD), a także ilość wody łatwo (WŁD) i trudno dostępnej (WTD) dla roślin [Smedema i Rycroft 1983]. Szczegółowe rozpoznanie wierzchniej warstwy gruntów pogórnich badanego zwałowiska znajduje się w pracy Szafrńskiego i in. [2001]. W czterech badanych profilach glebowych wykonano pomiary infiltracji wierzchnich i perkolacji głębszych warstw gruntów, w czterech powtórzeniach, metodą podwójnych pierścieni [Drzymała i in. 1985]. Ponadto, z częstotliwością dwutygodniową, wykonywano w tych profilach pomiary wilgotności gruntu za pomocą sondy profilowej na głębokościach: 10, 20, 30, 40, 60 i 100 cm. Na podstawie tych pomiarów obliczono zapasy wody w półmetrowej warstwie omawianych gruntów pogórnich. Przebieg warunków meteorologicz-

nych przeanalizowano w oparciu o codzienne pomiary opadów atmosferycznych i temperatur powietrza w stacji meteorologicznej KWB „Konin” w Kleczewie.

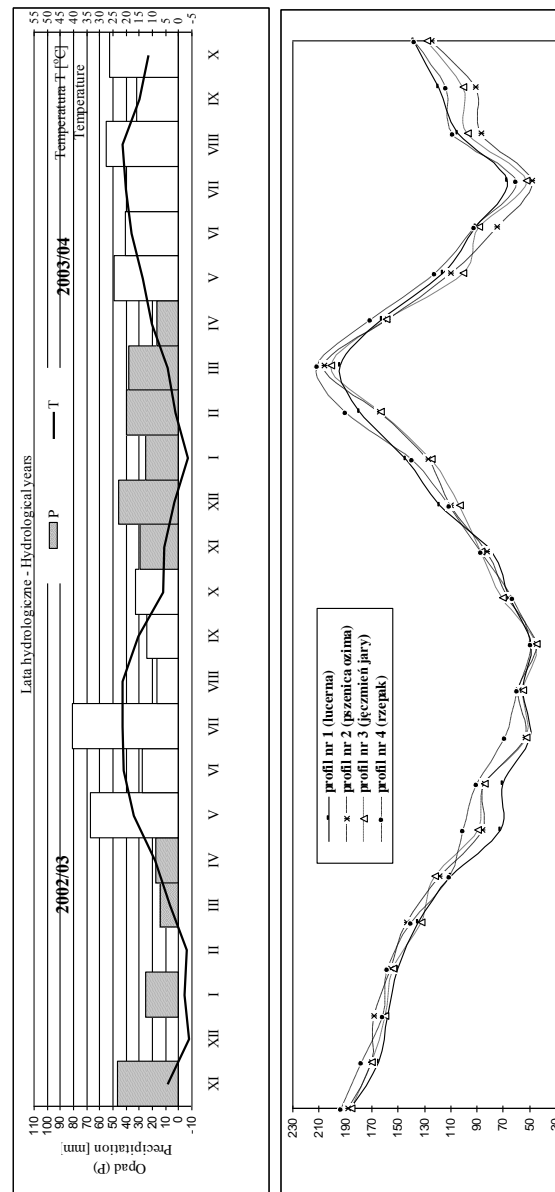
Wyniki i dyskusja

Szczegółowe wyniki badań gleboznawczych wierzchniej warstwy zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Kazimierz Północ” potwierdziły, że dominującym utworem budującym wierzchnią warstwę zwałowiska są utwory spoiście zbliżone uziarnieniem do glin. Gęstość fazy stałej gruntu badanych profili nie wykazuje istotnych zmian i osiąga w warstwie 0-150 cm średnią wartość $2,67 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Większe zróżnicowanie występuje natomiast w gęstości objętościowej analizowanych gruntów. W warstwie 0-60 cm średnia wartość gęstości objętościowej wynosi $1,86 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Natomiast głębsze warstwy (60-150 cm) wykazują większe zagęszczenie, a ich gęstość objętościowa osiąga średnią wartość $1,95 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Stan retencji odpowiadający połowej pojemności wodnej (R_{PPW}) w warstwie półmetrowej tych gruntów wynosi średnio 127 mm, natomiast użyteczna rezerwa retencji (R_{WLD}) wynosi średnio 68 mm. Przeprowadzone badania terenowe wykazały różnice w przepuszczalności wierzchnich warstw analizowanych profili gruntów pogórnicych. W wierzchnich warstwach omawianych gruntów (0-30 cm), zbudowanych z glin piaszczystych i glin lekkich, współczynnik infiltracji ustalonej wynosił średnio $2,9\cdot 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Natomiast współczynnik perkolacji w warstwie 30-60 cm był kilkakrotnie mniejszy i wynosił średnio $0,06\cdot 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

W analizowanych latach hydrologicznych 2002/2003 i 2003/2004, uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnicych uzależnione było od przebiegu warunków meteorologicznych, a w szczególności od wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych. W suchym roku hydrologicznym 2002/2003, w którym suma opadów była niższa o 147 mm od średniej z wielolecia, najwyższe zapasy wody w warstwie 0-50cm wystąpiły na początku tego roku i związane były z wyższą od średniej z wielolecia sumą opadów pod koniec półrocza letniego poprzedniego roku hydrologicznego (rys. 1). Spadek uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych rozpoczął się w grudniu 2002 roku i związany był z niewielką sumą opadów w tym miesiącu (0,6 mm), niższą o 33 mm od średniej z wielolecia. W następnych miesiącach półrocza zimowego dalszy spadek uwilgotnienia spowodowany był bardzo niską sumą opadów w lutym (0,6 mm) oraz niższymi sumami opadów w marcu (o 16 mm) i kwietniu (o 12 mm) od średnich miesięcznych z wielolecia. Pod koniec tego półrocza zapasy wody wynosiły od 110 mm (profil 1) do 122 mm (profil 3).

Rys. 1. Zmiany zapasów wody (Z) w warstwie 0-50 cm badanych profili gruntów pogórnicych, na tle miesięcznych sum opadów (P) i średnich miesięcznych temperatur powietrza (T)

Fig. 1. Changes water contents (Z) in layer 0-50 cm of investigated grounds postmining profiles, against a background of sums monthly precipitation (P) and air temperature (T)



Niekorzystny przebieg uwilgotnienia w warstwie 0-50 cm analizowanych profili gruntów pogórnicych wystąpił w bardzo suchym i ciepłym półroczu letnim (V-X) 2003 roku, w którym suma opadów była niższa aż o 108 mm od średniej z wielolecia, a temperatura powietrza wyższa o 1,2 °C od średniej dla tego okresu. Zapasy wody w profilu 1 już na początku tego półrocza zbliżyły się do granicy stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin (WŁD). Dalszy istotny spadek uwilgotnienia wystąpił w czerwcu i związany był z niższą o 20mm od średniej z wielolecia sumą opadów w tym miesiącu, jak i wyższą o 3,3 °C od średniej temperaturą powietrza. W następnych miesiącach półrocza letniego 2003 roku w analizowanych profilach rozpoczął się okres niedoborów wody. Przyczyną był niekorzystny rozkład opadów dobowych w lipcu oraz niższe od średnich z wielolecia miesięczne sumy opadów w sierpniu (o 35 mm) i wrześniu (o 39 mm), a także wyższe w tych miesiącach, odpowiednio o 1,3 °C i o 1,4 °C od średniej temperatury powietrza. Najmniejsze zapasy wody we wszystkich badanych profilach wystąpiły we wrześniu 2003 roku i kształtowały się od 45mm (profil 1) do 49 mm (profil 4). Zapasy te były niższe od stanu retencji odpowiadającemu wodzie łatwo dostępnej dla roślin (WŁD) o 27 mm (profil 1) i o 19 mm (profil 4). Najdłużej trwające niedobory wody (do 133 dni) pojawiły się w profilu 1 i wynosiły od 2 mm (w czerwcu) do 27 mm we wrześniu (rys. 1). W profilu 2 (pszenica ozima) i 3 (jęczmień jary) wielkość niedoborów wody w półroczu letnim 2003 roku wahała się od 14 mm w lipcu do 24 mm we wrześniu. W ostatnim z analizowanych (profil 4 – rzepak) niedobory wody były najmniejsze wynosiły średnio 10 mm i trwały najkrócej (77 dni).

Odmienne przebieg uwilgotnienia wystąpił w kolejnym omawianym roku hydrologicznym 2003/2004 (rys. 1). W półroczu zimowym (XI-IV) tego roku suma opadów wyniosła 195 mm i była zbliżona do średniej z wielolecia. Na początku tego okresu zapasy wody w półmetrowej warstwie badanych profili glebowych wyniosły około 70 mm. Tak niskie uwilgotnienie na początku półrocza zimowego 2003/2004 spowodowane było niższą od średniej z wielolecia sumą opadów w omawianym powyżej półroczu letnim poprzedniego roku hydrologicznego. Wzrost uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych rozpoczął się w grudniu 2003 roku i związany był z wyższą o 13 mm od średniej z wielolecia sumą opadów w tym miesiącu. W kolejnych miesiącach półrocza zimowego, w których sumy opadów zbliżone były do średnich z wielolecia, a temperatury powietrza niższe od średnich z wielolecia, następował dalszy wzrost zapasów wody w warstwie 0-50 cm badanych profili glebowych. Największe zapasy wody wystąpiły w marcu i były większe o 63 mm (profil 1) i o 74 mm (profil 4) od stanu retencji przy PPW (rys. 1). W kwietniu, gdy suma opadów była zbliżona do średniej z wielolecia, a temperatura powietrza wyższa

o 1,1 °C od tej średniej, nastąpiło obniżenie uwilgotnienia w badanych profilach gruntów pogórnich.

Półrocze letnie 2004 roku było suche, gdyż suma opadów wyniosła 268 mm i była niższa o 90 mm od średniej z wielolecia dla tego okresu, a temperatura powietrza wyższa o 0,7 °C od średniej. Okres ten rozpoczął się przy zapasach wody zbliżonych do stanu retencji przy połowej pojemności wodnej. W maju, w wyniku wystąpienia sumy opadów zbliżonej do średniej z wielolecia, a przede wszystkim wskutek niższej o 0,9 °C od średniej z wielolecia temperatury powietrza, uwilgotnienie utrzymywało się na optymalnym poziomie dla rozwoju roślin. Pod koniec czerwca wystąpił spadek uwilgotnienia, który był spowodowany niższą o 8 mm sumą opadów w tym miesiącu, a przede wszystkim wyższą o 0,5 °C od średniej z wielolecia temperaturą powietrza. Zapasy wody w warstwie półmetrowej zbliżyły się do stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin. Dalszy spadek zapasów, średnio o 35 mm, wystąpił w lipcu, kiedy opady były niższe o 59 mm od średniej z wielolecia dla tego miesiąca. W tym okresie najmniejsze zapasy wody w warstwie półmetrowej wystąpiły w profilach 2 i 3 i wynosiły odpowiednio 48 mm i 52 mm. Natomiast w pozostałych profilach zapasy wody kształtowały się na poziomie 60 mm. W ostatnich miesiącach półrocza letniego, gdy sumy opadów były większe od średnich z wielolecia, a temperatury powietrza zbliżone do średnich, nastąpił wzrost uwilgotnienia w badanych profilach, a zapasy wody osiągnęły wartości zbliżone do stanu retencji odpowiadającej PPW.

W suchym i ciepłym półroczu letnim roku hydrologicznego 2003/2004 najdłużej trwające niedobory wody (od 42 do 59 dni) pojawiły się w profilach 2 i 3, zbudowanych z gliny piaszczystej przechodzącej w glinę lekką. Natomiast najmniejsze niedobory wody w tym okresie, trwające 12 dni, wystąpiły w profilu 1, w którym w wierzchniej warstwie występuje glina lekka.

Wnioski

1. Wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych na 4 powierzchniach doświadczalnych wykazały, że dynamika zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórnicych w analizowanych latach hydrologicznych 2002/2003 i 2003/2004, uzależniona była przede wszystkim od sum miesięcznych opadów i od rozkładu opadów dobowych, a także od średnich miesięcznych temperatur powietrza.
2. Otrzymane wyniki badań potwierdziły, że najwyższe zapasy wody w analizowanych profilach gruntów pogórnicych, osiągające wartości większe od połowej pojemności wodnej, wystąpiły w półroczach zimowych.
3. Najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie gruntów pogórnicych w bardzo suchym i ciepłym półroczu letnim 2003 roku, w którym zapasy wody już na początku tego okresu zbliżyły się, a następnie spadły poniżej stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin. Okres niedoborów wody w tym półroczu trwał od 77 do 133 dni.
4. W suchym i ciepłym półroczu letnim 2004, zapasy wody również spadły poniżej ilości wody łatwo dostępnej dla roślin. Największe wyczerpanie wilgoci w tym półroczu i najdłużej trwające niedobory wody (od 42 do 59 dni) stwierdzono w profilach 2 i 3 z warstwą gliny piaszczystej. Minimalne zapasy wody w tych dwóch profilach były zbliżone do zapasów przy wilgotności trwałego więdnięcia.

Literatura

1. DRZYMAŁA S., MASZNER P., MICHAŁEK K., MOCEK A.: *Analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR Poznań, 30-44, 79-83, 145-148. Poznań 1985
2. KOWALCZAK P.: *Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w dorzeczu Warty*. Wyd. Nauk. IMiGW Warszawa 2001
3. SMEDEMA L., RYCROFT D.: *Land drainage: planning and desing of agricultural drainage systems*. Basford Academic and Educational Ltd London: 29-34. London 1983
4. SZAFRAŃSKI CZ., STACHOWSKI P.: *Zmiany zapasów wody w wierzchnich warstwach rekultywowanych rolniczo gruntów pogórnicych*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – t.294. seria Melior. Inż. Środ., 19, cz.2, 211-221. 1997
5. SZAFRAŃSKI CZ., STACHOWSKI P., KOZACZYK P.: *Stan zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Kazimierz” po rekultywacji technicznej*. Zesz. Probl. Postęp. Nauk. Roln. 477: 269-274. 2001

MOISTURE ON POSTMINING GROUNDS IN THE DRY AND HOT HYDROLOGICAL YEARS

Key words: water reserves, water deficit, postmining grounds

S u m m a r y

This paper presents the results of field research and observation carried out on experimental areas located at the inner waste heap of the "Kazimierz Północ" open pit. The results show that the highest water reserves exceed half of the water capacity of the postmining grounds profiles and occurred from November to April. It showed that the moisture of the postmining grounds was very unfavorable during dry and hot period from May to October 2003 considering the density of precipitation and the air temperature. During this period the water reserves decreased under the water retention which was easily accessible to plants. From May to October 2004 the long water deficit and the bad dynamic of precipitation caused moisture deficit on the postmining grounds analysed. This deficit occurred during the period of intensive needs of water to plants grown on these grounds. The largest decrease in humidity during this period and the longest water deficit occurred in the profiles grounds having small retention capacity.

**Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2006-2009,
jako projekt badawczy**

CEZARY SZARUGIEWICZ *

**ZASTOSOWANIA BENTONITOWYCH MATERIAŁÓW
HYDROIZOLACYJNYCH CETCO POLAND SP. Z O.O.
W BUDOWNICTWIE ZIEMNYM**

Wstęp

Rozwój gospodarczy w Polsce stwarza szereg nowych problemów, na które do tej pory nie zwracano większej uwagi. Realizacja każdego obiektu budowlanego powoduje ingerencję w środowisko naturalne. W niektórych sytuacjach może dochodzić do ingerencji, wywołujących nawet nieodwracalne szkody. Dlatego też zadaniem współczesnego projektanta i wykonawcy robót budowlanych jest połączenie innowacyjnych rozwiązań technicznych z problematyką ochrony otaczającego środowiska.

Niewątpliwie kwestia hydroizolacji jest ściśle związana z uzyskaniem odpowiednich parametrów technicznych i użytkowych obiektu budowlanego. Dobór właściwych rozwiązań hydroizolacyjnych ma także wpływ na zakres ochrony środowiska.

Hydroizolacyjne materiały bentonitowe

Ły są jednym z najstarszych materiałów hydroizolacyjnych. Stosowano je od wieków do uszczelnień rur i wykonywania izolacji całych budowli. Do produkcji nowoczesnych materiałów izolacyjnych, o podobnym przeznaczeniu, stosowany jest dziś bentonit.

Bentonitowe materiały hydroizolacyjne występują w różnej postaci. Czasami używa się czystego bentonitu w postaci np. granulatu bentonitowego, ale mogą to być też: szpachle bentonitowe, tuby, taśmy pęczniące, iniekcje bentonitowe, maty do wykonywania izolacji powierzchniowych.

Należy zauważyć, że bentonitowe materiały hydroizolacyjne zalicza się do izolacji typu aktywnego. Wszystkie inne izolacje działają dopóty, dopóki nie zostaną uszkodzone. W przypadku materiałów bentonitowych istnieje możli-

* CETCO Poland Sp. z o.o.

wość samodoszczelnienia się izolacji, nawet w przypadku znacznych uszkodzeń.

Cetco Poland Sp. z o.o. jest producentem szerokiej gamy hydroizolacyjnych materiałów bentonitowych. Ze względu na miejsca zastosowania w budownictwie produkty te można podzielić na dwie zasadnicze grupy. Do pierwszej należą materiały wykorzystywane w budownictwie ziemnym. Takimi materiałami są: geomaty BENTOMAT, granulaty bentonitowe i materiały służące do wykonywania iniekcji bentonitowych. W skład materiałów używanych w budownictwie ogólnym wchodzi: maty VOLTEX i Swelltite, taśmy Waterstop oraz tak jak poprzednio granulaty bentonitowe i materiały iniekcyjne.

Bentomat

Ogólna charakterystyka

BENTOMAT jest fabrycznie wytwarzaną geosyntetyczną barierą ilową, składającą się z równomiernej warstwy ziarnistego bentonitu sodowego, umieszczonej między dwoma geotekstyliami powiązanych wzajemnie igłowaniem. Właściwości tego materiału zależą od jakości użytych składników: bentonitu, geotekstyliów oraz od samej technologii produkcji. Umieszczenie granulatu bentonitowego między silnie połączonymi przez igłowanie geotekstyliami zapobiega przed swobodnym pęcznieniem bentonitu oraz przesypaniem się jego ziaren w płaszczyźnie maty. Zastosowanie granulatu i odpowiednich geotekstyliów zapobiega przed wysypywaniem się bentonitu z maty. Geotekstylia odpowiadają także za parametry mechaniczne maty. Poprzez silne igłowanie Bentomat uzyskuje wysoką wytrzymałość na oddzieranie, a co za tym idzie wzrasta wytrzymałość na ścinanie w płaszczyźnie maty. Zastosowanie polimeryzowanego, specjalnie wyselekcjonowanego bentonitu umożliwia wykorzystywanie materiału nawet w środowiskach zasolonych i agresywnych. W Polsce sprzedawane są trzy podstawowe typy Bentomatu (SP, SC, ST) i ich odmiany laminowane folią PE (SPL, SCL, STL).

BENTOMAT jest wykorzystywany w wielu sektorach budownictwa ziemnego w Polsce. Pierwsze większe zastosowania Bentomatu miały miejsce w systemach uszczelnień składowisk odpadów, tych nowobudowanych, jak i rekultywowanych. Obecnie ze względu na obowiązujące przepisy do uszczelnień nowobudowanych składowisk odpadów, poza Bentomatem, stosuje się ekrany z mieszanek bentonitowo-gruntowych. Bentonit może być mieszany na placu budowy z gruntem rodzimym. Mieszanie może odbywać się także na wężle, zlokalizowanym w bezpośrednim sąsiedztwie placu budowy.



Fot. 1. Bentomat jako element systemu uszczelniającego składowiska odpadów

Maty Bentomat są używane także przy realizacji obiektów hydrotechnicznych do uszczelnień zbiorników, zapór, grobli. Bentomat znalazł m.in. zastosowanie przy budowie zapory zbiornika Wióry. Od 1997 roku Bentomat jest używany na dużą skalę przy budowie i remontach wałów przeciwpowodziowych. W tej dziedzinie jest to jeden z podstawowych materiałów uszczelniających.



Fot. 2. Jedno z pierwszych zastosowań w Polsce maty bentonitowej do uszczelnienia wału przeciwpowodziowego

Wraz z wprowadzeniem programu budowy autostrad zaczęto używać mat bentonitowych do uszczelnień zbiorników odparowujących, skarp nasypów, elementów zbiorników chłonnych oraz rowów. Mata jest wykorzystywana także do ochrony gruntu pod całym pasem drogowym. W zakresie budownictwa komunikacyjnego Bentomat znalazł zastosowanie przy budowie autostrady A-4 i A-2 oraz przy realizacji obwodnic i elementów dróg ekspresowych.



Fot. 3. Uszczelnienie zbiornika odparowującego Bentomatem laminowanym folią PE



Fot. 4. Ochrona gruntu pod korpusem drogowym

Ze względu na wzrost znaczenia kwestii ochrony środowiska Bentomat znajduje coraz większe zastosowania przy ochronie gruntów pod zbiornikami odcieków przemysłowych i paliw, stacjami paliw, zakładami przemysłowymi czy stanowiskami przeładunkowymi.

Zarys technologii robót

Wykonywanie robót przy użyciu Bentomatu jest proste, szybkie i niesie małe prawdopodobieństwo popełnienia błędów wykonawczych. Technologia wykonywania robót jest następująca.

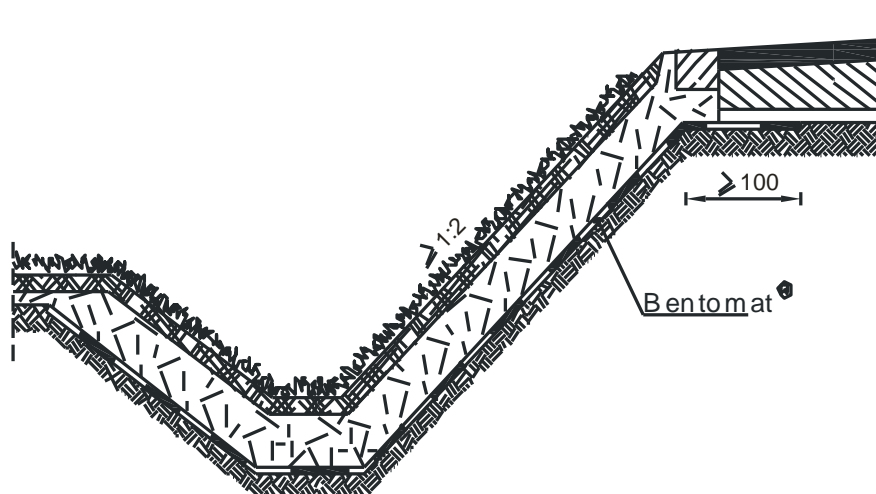
Matę należy układać na odpowiednio przygotowanym i zagęszczonym podłożu. Na skarpach pasma maty układa się od punktu najwyższego do najniższego, równoległe do spadku skarpy. Przy instalacji maty na nachylonych powierzchniach dna pasma układa się dachówkowo tak, aby woda opadowa swobodnie po nich spływała i nie zanieczyszczała zakładów. Mata układana jest na zakład. Na pasmach maty znajdują się linie określające wielkość zakładu podłużnego (15-23 cm). Zalecana standardowa wielkość zakładu poprzecznego wynosi 30 cm. Po rozwinięciu kolejnego pasma, jego krawędź sąsiadującą z wcześniej ułożonym należy odchylić. Strefę zakładu oczyszcza się i przesypuje dostarczonym granulatem bentonitowym.

W przypadku wystąpienia uszkodzeń w postaci przecięć lub rozdarć naprawia się je przez ułożenie na uszkodzonym obszarze łaty.

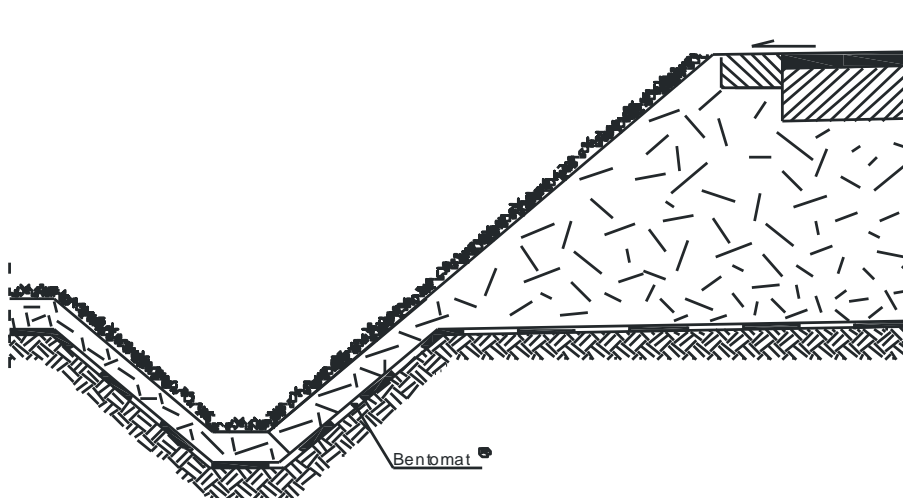
W przypadkach układania maty na skarpach o nachyleniu powodującym zsypanywanie się bentonitu, służącego do doziarniania zakładów zamiast niego używa się szpachli bentonitowej. Do obróbki takich detali, jak przejścia instalacyjne, połączenia z elementami konstrukcji betonowych, używa się granulatu lub szpachli bentonitowej.

W zależności od parametrów obiektu górna krawędź maty może być kotwiona na różne sposoby. Najbardziej powszechne sposoby kotwienia to kotwienie w rowie kotwiącym lub poprzez wywiniecie maty na powierzchnię poziomą korony nasypu.

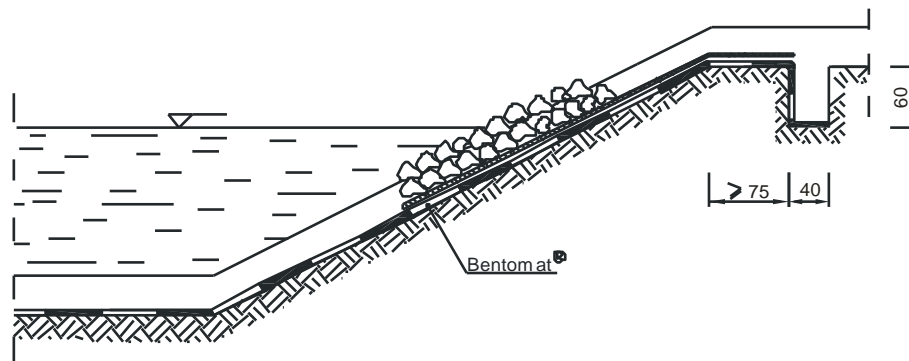
Na wykonanej izolacji z maty bentonitowej układa się warstwę przykrywającą z gruntu. Instalację Bentomatu można przeprowadzać praktycznie w dowolnych warunkach pogodowych.

Przykładowe rozwiązania technologiczne

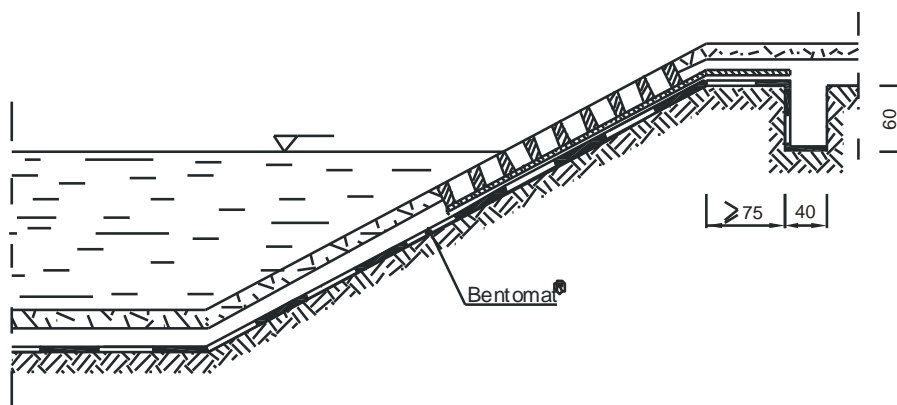
Rys. 1. Uszczelnienie skarpy wraz z rowem odwadniającym. Bentomat został zakotwiony poprzez wywinięcie na poziomą powierzchnię korony skarpy i dociśnięty nawierzchnią



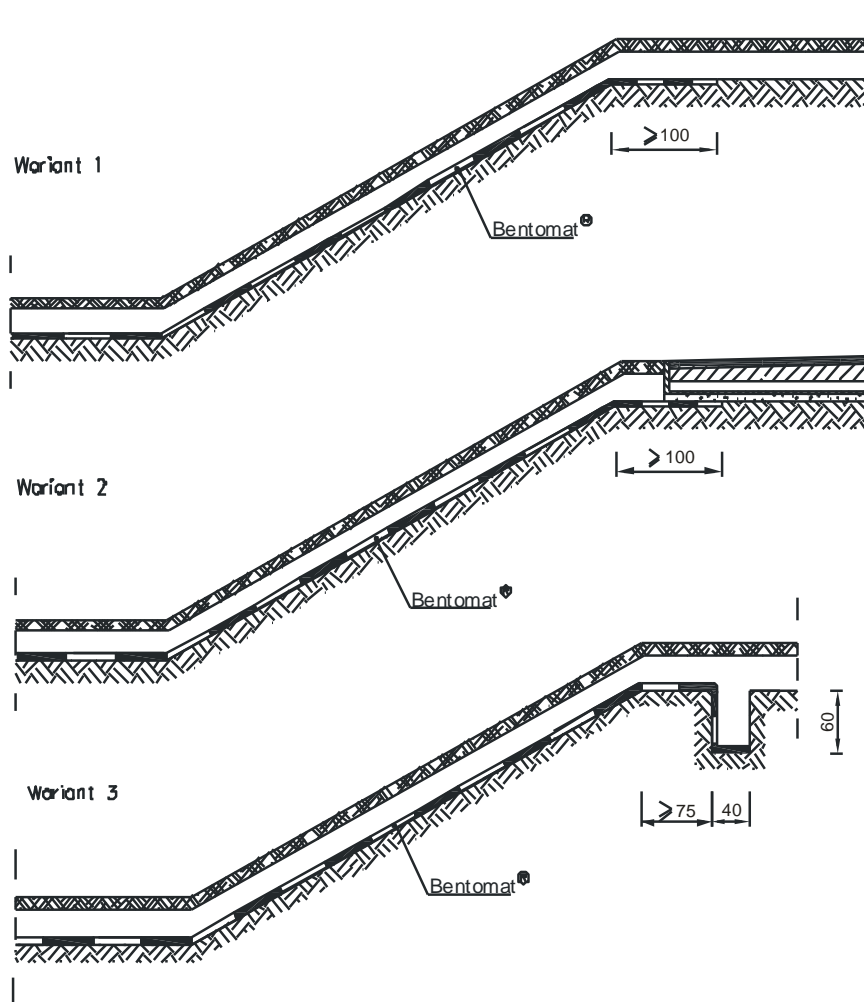
Rys. 2. Ochrona gruntu pod korpusem nasypu drogowego wraz z uszczelnieniem rowu. Bentomat pełni funkcję uszczelniającą. Jednak istnieje możliwość wyprodukowania maty o podwyższonych parametrach wytrzymałościowych żądanych przez projektanta. W takiej sytuacji Bentomat może pełnić również funkcję wzmacniającą



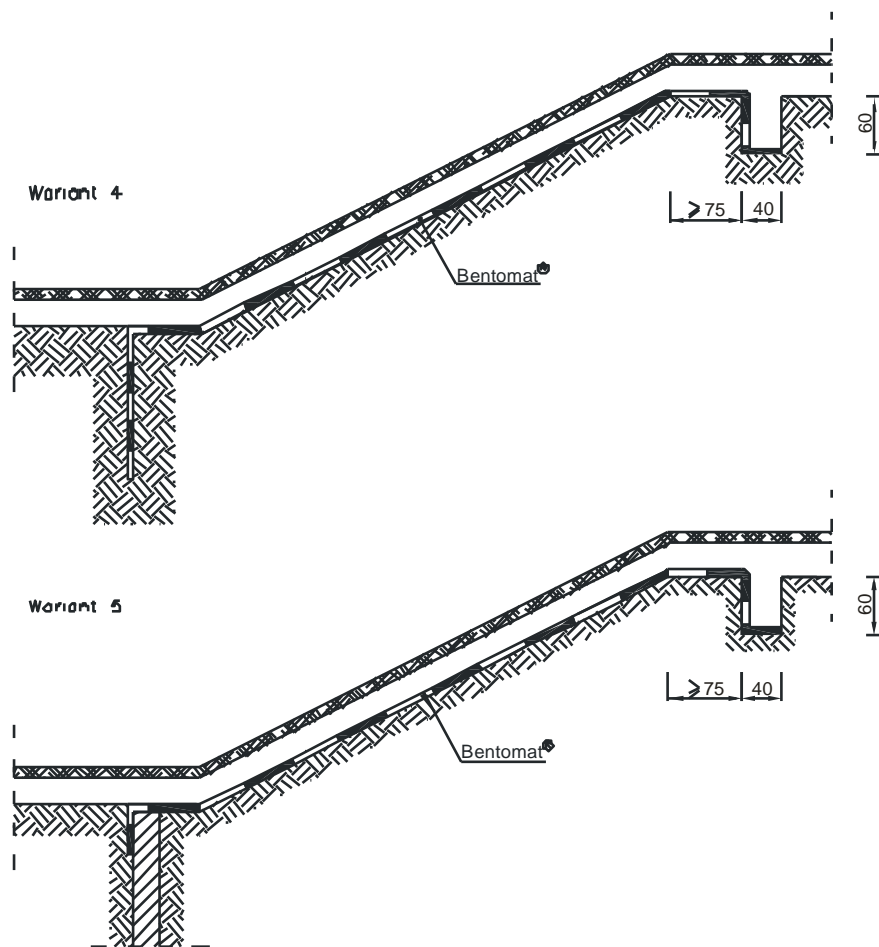
Rys. 3. Bentomat jako uszczelnienie zbiornika (retencyjnego, odparowującego czy przeciwpożarowego). W niektórych przypadkach zachodzi konieczność zabezpieczenia obsypki w strefie falowania. Mata zakotwiona w rowie kotwiącym



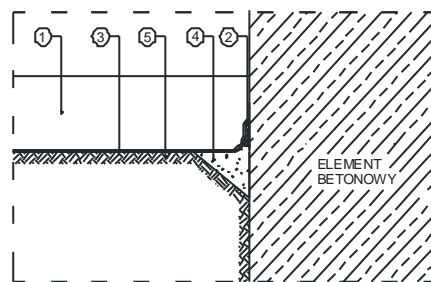
Rys. 4. Wykorzystanie prefabrykowanych, perforowanych płyt betonowych jako zabezpieczenie w strefie falowania



Rys. 5. Uszczelnienie wałów przeciwpowodziowych przy użyciu Bentomatu. Różne sposoby kotwienia Bentomatu na koronie skarpy. Mata wyprowadzana na powierzchnię poziomą u podstawy wału tworzy nieprzepuszczalny fartuch. Na Bentomacie obsypka gruntowa. Grubość warstwy obsypującej w tym przypadku nie powinna być mniejsza niż 30 cm. Zazwyczaj jej grubość jest określana przez projektanta. Jest ona głównie zależna od parametrów geometrycznych obiektu oraz rodzaju gruntu przewidzianego do jej wykonania

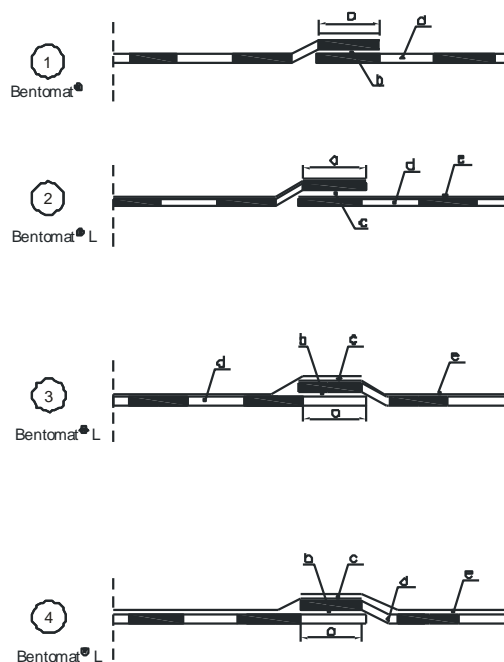


Rys. 6. Uszczelnienie wałów przeciwpowodziowych przy użyciu Bentomatu. W niektórych przypadkach Bentomat może być wyprowadzony u podstawy wału pionowo w dół, tworząc ekran uszczelniający. Często łączy się uszczelnienie skarpy wału Bentomatem z ekranem bentonitowo-betonowym



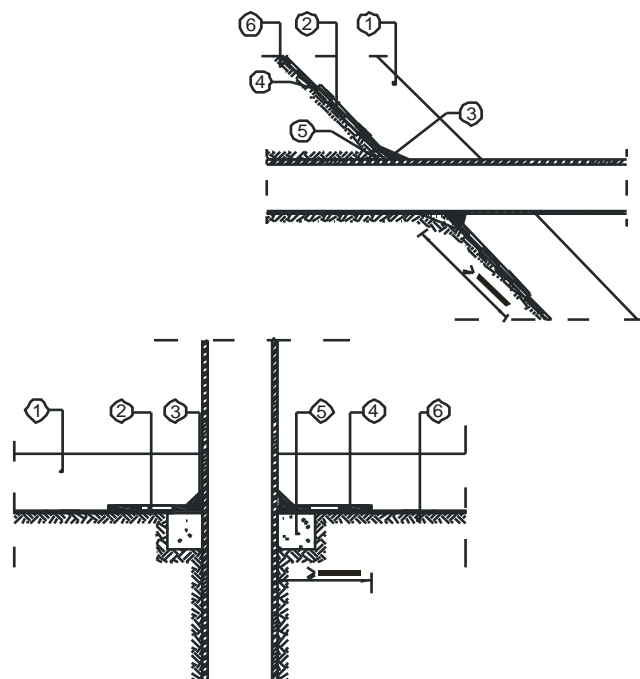
- UWAGI:
 1. Ochronna warstwa dociskająca
 2. Szpachla bentonitowa
 3. Bentomat[®]
 4. Zasyпка bentonitowa
 5. Podłoże gruntowe

Rys. 7. Uszczelnienie styku Bentomatu z elementem betonowym (np. przyczółek mostu, przepust)



- UWAGI:
 a - Standardowa szerokość zakładu (154,23 cm)
 b - granul bentonitowy
 c - Szpachla bentonitowa
 d - Bentomat[®]
 e - laminat Bentomatu[®]

Rys. 8. Sposoby wykonywania zakładów Bentomatu (p. 1) i Bentomatu laminowanego folią (p. 2, 3, 4)



UWAGI:

1. Ochronna warstwa dociskająca
2. Łata z maty Bentomat
3. Szpachla bentonitowa
4. Bentomat / Bentomat laminowany (L)
5. Zasyпка bentonitowa
6. Podłoże gruntowe (grunt stabilizowany cementem)

Rys. 9. Uszczelnienie przejścia instalacyjnego przez Bentomat

Zakończenie

Cetco Poland Sp. z o.o. rozpoczęło produkcję mat bentonitowych w Polsce w 1999 roku. CETCO Poland Sp. z o.o. produkuje ponad 100 typów maty, które trafiają na rynki całej Europy.

Od 2003 roku do produkcji mat stosuje się bentonit przetwarzany w nowo wybudowanym zakładzie Cetco Poland w Polsce.

Od 2005 roku maty bentonitowe produkowane przez Cetco Poland Sp. z o.o. są sygnowane znakiem CE. Wprowadzenie odpowiednich systemów kontroli jakości zgodnych z normami ISO daje gwarancję wysokiej jakości produkowanych materiałów.

Produkty Cetco Poland Sp. z o.o. zdobyły m.in. złoty medal na MTP, a działalność firmy została uhonorowana wieloma wyróżnieniami m.in. wielokrotnie Gazetą Biznesu.

Opis Bentomatu wraz z rozwiązaniami technologicznymi jest zawarty w katalogu Cetco Poland Sp. z o.o. i na stronie www.cetco.pl.

IMPLEMENTATION OF BENTONITE HYDROISOLATIONS MATERIALS CETCO POLAND SP. Z. O O IN TERRESTRIAL BUILDINGS

S u m m a r y

In Poland economic development created a lot of new problems which doesn't repay attention until now. Realization of every buildings caused interference in natural environments. In some situations might be interference which caused irreversible harms. It is way mission of modern designer and contractor of construction work is connected innovation solutions with topic of protection surrounding environments. Undoubtedly hydroisolation point is strictly connected with obtained respective technical and uses parameters buildings. Choice the best of hydroisolationes solutions had impacted on comprehensiveness environmental protection.

TAMARA TOKARCZYK^{*}, MARIUSZ ADYNKIEWICZ-
PIRAGAS^{**}, ANNA BOGUSZ^{*}, IRENA OTOP^{**},
GRZEGORZ URBAN^{**}

ZASOBY WODNE WOJEWÓDZTWA DOLNOŚLĄSKIEGO W OKRESACH SUSZY

Słowa kluczowe: zasoby wodne, susza, niżówki

Streszczenie

Województwo dolnośląskie jest jednym z najuboższych w wodę obszarów kraju. Pierwszoplanową rolę w kształtowaniu stosunków hydrologicznych odgrywają tutaj opady atmosferyczne oraz ich rozkład w czasie i na obszarze dorzecza Odry. Naturalną przyczyną niżówek jest deficyt zasilania rzeki, który może być spowodowany brakiem opadów, dużym parowaniem oraz długotrwałymi mrozami. Brak opadów powoduje, że rzeki zasilane są jedynie przez wody podziemne. Na wielkość zasilania ma wpływ długość okresu bezopadowego. Im on jest dłuższy, tym bardziej wyczerpują się zasoby wód podziemnych i zasilanie rzek maleje. W okresie letnim, gdy wysokie temperatury powietrza ułatwiają szybkie parowanie wody oraz występują niewielkie opady, zasilanie rzek maleje. Współdziałanie tych czynników może doprowadzać do powstawania niżówek letnich. Zasoby wodne w takich okresach ulegają stopniowemu szczypaniu, co doprowadzić może do wystąpienia deficytów w zaspokajaniu potrzeb wszystkich użytkowników. W artykule oceniono zasoby wodne na podstawie wybranych okresów niżówkowych w rzekach obszaru województwa dolnośląskiego, określono ich objętość deficytu oraz czas trwania.

Charakterystyka geograficzna obszaru

Obszar województwa dolnośląskiego leży w dorzeczu Odry. Całkowita powierzchnia dorzecza Odry wynosi 118861 km², z tego ok. 89% znajduje się na terenie Polski (w tym na obszarze województwa dolnośląskiego ok. 19690 km²),

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Oddział we Wrocławiu; Zakład Hydrologii

** Instytut Meteorologii i Gospodarki Oddział we Wrocławiu; Zakład Badań Regionalnych

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Oddział we Wrocławiu; Zakład Hydrologii

** Instytut Meteorologii i Gospodarki Oddział we Wrocławiu; Zakład Badań Regionalnych

** Instytut Meteorologii i Gospodarki Oddział we Wrocławiu; Zakład Badań Regionalnych

5% na terenie Niemiec i 6% na terenie Czech. Dolina Odry wchodzi w skład dziewięciu jednostek fizjograficznych o randze mezoregionów, które tworzą siedem jednostek o randze makroregionów. Dolinę Odry podzielono na podstawie podziału fizjograficznego Polski [Kondracki 1988] na 9 odcinków, z czego trzy położone są na obszarze województwa dolnośląskiego i obejmują następujące mezoregiony: Pradolinę Wrocławską, Obniżenie Ścinawskie i Pradolinę Głogowską [Jankowski i Świerkosz 1995].

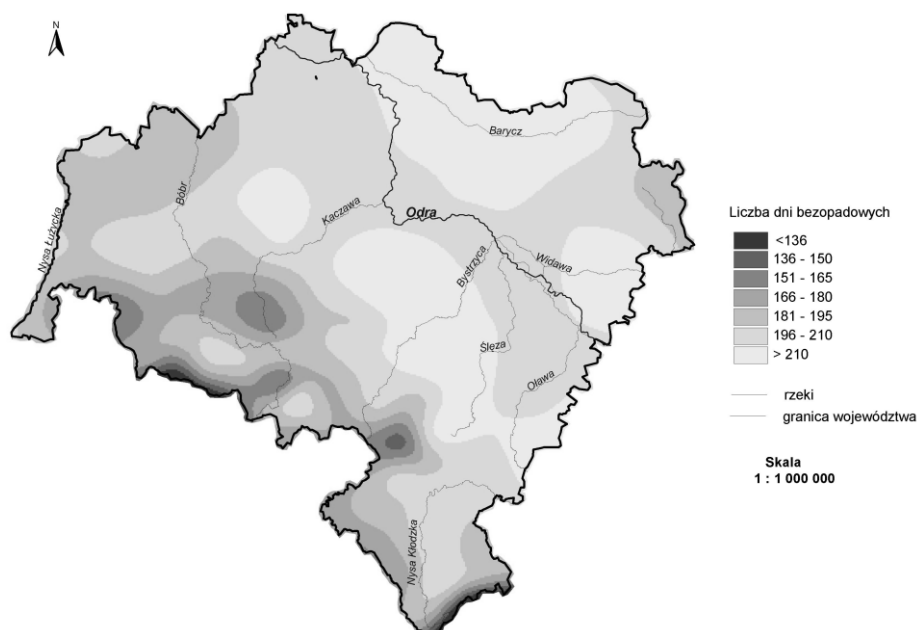
Charakterystyka klimatyczna

Klimat województwa dolnośląskiego zaliczany jest do klimatu umiarkowanego o cechach przejściowych między klimatem morskim i kontynentalnym. Przejściowość klimatu wyraża się między innymi dużą zmiennością obserwowanych typów pogody. Jednym z czynników wywierających wpływ na zróżnicowanie warunków klimatycznych województwa dolnośląskiego jest ukształtowanie terenu, a zwłaszcza rozpiętość wysokości nad poziomem morza (70-1603 m n.p.m.). Czynniki te warunkują zmiany wartości elementów meteorologicznych oraz silne zróżnicowanie topoklimatyczne w Sudetach i na Przedgórzu Sudeckim.

W prezentowanym opracowaniu charakterystyka klimatyczna województwa dolnośląskiego została przedstawiona w odniesieniu do okresów susz, które scharakteryzowano na podstawie występowania dni bezopadowych oraz klimatycznego bilansu wodnego. Takie ujęcie w sposób wystarczający charakteryzuje występowanie suszy atmosferycznej, której następstwem jest susza hydrologiczna.

W województwie dolnośląskim, średnio w roku, najwięcej dni bezopadowych (>210) występuje w: zlewni Baryczy w obrębie Niziny Południowo-Wielkopolskiej i Obniżenia Milicko-Głogowskiego, w środkowej części zlewni Bystrzycy oraz w zlewniach Ślęzy i Widawy. Ponadto, w obrębie poszczególnych makroregionów fizyczno-geograficznych zaznacza się wyraźnie zróżnicowanie liczby dni bezopadowych, związane z wpływem rzeźby terenu [Urban 2006]. Najmniej dni bezopadowych (<165) występuje w strefach szczytowo-wierzchowinowych Sudetów (rys. 1).

W przebiegu rocznym najwięcej dni bez opadu obserwuje się w październiku i sierpniu, a lokalnie w maju [Głowicki i in. 2004], kiedy średnio w miesiącu występuje 17-21 dni bezopadowych (poza najwyższymi partiami Sudetów).



Rys. 1. Średnia roczna liczba dni bezopadowych (opad < 0,1 mm) w województwie dolnośląskim w latach 1971-2000 [Urban 2006]

Na Dolnym Śląsku ekstremalnie długie okresy bezopadowe (przekraczające 30 dni) mogą wystąpić w każdej porze roku i związane są z warunkami cyrkulacyjnymi. Najczęściej występują w antycyklonalnych i przejściowych typach pogody przy adwekcji z południa lub przy słabogradentowych sytuacjach barycznych [Urban 2006]. Najdłuższe ciągi dni bezopadowych wystąpiły jesienią 1984 r., latem 1971 r. oraz zimą 1989 r. (tab. 1).

Najbardziej ubogie w opady były półrocza letnie 1982 r. i 1992 r., kiedy susza zaznaczyła się na całym obszarze Dolnego Śląska oraz lokalnie w 1990 i 1994. Sumy półroczne opadów na przeważającej części województwa dolnośląskiego kształtowały się w przedziale 50-60% normy, miejscami nawet poniżej 50% normy (tab. 1).

Powszechnie stosowanym wskaźnikiem oceny niedoboru opadów oraz intensywności suszy atmosferycznej jest klimatyczny bilans wodny [Farat i in. 1995; Dubicki i in. 2002]. Klimatyczny bilans wodny (KBW) stanowi różnicę pomiędzy sumą opadów atmosferycznych (P) a ewapotranspiracją potencjalną (EWP), którą wyznaczono ze wzoru Penmanna.

Tab. 1. Najdłuższe ciągi dni bezopadowych oraz minimalne sumy opadów półroczna letniego (V-X) i rok ich wystąpienia dla wybranych stacji województwa dolnośląskiego w wieloletniu 1971-2000

Stacja [m n.p.m.]	Zlewnia	Data i czas trwania ciągu [liczba dni]	V-X		
			opad [mm]	% normy	rok
Głogów [75]	Odra	3.07-3.08.1971 r. [32]	155,9	46,4	1982
Budziszów W. [155]	Odra	15.10-16.11.1984 r. [33]	221,8	61,8	1994
Kłodzko [355]	Nysa Kłodzka	20.03-19.04.1974 r. [31]	237,4	58,5	1990
Międzygórze [675]	Nysa Kłodzka	20.03-15.04.1974 r. [27]	362,9	58,2	1992
Zieleniec [845]	Nysa Kłodzka	5.07-28.07.1971 r. [24]	411,5	62,9	1982
Wrocław Str. [120]	Ślęza	13.06-5.07.1986 r. [23]	211,3	55,7	1994
Szczawno Z. [430]	Bystrzyca	18.07-6.08.1994 r. [20]	270,2	61,2	1990
Bierutów [140]	Widawa	13.01-11.02.1989 r. [30]	192,0	53,2	1992
Legnica [122]	Kaczawa	27.10-16.11.1984 r. [21]	219,6	63,0	1992
Jawor [195]	Kaczawa	11.01-11.02.1989 r. [32]	195,6	53,2	1973
Góra [85]	Barycz	28.08-21.09.1982 r. [25]	154,3	47,0	1982
Żmigród [90]	Barycz	16.10-16.11.1984 r. [32]	190,9	58,1	1992
Przejsław [165]	Bóbr	24.10-14.11.1984 r. [22]	178,1	45,7	1982
Jelenia Góra [342]	Bóbr	24.10-16.11.1984 r. [24]	258,4	58,4	1992
Jakuszyce [860]	Bóbr	18.06-8.07.1976 r. [21]	469,1	66,2	1982
Zgorzelec [203]	Nysa Łużycka	17.06-8.07.1976 r.; 23.07-13.08.1995 r. [22]	177,9	47,7	1982

Średnie wartości KBW z okresu 1971-2000 dla 6 stacji położonych na obszarze i w otoczeniu województwa dolnośląskiego zmieniają się w granicach od 144 mm (Leszno) do 42 mm (Jelenia Góra). Największe miesięczne niedobory opadów w stosunku do parowania potencjalnego występują w sierpniu oraz w maju (tab. 2). Na obszarze nizinnym województwa średnie wartości miesięczne KBW są ujemne niemal w całym półroczu letnim, za wyjątkiem października. Najniższe półroczne (V-X) wartości KBW wystąpiły w latach: 1982, 1983, 1989, 1992 i 1994, osiągając wartości poniżej 300 mm. Minimalne wartości KBW, zawierające się w przedziale od 423 mm do 262 mm wystąpiły w półroczu letnim 1992 roku. Natomiast najwyższe wartości półroczne (V-X) KBW wystąpiły w latach: 1977, 1981, 1997 i 1998, wynosiły od 55 mm (Leszno) do 346 mm (Jelenia Góra).

Tab. 2. Średnie miesięczne i półroczne (V-X) wartości klimatycznego bilansu wodnego (w mm) dla wybranych stacji na obszarze województwa dolnośląskiego z okresu 1971-2000

Stacja	H m n.p.m.	Zlewnia	V	VI	VII	VIII	IX	X	V-X
Leszno*	91	Barycz	-47,3	-40,4	-25,5	-37,9	-13,5	15,7	-144,0
Wrocław-Strachowice	120	Ślęza	-32,0	-18,8	-19,7	-37,3	-7,6	11,7	-103,8
Namysłów*	155	Widawa	-30,6	-31,1	-21,0	-35,3	-9,3	16,0	-111,3
Zgorzelec	203	Nysa Ł.	-19,7	-19,5	-21,9	-26,3	-5,5	8,9	-84,0
Jelenia Góra	342	Bóbr	-8,0	7,3	17,3	-3,0	11,7	16,9	42,2
Kłodzko	360	Nysa Kl.	-13,7	7,4	-1,6	-21,0	-1,1	11,0	-19,0

Oznaczenie: * – stacja położona w pobliżu granic województwa dolnośląskiego

Przeływy niżówkowe

Deficyt zasilania rzeki, który może być spowodowany brakiem opadów, dużym parowaniem oraz długotrwałymi mrozami objawia się w rzekach w postaci niżówek, gdy rzeki zasilane są jedynie wodami podziemnymi. Na wielkość zasilania ma również wpływ długość okresu bezopadowego. Im jest on dłuższy, tym bardziej wyczerpują się zasoby wód podziemnych i zasilanie rzek maleje. W okresie letnim, gdy wysokie temperatury powietrza ułatwiają szybkie parowanie wody i opady są niewielkie, zasilanie rzek maleje. Współdziałanie tych czynników może doprowadzić do powstawania niżówek letnich.

W niniejszym opracowaniu przyjęto definicję niżówki jako okres, w którym przepływy w rzece są równe bądź niższe od przepływu granicznego (Q_0) [Ozga-Zielińska i Brzeziński 1997]. Wartość przepływu granicznego przyjęto na poziomie $Q_{90\%}$ z krzywej sum czasów trwania przepływów wraz z wyższymi [Tokarczyk i Adynkiewicz-Piragas 2003].

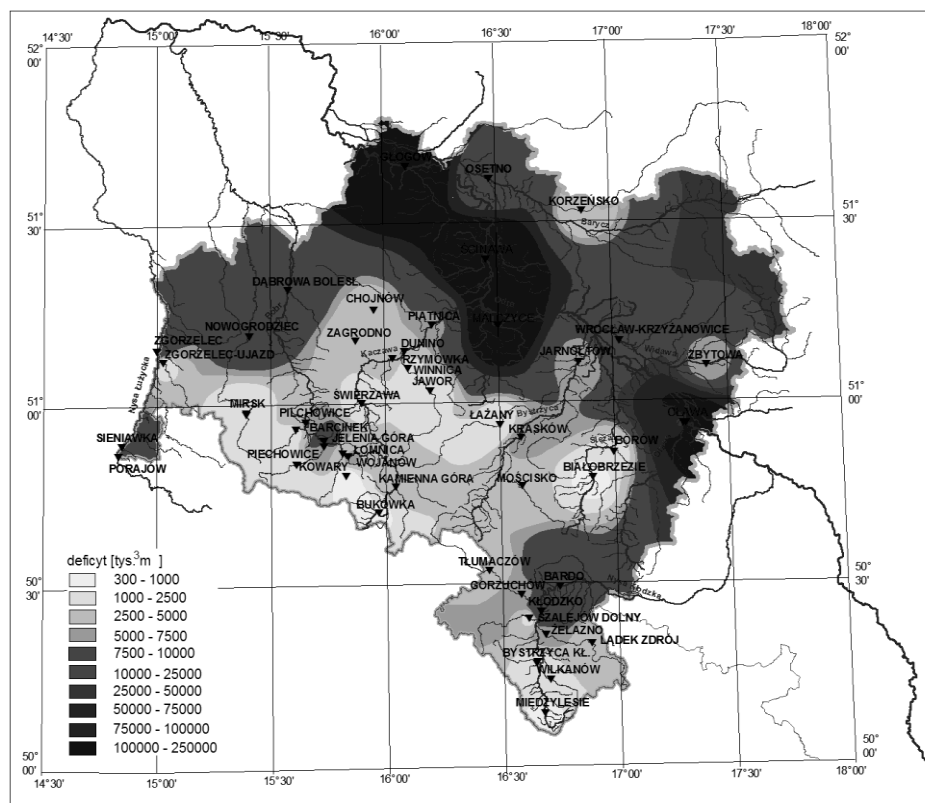
W dorzeczu środkowej Odry wartości $Q_{90\%}$ wahały się od $0,09 \text{ m}^3/\text{s}$ (Ślęza - przekrój Białobrzezie) do $86 \text{ m}^3/\text{s}$ (Odra – przekrój Głogów).

Do określenia niżówek wybrano ciąg przepływów codziennych z wielolecia 1966-2003. Jest to, z punktu widzenia oceny zasobów wodnych w okresach suszy, wystarczająco długi ciąg, gdyż zawiera on zarówno okresy mokre, jak i suche.

Najwięcej niżówek w wieloleciu 1966-2003 notuje się w zlewni Kaczawy (54), Bobru (50), Nysy Łużyckiej (49), Widawy (46) i Nysy Kłodzkiej (44). Najrzadziej występują one w zlewni Ślęzy (26) oraz Białej Łądeckiej (21).

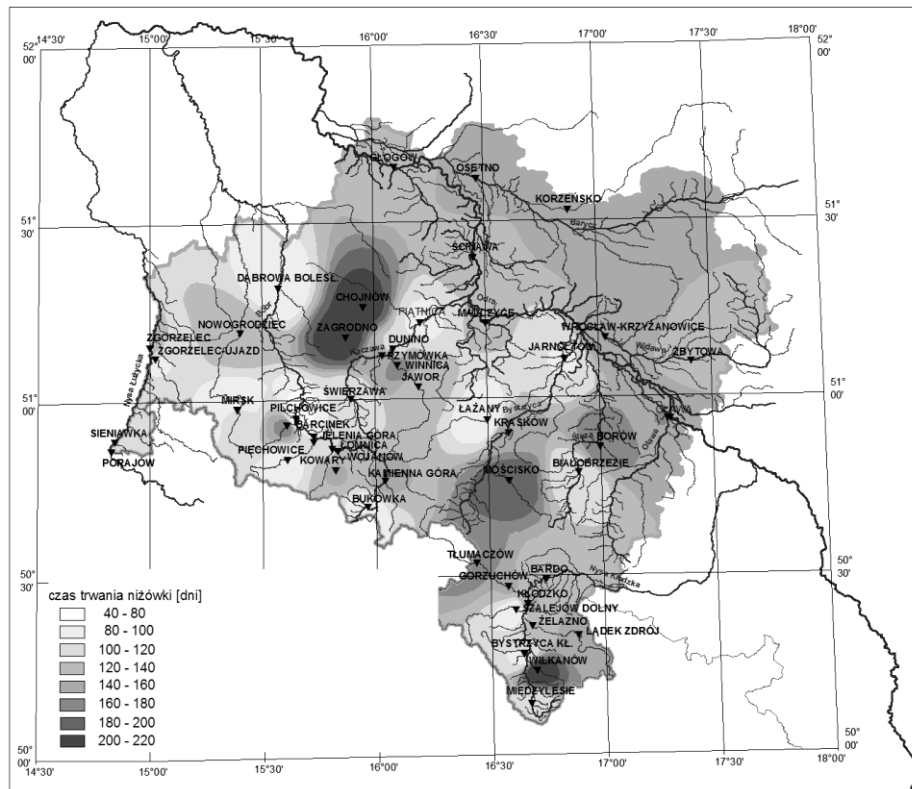
Deficyt niżówki ekstremalnej na rzece Odrze wynosił od $24,3 \text{ mln m}^3$ do $16,1 \text{ mln m}^3$. Na dopływach kształtował się następująco: na Nysie Kłodzkiej

w przekroju Kłodzko wynosił 22 mln m³, na Baryczy w przekroju Osetno 23,1 mln m³, na Bobrze w przekroju Jelenia Góra 13,3 mln m³, na Kwisie w przekroju Nowogrodzic 11,7 mln m³ oraz na Nysie Łużyckiej w przekroju Zgorzelec 14,7 mln m³ (rys. 2). Maksymalne deficyty niżówki w dorzeczu Środkowej Odry w wieloleciu 1966-2003 występowały najczęściej w latach 1992, 1983 i 2003. W większości były to niżówki letnie rozpoczynające się w okresie lipiec – sierpień i kończące jesienią, w okresie październik – listopad.



Rys. 2. Rozkład deficytu niżówki ekstremalnej w obszarze województwa dolnośląskiego w wieloleciu 1966-2003

Najdłuższa niżówka maksymalna w wieloleciu 1966-2003 wystąpiła w Wilkanowie na Wilczym Potoku i trwała 217 dni, natomiast najkrótsze niżówki trwały: 44 dni w Mirsku na Kwisie oraz 49 dni w Pilchowicach na Bobrze (rys. 3).



Rys. 3. Rozkład czasu trwania niżówki ekstremalnej w obszarze województwa dolnośląskiego w wieloleciu 1966-2003

Podsumowanie

Na przeważającej części województwa dolnośląskiego niżówki w rzekach obserwowane są w okresie letnim. Następuje wtedy znaczne zmniejszenie przychodu wody w zlewni, a klimatyczny bilans wodny osiąga wartości ujemne.

Dobrze obrazującym niedobory zasobów wodnych jest wskaźnik deficytu dynamicznych zasobów wodnych dla niżówki ekstremalnej wyrażony jako stosunek wielkości deficytu do powierzchni zlewni (D/A , mm). Wartość jego mówi o warstwie niedoboru wody poniżej przyjętego poziomu granicznego (poziomu odcięcia niżówki). W zlewniach województwa dolnośląskiego największą wartość przyjmuje w zlewni Wilczki do wodowskazu Wilkanów (72,6 mm), najmniejszą zaś w zlewni Orlej do przekroju w Korzeńsku (2,80 mm). Średni deficyt dynamicznych zasobów wodnych dla niżówki ekstremalnej w obszarze badawczym wynosi 13,1 mm. Zdecydowanie większa wartość wskaźnika od-

powiada zlewniom górskim i podgórnym, natomiast mniejsza (poniżej średniej) - zlewniom nizinnym. Świadczyć to może o małej zdolności do retencjonowania wód w zlewni. Natomiast zlewnie górskie charakteryzuje większa „odporność” zlewni na wahania zasobów wodnych, które w okresach większego zasilania mają zdolność do uzupełniania swoich niedoborów.

Literatura

1. DUBICKI A. (red.): *Zasoby wodne w dorzeczu górnej i środkowej Odry w warunkach suszy*. IMGW, seria: Atlasy i Monografie, Warszawa 2002
2. FARAT R., KĘPIŃSKA-KASPRZAK M., KOWALCZAK P., MAGER P.: *Susze na obszarze Polski w latach 1951-1990*. Mat. Badawcze IMGW, seria: Gospodarka wodna i ochrona wód, 16, Warszawa 1995
3. GŁOWICKI B., OTOP I., URBAN, G., TOMCZYŃSKI K.: *Opracowanie warunków klimatycznych dla województwa dolnośląskiego*. Maszynopis IMGW, Wrocław 2004
4. JAKUBOWSKI W., RADZUK L.: Program Nizowka 2003 w „*Hydrological drought processes and estimation methods for streamflow and groundwater*” pod edycją Tallaksen L. M. oraz van Lannen H.A.J. *Developments in Water Science*, 48. Amsterdam, Elsevier Science 2004
5. JANKOWSKI W., ŚWIERKOSZ K.: *Korytarz ekologiczny doliny Odry. Stan - Funkcjonowanie - Zagrożenia*. Fundacja IUCN Poland, Warszawa 1995
6. KONDRACKI J.: *Geografia fizyczna Polski*. PWN Warszawa 1988
7. OZGA-ZIELIŃSKA M., BRZEZIŃSKI J.: *Hydrologia stosowana*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1997
8. TOKARCZYK T., ADYŃKIEWICZ-PIRAGAS M.: *Susze w górskich zlewniach Sudetów*. Zeszyty Naukowe ATH w Bielsku Białej, s. 4, Mat. Konf. Hydrologia Zlewni Górskich 2003
9. URBAN G.: *Okresy bezopadowe na Dolnym Śląsku w latach 1971-2000* [W:] ZMŚP Funkcjonowanie i monitoring geosystemów Polski w warunkach narastającej antropopresji, red. L. Krzysztofiak. Biblioteka Monitoringu Środowiska., s. 193-204, Warszawa 2006

WATER RESOURCES ASSESSMENT DURING DROUGHT PERIOD IN DOLNOŚLĄSKIE PROVINCE REGION

Key words: water resources, drought, low flow

S u m m a r y

The Dolnośląskie Province is the one of the poorest region in water supply in the whole territory of Poland. The crucial role for hydrological conditions plays precipitations and also their temporal and spatial distribution in Odra basin. The natural reason of low flow in rivers is river supply scarcity which is caused by precipitations lack and increasing of evaporation. The lack precipitation caused that rivers are supply by only groundwater. In summer season when high temperatures help to evaporation increasing water supply are decreased. Water resources in such periods are gradually bailing. It can lead to appearance breaks in water demand for all users. In this paper water resources were assessed on the basis of low flow periods in rivers Dolnośląskie Province territory and described their deficit volume and duration.

BARBARA WALCZAK***ZAWARTOŚĆ CAŁKOWITA ORAZ FORM ŁATWO PRZYSWAJALNYCH NIKLU I KADMU W PYŁACH DROGOWYCH W ZIELONEJ GÓRZE****Słowa kluczowe:** pyły drogowe, nikiel, kadm*Streszczenie*

W artykule przedstawiono wyniki badań zawartości całkowitej i form łatwo dostępnych dla roślin niklu i kadmu w pyłach ulicznych pobranych w dwóch różnych terminach na terenie miasta Zielona Góra. Pyłem ulicznym określono materiał zalegający na arteriach komunikacyjnych.

Wstęp

Nikiel należy do grupy metali ciężkich, szeroko rozpowszechnionych w środowisku przyrodniczym. Naturalna koncentracja tego pierwiastka w naszych glebach wynosi od 0,1 do 50 mg Ni·kg⁻¹ [Terelak i Piotrowska 1997] i zależy od szeregu czynników: pochodzenia i składu chemicznego skały macierzystej, procesów wietrzenia oraz składu granulometrycznego.

Wraz ze wzrostem zastosowania tego pierwiastka w różnych gałęziach przemysłu, np. w przemyśle papierniczym, produkcji nawozów, rafinacji ropy naftowej, odlewniach stali, motoryzacji, wzrosła w środowisku glebowym zawartość niklu pochodzenia antropogenicznego w pobliżu ośrodków przemysłowych [Koszelnik- Leszek 2002].

Wzrostowi zawartości tego pierwiastka w glebie towarzyszy na ogół wzrost jego koncentracji w tkankach roślinnych. Nikiel jest niezbędny w prawidłowym rozwoju roślin, wchodzi bowiem w skład enzymów roślinnych. Nadmiar tego pierwiastka wpływa na niewłaściwe funkcjonowanie aparatu fotosyntetycznego, zachwianie równowagi jonowej w roślinach prowadzące do zaburzeń w metabolizmie składników pokarmowych, np. żelaza [Alloway 1995].

Kadm jest pierwiastkiem, który nie jest niezbędny do prawidłowego funkcjonowania organizmu. Jest to metal stosowany od lat sześćdziesiątych do zapobiegania korozji, stabilizacji polimerów w elektronice i do wytwarzania pig-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

mentów. Kadm wykazuje większą ruchliwość w glebach i osadach niż inne metale ciężkie, co zwiększa jego dostępność biologiczną. Pierwiastek ten gromadzi się w nerkach i może powodować zaburzenia funkcjonowania organizmów zwierzęcych i człowieka. Duże stężenia Cd we wdychanym powietrzu mogą powodować rozedmę płuc i związane z nią ostre stany zapalne [Alloway i Ayres 1999].

Celem pracy jest ocena pyłów drogowych pod kątem nagromadzenia niklu i kadmu z uwzględnieniem ich form łatwo dostępnych stanowiących potencjalne zagrożenie dla środowiska.

Material i lokalizacja

Materiałem badawczym był pył uliczny pobrany z ulic Zielonej Góry. Pyłem ulicznym nazwano materiał zalegający na arteriach komunikacyjnych miast, który jest materiałem mieszanym, pochodzącym z gleby, emisji zanieczyszczeń przemysłowych i komunikacyjnych (spaliny samochodowe), a także ze startych opon samochodowych i nawierzchni drogowej. Materiał badawczy pochodzi z 56 punktów Zielonej Góry. Punkty te były równomiernie rozłożone na terenie miasta, obejmując przy tym tereny o zróżnicowanej antropopresji. Lokalizację poboru próbek pyłu ulicznego przedstawia tabela 1.

Tab. 1. Miejsca poboru pyłu drogowego

Nr	Lokalizacja	Nr	Lokalizacja
1	Batorego przy nowym osiedlu	29	Jędrzychowska pętla autobusów
2	Dworcowa naprzeciwko Akacjowej	30	Jędrzychowska przy Kasztanowej
3	Batorego skrzyżowanie z Dworcową	31	Kożuchowska przy Piwnej
4	Ułańska	32	Pięięznego przy Chrobrego
5	Akademicka	33	Strzelecka przy LO
6	Bema pod wiaduktem	34	Słowackiego przy Stromej
7	Skrzyżowanie Wyspiańskiego ze Staszica	35	Morelowa przy komendzie policji
8	Dzika	36	Chmielna przy Osiedlowej
9	Plac Pow. Śląskich (parking przy kościele)	37	Osiedlowa skrzyżowanie z Braniborską
10	Westerplatte przy Topazie	38	Sulechowska przy Skłodowskiej
11	Chopina przy LO	39	Sulechowska przy CPN
12	Kazimierza Wielkiego	40	Trasa Północna przy Zdrojowej
13	Jedności 71	41	Skrzyżowanie Jadwigi z Masarską

14	1 Maja między Moniuszki a Konopnickiej	42	Krakusa (ogrodnictwo)
15	Moniuszki (w połowie)	43	Waryńskiego przy Zamenhoffa
16	Wiśniowa Przy PKO	44	Trasa Północna przy SP 11
17	3 Maja przy Tylnej	45	Energetyków przy Elektronowej
18	Drzewna przy Sowińskiego	46	Zjednoczenia przy giełdzie
19	Wyszyńskiego koło sklepu „Billa”	47	Zjednoczenia przy Zimnej
20	Zawadzkiego przy zajezdni i Inter-marche	48	Zjednoczenia przy Foluszowej
21	Zawadzkiego przy Elektrociepłowni	49	Objazdowa pod wiaduktem
22	Ptasia przy przystanku Amfiteatr	50	Dąbrowskiego przy Węglowej
23	Ptasia skrzyżowanie z Piastowską	51	Wojska Polskiego przy Wandy
24	Jaskółcza przy Ogrodowej	52	Wojska Polskiego przy Krętej
25	Botaniczna (między Pawią a Żurawią)	53	Wojska Polskiego przy CPN za UZ
26	Plac Matejki 13	54	Wrocławska przy cmentarzu
27	Botaniczna przy przystanku i Internacie	55	Wrocławska przy Chmielnej
28	Nowojędrzychowska przy Kąpielowej	56	Szafrana przy przedszkolu

Metodyka badań

Zawartość całkowitą niklu i kadmu oznaczono metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL, w wyciągach uzyskanych po spaleniu próbek w piecu muflowym w temperaturze 550 °C i rozтворzeniu w wodzie królewskiej. Zawartość w pyłe drogowym niklu i kadmu dostępnych dla organizmów żywych oznaczono metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL w wyciągach 0,1 molowego kwasu solnego. Badania wykonano dwukrotnie. Pierwszy raz pobrano pyły drogowe w okresie zimowym – w lutym 2001 roku, drugi raz w okresie wiosennym – w maju 2002 roku.

Wyniki badań

Nikiel

Zawartość niklu rozpuszczonego w wodzie królewskiej w pyłe drogowym pobranym w I turze wynosiła od 5,94 mg Ni·kg⁻¹ do 48,76 mg Ni·kg⁻¹, średnio 17,34 mg Ni·kg⁻¹, zaś rozpuszczonego w 0,1 M HCl od 2,94 mg Ni·kg⁻¹ do 6,64 mg Ni·kg⁻¹, średnio 4,29 mg Ni·kg⁻¹. W II turze poboru zawartość w pyłe dro-

gowym niklu rozpuszczonego w wodzie królewskiej wynosiła od $7,74 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $53,4 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnio $17,07 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$, natomiast niklu rozpuszczonego w $0,1 \text{ M HCl}$ od $3,27 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $13,69 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnio $4,88 \text{ mg Ni} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Udział procentowy niklu rozpuszczonego w roztworze kwasu solnego do niklu rozpuszczonego w wodzie królewskiej w pyłe drogowej pobranym w I turze wynosił od $9,08\%$ do $55,38\%$, średnio $27,11\%$, natomiast w II turze od $11,01\%$ do $45,73\%$, średnio $30,38\%$.

Najwyższe stężenia niklu odnotowano w pyłe ulicznym pobranym w I turze z ulicy Batorego, Placu Powstańców Śląskich oraz alei Konstytucji 3 Maja, najniższe z Placu Matejki, ulicy Chmielnej i ulicy Botanicznej. W II turze poboru najwyższe stężenie zanotowano na ulicy Wiśniowej i Drzewnej oraz Placu Powstańców Śląskich, najniższe na Placu Matejki, ulicy Zjednoczenia oraz ulicy Wojska Polskiego przy skrzyżowaniu z ul. Wandy.

Kadm

Zawartość kadmu rozpuszczonego w wodzie królewskiej w pyłe ulicznym pobranym w I turze wynosiła od $0,22 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $2,1 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnia zawartość wynosiła $0,72 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartość kadmu rozpuszczonego w $0,1 \text{ M HCl}$ wynosiła od $0,06 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $0,81 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnio $0,38 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$. W II turze poboru zawartość kadmu rozpuszczonego w wodzie królewskiej w pyłe drogowej wynosiła od $0,4 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $9,74 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnia zawartość wynosiła $2,29 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartość kadmu rozpuszczonego w $0,1 \text{ M HCl}$ w pyłe ulicznym II poboru kształtowała się w przedziale od $0,36 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $1,55 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$, średnia zawartość wynosiła $2,29 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Udział procentowy zawartości kadmu rozpuszczonego w $0,1 \text{ m HCl}$ do rozpuszczonego w wodzie królewskiej wynosił w I turze poboru od $8,57\%$ do 100% , średnio $55,36\%$, a w II turze poboru od $6,35\%$ do 100% , średnio $56,20\%$.

Najwyższe stężenie kadmu w I turze poboru zanotowano na ulicy: Dworcowej przy skrzyżowaniu z Akacją, Batorego oraz Jedności. Najniższą zawartość odnotowano na ulicach: Konstytucji 3 Maja, Ptasiej oraz Wyszyńskiego. W II turze poboru najwięcej kadmu było w pyłe na ulicach Bema, Chopina i Kazimierza Wielkiego, najmniej zaś na ulicach: Jadwigi, Botanicznej oraz Sulechowskiej.

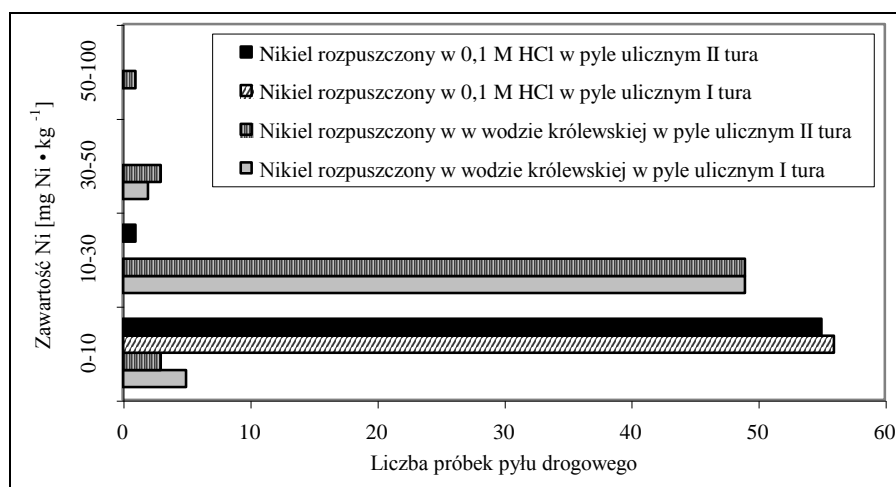
Wyniki analiz przedstawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Zawartość niklu [$\text{mg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$] i kadmu [$\text{mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$] w pyłe ulicznym w I i II turze poboru rozpuszczonego w wodzie królewskiej i 0,1 M HCl.

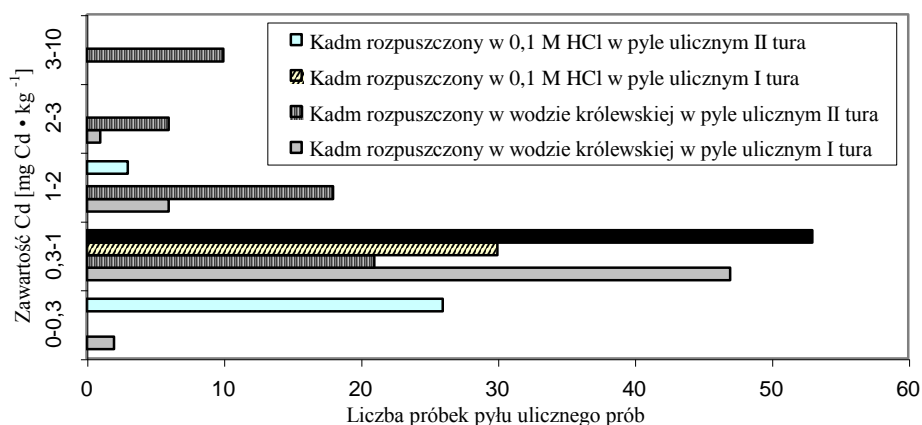
Nr prób-ki	Zawartość niklu [$\text{kg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$]				Zawartość kadmu [$\text{mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$]			
	woda kr.	0,1 M HCl	woda kr.	0,1 M HCl	woda kr.	0,1 M HCl	woda kr.	0,1 M HCl
	I tura	I tura	II tura	II tura	I tura	I tura	II tura	II tura
1	19,22	5,53	11,40	5,09	1,28	0,54	0,96	0,64
2	19,92	5,95	18,76	4,79	1,78	0,68	0,90	0,55
3	48,76	4,43	20,50	4,02	0,96	0,21	1,14	0,61
4	17,64	4,49	14,66	4,06	0,60	0,26	0,98	0,67
5	11,48	4,31	14,84	4,54	0,62	0,09	2,56	0,76
6	16,40	3,55	18,50	4,94	0,64	0,17	7,08	0,99
7	15,30	5,03	27,74	7,86	0,86	0,30	2,22	0,67
8	9,12	3,78	10,14	4,54	0,82	0,20	0,94	0,60
9	32,24	5,02	35,96	13,69	1,06	0,49	2,06	0,90
10	15,26	4,54	15,12	4,09	0,88	0,34	0,98	0,74
11	12,72	4,11	13,44	3,60	0,76	0,19	9,44	0,71
12	11,84	5,66	14,38	3,91	1,16	0,35	9,74	0,62
13	16,62	3,42	10,46	3,86	2,10	0,18	1,08	0,50
14	15,80	4,93	15,92	4,67	0,98	0,53	1,18	0,59
15	13,70	2,94	17,62	4,96	0,70	0,13	1,56	0,94
16	20,34	4,34	53,40	5,88	0,84	0,25	1,10	0,61
17	24,40	3,70	21,10	5,57	0,22	0,22	1,22	0,57
18	8,74	3,97	33,04	5,94	0,48	0,29	3,26	0,64
19	16,94	4,03	22,66	5,34	0,28	0,22	0,94	0,53
20	13,88	4,10	20,46	5,81	0,56	0,34	2,80	0,69
21	13,80	3,78	13,30	4,34	0,48	0,26	1,02	0,76
22	13,46	3,53	11,78	3,38	0,32	0,18	8,58	0,63
23	19,26	4,81	19,26	4,92	0,46	0,33	9,74	0,75
24	21,62	4,13	12,28	3,95	0,44	0,32	5,02	0,86
25	15,22	4,04	16,82	4,66	0,56	0,25	8,90	0,90
26	5,94	3,29	7,74	3,54	0,64	0,27	1,08	0,50
27	14,84	4,06	11,38	3,43	0,48	0,20	0,53	0,48
28	8,48	2,98	11,60	4,51	0,44	0,19	0,96	0,70
29	16,66	4,31	14,00	3,88	0,44	0,18	1,22	0,52
30	10,58	3,41	15,72	5,72	0,48	0,17	0,70	0,64
31	16,28	4,20	11,18	4,36	0,58	0,24	1,18	0,71
32	10,62	4,12	16,28	5,01	0,54	0,30	0,68	0,68
33	22,60	4,53	13,08	4,80	0,60	0,22	0,92	0,57
34	18,00	5,93	12,40	4,03	0,66	0,39	1,10	0,55
35	17,68	3,57	17,42	5,14	0,48	0,25	1,38	0,75
36	6,34	3,18	17,98	4,90	0,40	0,06	1,42	0,71

37	17,46	4,95	24,30	6,99	0,44	0,23	2,02	1,55
38	14,62	3,73	13,86	4,01	0,68	0,44	0,60	0,54
39	20,74	4,46	15,94	5,20	1,06	0,69	0,82	0,62
40	21,98	4,23	15,56	4,27	0,78	0,57	2,60	0,59
41	21,34	5,23	11,38	3,53	1,16	0,77	0,40	0,36
42	16,70	3,09	14,96	5,91	0,72	0,42	1,40	0,90
43	20,90	4,29	10,34	3,43	0,60	0,40	0,62	0,59
44	20,58	6,64	21,36	5,70	0,90	0,79	0,98	0,83
45	25,06	6,05	19,80	5,28	0,84	0,79	0,88	0,84
46	18,86	4,34	15,12	5,06	0,56	0,51	1,02	0,80
47	16,86	4,27	8,92	3,27	0,58	0,47	0,88	0,64
48	16,86	3,54	19,46	5,69	0,66	0,49	0,98	0,85
49	19,56	5,01	19,22	5,95	1,26	0,81	1,50	1,23
50	15,32	4,25	17,50	4,66	0,60	0,59	0,98	0,93
51	16,76	3,36	9,66	3,68	0,78	0,56	1,18	1,03
52	18,08	4,21	11,68	3,66	0,58	0,52	8,62	0,65
53	18,00	3,96	32,92	7,82	0,62	0,50	1,58	1,00
54	17,80	3,54	11,80	3,37	0,72	0,65	1,12	0,59
55	17,26	4,00	12,02	3,83	0,54	0,52	0,90	0,81
56	24,66	5,90	18,04	4,67	1,00	0,75	3,22	0,65

Analizowane na terenie Zielonej Góry pyły uliczne skonfrontowano z klasyfikacją czystości gleb według IUNG [Kabata-Pendias 1995]. Ze względu na zawartość części spławianych, materii organicznej i pH odniesiono do grupy AG. Na rys. 1 i 2 przedstawiono liczbę próbek pyłu ulicznego rozpuszczonego w wodzie królewskiej oraz w 0,1 M HCl, pobranych w I i II turze, w przedziałach zawartości dla niklu i kadmu odpowiadających poszczególnym grupom zanieczyszczeń.



Rys. 1. Liczba próbek pyłu ulicznego wykazujących zawartość Ni rozpuszczonego w wodzie królewskiej oraz w 0,1 M HCl w przedziałach, uwzględniających wartości graniczne według IUNG [Kabata-Pendias 1995]



Rys. 2. Liczba próbek pyłu ulicznego wykazujących zawartość Cd rozpuszczonego w wodzie królewskiej oraz w 0,1 M HCl w przedziałach, uwzględniających wartości graniczne według IUNG [Kabata-Pendias 1995]

Dyskusja i wnioski

Obecnie w naszym kraju brak jest norm określających dopuszczalne wartości zanieczyszczeń w pyłe ulicznym. Aby przeprowadzić ocenę zawartości nikiel i kadmu w pyłe ulicznym można posłużyć się granicznymi liczbami poda-

nymi dla gleb przez IUNG [Kabata-Pendias 1995]. Nie jest to do końca ścisła metoda, możliwa jednak do zastosowania z uwagi na duży wpływ spływu erozyjnego z terenów zieleni przyległych do ulic i placów na skład pyłu drogowego. Klasyfikacja ta podaje także znaczną informację, uwzględniając odczyn materiału analizowanego, a także zawartość w nim części spławialnych i materii organicznej, wpływających na sorpcję. Dla 3 grup, wydzielonych w oparciu o podane kryteria, określona jest zawartość metali ciężkich, w 6 grupach czystości – od 0 do V.

W tabeli 3 przedstawiono wartości graniczne zanieczyszczenia gleb niklem i kadmem dla poszczególnych kategorii zanieczyszczeń podane przez IUNG.

Tab. 3. Wartości graniczne zanieczyszczenia gleb niklem i kadmem według IUNG [Kabata-Pendias 1995]

Metal	Grupa gleby	Stopień zanieczyszczenia gleb					
		0	I	II	III	IV	V
Ni *	AG	10	30	50	100	400	>400
Cd **	AG	0,3	1,0	2,0	3,0	5,0	>5

* mg Ni·kg⁻¹

** mg Cd·kg⁻¹

Najwięcej próbek pyłu ulicznego ze względu na zawartość niklu mieści się w 0 i I stopniu zanieczyszczeń według IUNG, nieliczne tylko mieszczą się w II i III stopniu zanieczyszczeń. Zawartość niklu w pyłe ulicznym nie przekracza dopuszczalnej zawartości niklu dla terenów przemysłowych, użytków kopalnych i terenów komunikacyjnych według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września w sprawie standardów jakości gleby oraz jakości ziemi. Porównując wyniki, jakie uzyskano dla zawartości niklu w pyłe ulicznym w innych miastach świata można stwierdzić odmienne wartości. Według Al-Khashmana [2004] nikiel w pyłe ulicznym w Karaku w Jordanii osiągał maksymalną wartość do 5,5 mg Ni·kg⁻¹, czyli wartość około dziesięć razy niższą niż w Zielonej Górze. Jednakże badanie zawartości niklu w pyłe drogowym w Istambule dowiodły, że pierwiastek ten występował na podobnym poziomie jak w Zielonej Górze i wynosił od 10,43 do 65,70 mg Ni·kg⁻¹ [Sezgin i in. 2002]. Podobne wyniki, jak w Zielonej Górze uzyskali Ordonez, Loreto i De Migiel w Aviles w Hiszpanii – zawartość niklu wynosiła tam od 18 do 50 mg Ni·kg⁻¹ [Ordonez i in. 2003].

Rozpatrując zawartość kadmu w pyłe ulicznym Zielonej Góry możemy stwierdzić, że najwięcej próbek mieści się w I stopniu zanieczyszczeń, lecz w II, III a nawet IV grupie zanieczyszczeń występuje od kilku do kilkunastu próbek pyłów drogowych. Zawartość kadmu w pyłe ulicznym nie przekracza dopuszczalnej zawartości kadmu dla terenów przemysłowych, użytków kopal-

nych i terenów komunikacyjnych według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września w sprawie standardów jakości gleby oraz jakości ziemi, lecz w ośmiu przypadkach stwierdzono przekroczenie normy dla terenów zurbanizowanych i zabudowanych według tego samego rozporządzenia. W pyłe ulicznym, w jednym punkcie Hong Kongu stwierdzono $3,77 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Xiangdong Li i in. 2001]. W Lancaster odnotowano wyższe stężenia kadmu w pyłe ulicznym od najniższych zawartości odnotowanych w Zielonej Górze, lecz niższe stężenia od wartości maksymalnych – od $2,84 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $6,33 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Harrisom i in. 1981]. Na niskim poziomie w porównaniu do pyłów Zielonej Góry była zawartość kadmu w pyłe ulicznym w Istambule – od $0,80 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $6,70 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Sezgin i in. 2003]. Porównując wielkość Istambułu (miasta o kilku milionach mieszkańców) i Zielonej Góry (miasta z liczbą mieszkańców ok. 120 tys.), można stwierdzić, stosunkowo wysoką koncentrację Cd w tym ostatnim oraz, że wielkość miasta nie ma wpływu na zawartość tego pierwiastka w pyłach drogowych. Potwierdza to także przykład miasta hiszpańskiego Aviles (ok. 80 tys. mieszkańców), gdzie kadmu w pyłe ulicznym odnotowano dziesięciokrotnie więcej niż w Zielonej Górze, bo od $9,6$ do $104,0 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Ordonez i in. 2003]. Nikiel i kadm, których zawartość przeanalizowano w artykule, wykazują genezę wyraźnie związaną z industrializacją miasta oraz funkcjonowaniem urządzeń komunalnych. Żużle różnego pochodzenia zawierają znaczne ilości Cu, Ni, Pb, Zn i Cr. Pyły ze spalania węgla kamiennego zawierają Cr, Cu, Ni, Pb i Zn, pyły rusztowe – Cu, Pb, Zn, As i Hg, pyły ze spalania odpadów komunalnych mogą zawierać Cd $2,5-77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Spuziak-Salzenberg i Thimann [1989, w: Meuser 1996] wskazują na wysoką zawartość Ni ($150-320 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w pyłach elektrowni węglowych Hamburga i Bremy. Zależne jest to przy tym zarówno od składu chemicznego węgla, jak od techniki spalania tych paliw energetycznych. Wiele zanieczyszczeń, w tym dwa opisywane pierwiastki niosą też ze sobą materiały antropogeniczne, wprowadzane do większości gleb miejskich [Meuser 1996]. Gruz budowlany zawiera znaczące ilości Cd, Pb, Zn, a według niektórych autorów Pb, Zn i Cu [Blume i Runge 1978; Mohs i Meiners 1993 w: Meuser 1996].

Literatura

1. ALLOWAY B.J.: *Heavy metals in soil. Second edition*. Blackie Academic&Professional 152-174. 1995
2. ALLOWAY B.J., AYRES D.C.: *Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska*. 241. 1999

3. AL-KHASHMAN o.a.: *Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Esteta, Jordan*. Atmospheric Environment 38, 6803-6812. 2004
4. BLUME H.P., RUNGE M.: *Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 141, s. 727-740. 1985
5. HARRISON R.M., LAXEN D.P.H., WILSON S.J.: *Chemical Associations of Lead, Cadmium, Copper and Zinc in Street Dust and Roadside Soil*. Environmental Science & Technology Vol 15 Nr 11. 1981
6. KABATA-PENDIAS A.: *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOS. IUNG. Warszawa 1995
7. KOSZELNIK-LESZEK A.: *Dynamika pobierania niklu przez dwie odmiany jęczmienia jarego*. Roczniki gleboznawcze. 41-49. 2002
8. MEUSER H.: *Schadstoffpotenzial technogener Substrate in Boden urban-industrieller Verdichtungsräume*. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 159, s. 621-628. 1996
9. ORDONEZ A., LORETO J., DE MIGUEL E., CHARLESWORTH S.: *Distribution of Heavy Metals in the Street Dust and Soil of an Industrial City*. Environmental Contamination and Toxicology 44, 160-170, 2003
10. SEZGIN N., OZCAN H.K., DEMIR G., NEMLIOGLU S., BAYAT C.: *Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway*. Environment International 29, 979-985. 2003
11. TERELAK H., PIOTROWSKA M.: *Nikiel w glebach Polski*. Zesz. Problemy Post. Nauk Rolnych. 317-324. 1997
12. WONG M.H., CHEUNG L.C., WONG W.C.: *Effects of roadside dust on seed germination and root growth of Brassica chinensis and B. parachinensis*. The Science of the Total Environment 33
13. XIANGDONG L., CHI-SUN POON, PUI SUM LIU: *Heavy metal contamination of Urban soils and street dust in Hong Kong*. Applied Geochemistry 16. 1361-1368. 2001

**THE TOTAL CONTENTS AND EASILY ACCESSIBLE FORM
CONTENTS NI AND CD IN THE STREET DUST FROM ZIELO-
NA GÓRA**

Key words: street dust, Ni, Cd

S u m m a r y

In the article are presented results of investigations about total content and easily accessible form contents Ni and Cd in the street dust were taken two times from area of the Zielona Góra. As the street dust have been called material from main roads in the urban area.

EDYTA WAWRZYNIAK-GRAMACKA *, MICHAŁ DRAB **

WPLYW UŻYTKOWANIA GLEB NA ZAWARTOŚĆ FOSFORU I POTASU W GLEBACH RDZAWYCH

Słowa kluczowe: fosfor, potas, gleby rdzawe

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań porównawczych rdzawych gleb porolnych i przyległych do nich gleb leśnych pod względem zawartości fosforu i potasu. Opisywane gleby, niezależnie od sposobu użytkowania, cechowała niska zawartość oznaczanych pierwiastków, co sugeruje potrzebę nawożenia tych gleb P i K. Na zasobność gleb w fosfor i potas miało wpływ zakwaszenie i zawartość węgla organicznego.

Wstęp

Gleby rdzawe ze względu na kwaśny odczyn, niską zasobność w składniki pokarmowe oraz niekorzystne właściwości wodne są mało atrakcyjne dla rolnictwa i w większości pozostają porośnięte roślinnością leśną [Bednarek i Michalska 1998; Szafranek i Skłodowski 2004]. W okolicach Zielonej Góry spotykamy jednak gleby rdzawe w przeszłości użytkowane rolniczo, które obecnie w wyniku przemian społeczno-gospodarczych w kraju w ostatnich latach w dużej części pozostają odłogowane. Odłogi przyległe do kompleksów leśnych są z reguły zalesiane, a w przypadku wprowadzania na nie ponownej gospodarki rolnej wymagają nawożenia organicznego i mineralnego.

Celem przeprowadzonych badań było porównanie rdzawych gleb porolnych i przyległych do nich gleb leśnych pod względem zawartości fosforu i potasu. Wyniki zawarte w niniejszej pracy mogą być w przyszłości pomocne przy wyborze najbardziej efektywnego sposobu zagospodarowania badanych gleb.

* doktorantka; AR w Szczecinie; Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

** Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Material i metodyka

Badaniami objęto 16 profili gleb rdzawych z okolic Zielonej Góry, stanowiących 8 par gleb użytkowanych jako gleby leśne i porolne. Gleby leśne reprezentowały siedliska borowe, z sosną jako gatunkiem dominującym w drzewostanie. Opisywane obszary graniczyły bezpośrednio ze sobą. Każda analizowana para gleb znajdowała się pod wpływem tych samych warunków klimatycznych, zbliżonych układów stosunków wodnych oraz na terenie o podobnym ukształtowaniu. Badane profile glebowe powstały z utworów piaszczystych pochodzenia lodowcowego i były zbliżone do siebie pod względem składu granulometrycznego, a szczególnie udziału frakcji koloidalnej, który w profilach opisywanych gleb nie przekraczał 10%.

Analizy laboratoryjne w pobranym materiale glebowym z wyodrębnionych poziomów genetycznych wykonano następującymi metodami:

- skład granulometryczny - metodą areometryczną,
- odczyn gleby (pH w H₂O i 1n KCl) - metodą potencjometryczną,
- zawartość węgla organicznego - metodą Tiurina,
- formy przyswajalne P i K - metodą Egnera-Riehma,
- formy ogólne oznaczono w wyciągu wody królewskiej Bartona
 - P ogólny - metodą Bartona,
 - K ogólny – na fotometrze Flapho 4.

Wyniki i dyskusja

Badane gleby charakteryzowały się kwaśnym odczynem w całym profilu, niezależnie od sposobu ich użytkowania, przy czym gleby porolne odznaczały się mniejszym zakwaszeniem w porównaniu z glebami leśnymi (tab. 1). Różnice te dotyczą głównie poziomów próchnicznych oraz rdzawych opisywanych gleb, a są efektem wapnowania i nawożenia mineralnego gleb porolnych w przeszłości, co potwierdzają również badania Bednarek i Michalskiej [1998]. Najsilniej zakwaszona była ściółka gleb leśnych (O), w której wartości pH w H₂O wynosiły 3,7-4,1 (pH w KCl 3,0-3,5). W poziomach próchnicznych (A) gleb leśnych wartości pH w H₂O wahały się w granicach 3,8-4,4 (pH w KCl 3,2-3,8). Analogicznie w poziomach ornyc (Ap) gleb porolnych wartości pH w H₂O wynosiły 4,2-7,0 (pH w KCl 3,5-6,8). W poziomach rdzawych (Bv) gleb leśnych pH w H₂O wynosiło 4,5-5,0 (pH w KCl 3,8-4,3) i było o jedną jednostkę niższe niż w glebach porolnych.

Zawartość węgla organicznego w profilach porównywanych glebach zmniejszała się wraz ze wzrostem głębokości (tab. 1). W glebach porolnych

średnia zawartość $C_{org.}$ w poziomach próchnicznych ornych wynosiła 0,46%, w poziomach Bv 0,18% a w poziomach skały macierzystej 0,16%. W glebach leśnych największą zawartość $C_{org.}$ zanotowano w ściółce. Poziomy próchniczne (A) zawierały średnio 1,54% $C_{org.}$, poziomy rdzawe 0,40% i poziomy skały macierzystej 0,33%.

Oceniając zawartość ogólnej formy fosforu stwierdzono, że gromadziła się ona głównie w poziomach próchnicznych ornych gleb porolnych (tab. 1) co jest związane z wcześniejszym wieloletnim nawożeniem tych gleb. Podobnie kształtowały się zmiany zawartości przyswajalnej formy fosforu, której najwięcej stwierdzono w poziomach próchnicznych ornych gleb porolnych, a w glebach leśnych w warstwie ściółki oraz w poziomach rdzawych.

Tab. 1. Wybrane właściwości porównywanych rdzawych gleb leśnych i porolnych

Numer profilu i użytkowanie	Poziom genetyczny	Głębokość (cm)	% zawartość frakcji > 0,02 mm	$C_{org.}$ (%)	pH		Składniki ogółem [mg·kg ⁻¹]		Składniki przyswajalne [mg·kg ⁻¹]	
					H ₂ O	KCl	P	K	P	K
1. Las	O	0-5		34,10	3,7	3,0	383	381	13,7	28,80
	A	5-7	10	0,48	3,9	3,4	45,1	135	3,7	3,36
	Bv	7-30	8	0,21	4,5	4,0	55,4	127	1,8	3,00
	C	30-90	10	0,10	4,6	4,1	49,0	120	0,7	0,41
2. Pole	Ap	0-28	8	0,65	5,8	4,9	82,8	324	5,5	3,60
	Bv	28-36	6	0,05	5,5	4,7	67,1	247	3,2	2,68
	C	36-80	4	0,03	5,1	4,9	46,4	194	0,8	2,58
3. Las	O	0-5		27,08	4,1	3,1	340,1	323	8,0	25,80
	A	5-7	8	1,21	4,3	3,6	80,4	270	2,1	3,48
	Bv	7-35	7	0,39	4,5	4,0	78,5	216	0,7	3,12
	C	35-100	10	1,40	4,5	4,1	74,2	199	0,5	2,40
4. Pole	Ap	0-30	9	0,27	5,3	4,8	73,2	281	9,1	4,56
	Bv	30-60	5	0,03	4,8	4,2	43,6	224	4,2	2,52
	C	60-150	5	0,02	5,0	4,3	28,3	211	2,1	2,64
5. Las	O	0-3		25,30	4,0	3,2	254,2	255	3,4	35,40
	A	39161	7	0,77	4,4	3,8	88,2	219	9,1	3,00
	Bv	20-30	5	0,45	4,5	4,0	78,8	164	4,4	2,64
	C	30-80	5	0,58	4,5	4,2	57,5	167	5,0	1,80
6. Pole	Ap	0-25	5	0,03	5,2	4,5	50,3	304	7,1	4,08
	Bv	28-60	6	0,10	5,0	4,2	32,1	340	5,7	5,40
	C	60-150	9	0,02	5,4	4,7	15,4	471	1,8	4,80
7. Las	O	0-3		11,70	3,9	3,2	172,2	250	28,6	19,20
	A	3-8	6	10,94	3,8	3,2	33,4	125	9,8	3,84

	Bv	8-40	4	0,67	5,0	4,3	46,1	241	9,3	2,46
	C	60-150	4	0,01	4,5	4,0	52,0	182	3,4	2,52
8. Pole	Ap	0-22	8	0,35	4,2	3,5	59,3	191	4,9	3,84
	Bv	22-40	7	0,26	4,7	3,7	17,2	225	2,6	4,56
	C	40-70	5	0,59	5,3	8,4	12,4	208	1,4	4,20
9. Las	O	0-4		35,50	4,1	3,3	245,5	324	33,2	20,10
	A	4-10	6	2,98	3,9	3,2	14,7	167	0,9	4,08
	Bv	10-35	6	0,29	4,6	4,0	74,4	233	9,5	3,48
	C	35-50	4	0,03	4,5	4,2	31,0	184	5,8	2,40
10. Pole	Ap	0-30	5	0,88	4,7	3,9	67,2	152	5,3	3,72
	Bv	30-70	5	0,16	5,1	4,2	41,3	211	1,5	2,28
	C	70-150	5	0,09	5,1	4,2	21,9	209	2,1	2,28
11. Las	O	0-8		35,40	3,9	3,0	87,9	355	18,3	19,20
	A	8-22	2	0,64	4,2	3,5	56,1	290	9,6	2,40
	Bv	22-45	6	0,18	4,4	3,8	50,3	205	4,4	3,36
	C	45-62	10	0,25	4,8	4,1	44,3	220	2,1	6,00
12. Pole	Ap	0-30	5	0,47	7,0	6,8	62,7	214	7,9	7,44
	Bv	30-60	4	0,35	6,6	6,3	24,3	193	4,3	3,84
	C	60-90	8	0,31	6,2	5,4	17,9	215	2,2	2,58
13. Las	O	0-3		30,96	4,1	3,4	215,3	312	35,5	27,60
	A	3-25	8	0,96	4,1	3,3	61,8	127	9,9	5,28
	Bv	25-40	10	0,57	4,4	3,8	93,3	182	8,8	4,68
	C	40-70	6	0,20	4,5	4,5	71,3	160	6,8	3,36
14. Pole	Ap	0-30	10	0,46	6,3	5,3	47,1	223	6,4	3,48
	Bv	45-80	8	0,15	6,0	5,6	26,5	370	2,8	4,32
	C	80-150	6	0,15	6,4	5,4	12,9	150	1,7	2,40
15. Las	O	0-3		12,13	4,0	3,5	173,5	260	6,9	10,80
	A	3-30	5	1,37	4,1	3,6	96,5	256	3,9	1,92
	Bv	30-60	6	0,44	4,6	4,1	74,2	238	3,0	1,80
	C	60-100	6	0,09	4,3	4,1	35,1	207	1,8	1,50
16. Pole	Ap	0-35	6	0,59	5,5	4,9	56,4	188	7,4	3,00
	Bv	34-36	6	0,35	5,8	5,4	38,2	218	3,5	6,60
	C	36-150	5	0,03	5,5	4,8	22,2	127	2,1	1,80

Wynika to z faktu, że duża część fosforu jest związana z substancją organiczną [Czępińska-Kamińska 1992]. Potwierdzają to również statystycznie istotne związki między zawartością fosforu a ilością węgla organicznego w badanych glebach (tab. 2).

Wielu autorów zwraca uwagę, że pochodzenie i właściwości skał macierzystych decydują o zasobności gleb w fosfor [Pondel 1977; Aquilar 1988]. Według

Brogowskiego [1966] zawartość fosforu ogółem w glebach piaszczystych uwarunkowana jest pochodzeniem geologicznym materiału glebowego, natomiast rozmieszczenie w poszczególnych poziomach glebowych wiąże się z zachodzącymi procesami glebotwórczymi. Skład granulometryczny w mniejszym stopniu wpływał na zawartość fosforu w badanych glebach, natomiast zanotowano wpływ zakwaszenia na spadek zawartości fosforu przyswajalnego (tab.2), co potwierdzają badania Czępińskiej-Kamińskiej [1992].

Oceniając zawartość fosforu przyswajalnego według liczb granicznych [IUNG 1990] można stwierdzić niską zawartość tego pierwiastka w badanych glebach niezależnie od sposobu ich użytkowania.

Ogólna zawartość potasu (tab. 1) w poziomach mineralnych badanych gleb porolnych nie przekraczała $471 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ i $37,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ w glebach leśnych. Najbardziej zasobne w K ogółem były poziomy ściółki leśnej, w których zanotowano nawet dwukrotnie większą zawartość potasu w porównaniu z poziomem próchnicznym.

Zawartość potasu ogółem w opisywanych glebach leśnych, według analiz statystycznych (tab. 2) zależy od zawartości części spławialnych, węgla i pH, a w glebach porolnych od zawartości części spławialnych, co potwierdzają również badania Siuty i innych [1967].

Użytkowanie rolnicze gleb przyczyniło się do wzrostu zawartości potasu przyswajalnego w wierzchnich poziomach genetycznych badanych gleb. Zawartość tego pierwiastka w profilach badanych gleb niezależnie od sposobu użytkowania z reguły malała wraz z głębokością (tab. 1), co zaobserwował w swoich badaniach również Niedźwiecki [1984]. W badanych glebach nie stwierdzono natomiast zależności między zawartością potasu przyswajalnego, a składem granulometrycznym co oznacza, że zawartość tej formy potasu jest raczej zależna od składu minerałów ilastych, na co zwraca uwagę również Kępa [1992]. Wymaga to jednak potwierdzenia w osobnych badaniach. Oceniając zawartość potasu przyswajalnego według liczb granicznych [IUNG 1990] można stwierdzić niską zawartość tego pierwiastka w profilach badanych gleb niezależnie od sposobu ich użytkowania. Stosunkowo wysoką zasobnością w potas przyswajalny charakteryzowała się natomiast ściółka gleb leśnych.

Tab. 2. Współczynniki korelacji pomiędzy odczynem, zawartością węgla organicznego i udziałem części splawianych, a zawartością ogólnych i przyswajalnych form fosforu i potasu w badanych glebach w zależności od sposobu użytkowania

Użytkowanie	Analizowany związek	r	n	Analizowany związek	r	n
Gleby leśne	x - pH _{H₂O} ; y - P ogółem	-0,483**	30	x - cz.splaw.; y - K ogółem	0,405*	22
	x - pH _{KCl} ; y - P ogółem	-0,573**	30	x - pH _{H₂O} ; y - K ogółem	-0,357*	30
	x - C _{org.} ; y - P ogółem	0,825**	30	x - pH _{KCl} ; y - K ogółem	-0,491**	30
	x - pH _{H₂O} ; y - P przysw.	-0,386*	30	x - C _{org.} ; y - K ogółem	0,722**	30
	x - pH _{KCl} ; y - P przysw.	-0,356*	30	x - pH _{H₂O} ; y - K przysw.	-0,564**	30
	x - C _{org.} ; y - P przysw.	0,680**	30	x - pH _{KCl} ; y - K przysw.	-0,680**	30
				x - C _{org.} ; y - K przysw.	0,906**	30
Gleby porolne	x - C _{org.} ; y - P ogółem	0,404*	22	x - cz.splaw.; y - K ogółem	0,503*	22
	x - C _{org.} ; y - P przysw.	0,410*	22			

r - współczynnik korelacji, n - liczba obserwacji,

*, ** - zależności na poziomie odpowiednio 0,05 oraz 0,01

Generalnie, gleby odłogowane były zasobniejsze w przyswajalny fosfor i potas od odpowiadających im gleb leśnych, co znajduje potwierdzenie w badaniach Niedźwieckiego i innych [1999]. Ponieważ badane gleby pod względem zawartości fosforu i potasu nie pokrywają w pełni potrzeb pokarmowych roślin – zarówno płytko jak i głęboko korzeniących się – należy w perspektywie planować nawożenie fosforowe i potasowe.

Wnioski

1. Opisywane gleby, niezależnie od sposobu użytkowania, cechowała niska zawartość potasu i fosforu przyswajalnego, co sugeruje potrzebę nawożenia tych gleb wymienionymi pierwiastkami.
2. Zaobserwowano wyraźne nagromadzenie badanych pierwiastków w ściółkach gleb leśnych, w których nastąpiła ich akumulacja biologiczna.
3. Stwierdzono istotną zależność pomiędzy zawartością ogólnych form fosforu i potasu a odczynem gleb i zawartością w nich węgla organicznego.

Literatura

1. AQUILAR R., HEIL R. D.: *Soil organic carbon, nitrogen and phosphorus in Northern Great Plain Rangeland*. Soil Sc. Soc. Am. J. 32 (4): 1076-1081, 1988
2. BEDNAREK R., MICHALSKA M.: *Wpływ rolniczego użytkowania na morfologię i właściwości gleb rdzawych w okolicach Bachotka na Pojezierzu Brodnickim*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 460: 487-497, 1998
3. BROGOWSKI Z.: *Fosfor organiczny i mineralny w niektórych glebach piaskowych Polski*, Roczn. Gleb. 16 (1): 209-239, 1966
4. CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D.: *Wpływ procesów glebotwórczych na rozmieszczenie mineralnych związków fosforu w glebach*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa 1992
5. INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA: *Zalecenia nawozowe, Liczby graniczne do wyceny zawartości makro- i mikroelementów w glebach*, Puławy, cz. 1, 1990
6. KĘPKA M.: *Potas wymienny i silniej związany w niektórych glebach*, Roczn. Gleb. 43.(3/4): 91-101, 1992
7. NIEDŹWIECKI E.: *Zmiany cech morfologicznych i właściwości gleb uprawnych na tle odpowiadających im gleb leśnych na Pomorzu Szczecińskim*, Wydawnictwo AR Szczecin 1984
8. NIEDŹWIECKI E., MELLER E., MALINOWSKI R.: *Właściwości chemiczne gleb odlogowanych przeznaczonych pod zalesienie na przykładzie prac zalesieniowych nadleśnictwa Dobrzany w woj. Szczecińskim*, Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 467: 111-117, 1999
9. PONDEL H., GAŁCZYŃSKA J.: *Wpływ poziomego nawożenia fosforowego na zawartość różnych form fosforu w glebie*. Roczn. Gleb. 28 (2): 125-140, 1977

10. SIUTA J., ADAMCZYK Z., WIEREMIEJCZYK I.: *Badania współzależności pomiędzy składem mechanicznym, pH i próchniczością gleby, a zawartością w niej P_2O_5 i K_2O według metody Egnera-Riehma*, Pamiętnik Puławski 30: 5-25, 1967

**INFLUENCE OF THE CULTIVATION OF SOILS
ON THE CONTENT OF PHOSPHORUS
AND POTASSIUM IN RUSTY SOILS**

Key words: phosphorus, potassium, rusty soils

S u m m a r y

Paper presents the results of comparative studies of post agricultural rusty soils and forest soils adjoining to them as regards content of phosphorus and potassium. The two types of soils, independently of the cultivation type, were characterized by low level of marked elements. This behavior suggests the need for fertilization with P and K. Acidification and the quantity of organic carbon had an influence on the amount of phosphorus and potassium in those soils.

EDYTA WAWRZY尼亚K-GRAMACKA^{*}, MICHAŁ DRAB^{}**

MIKROSKŁADNIKI W LEŚNYCH GLEBACH RDZAWYCH WAŁU ZIELONOGÓRSKIEGO

Słowa kluczowe: mikroskładniki, gleby leśne, gleby rdzawe,
Wał Zielonogórski

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań zawartości Cu, Zn, Ni, Pb, Mn i Co w glebach rdzawych. Próbkę gleby pobrano z poziomów genetycznych profili gleb leśnych, z obszaru Wału Zielonogórskiego. Stwierdzono, że badane gleby można zaliczyć do gleb o naturalnej zawartości metali ciężkich, o nieznacznie wzbogaconych poziomach organicznych. Profile glebowe ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego charakteryzowały się wyraźnie wyższą zawartością Mn, Pb i Co w porównaniu z częścią zachodnią.

Wstęp

Gleba jest utworem bardzo złożonym i dynamicznym. Jej skład chemiczny podlega ciągłym zmianom wywoływanym przez procesy natury biochemicznej, fizykochemicznej i biologicznej. Mikroskładniki występujące w glebach w optymalnych ilościach są niezbędne do prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin. Nadmiar tych składników, a zwłaszcza z grupy metali ciężkich, może wpływać na rośliny toksycznie. Określenie więc zawartości i profilowego rozmieszczenia pierwiastków śladowych w glebie jest odzwierciedleniem stanu środowiska przyrodniczego [Kwasowski i in., 2000].

W pracy przedstawiono wyniki badań gleb leśnych, mające na celu rozpoznanie aktualnej zawartości Cu, Zn, Ni, Pb, Mn i Co oraz ich przestrzennego zróżnicowania na obszarze Wału Zielonogórskiego.

^{*} doktorantka; AR w Szczecinie; Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

^{**} Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Material i metodyka

Badania dotyczyły gleb rdzawych, utworzonych z piasków pochodzenia lodowcowego. Próbki gleby pobrano z poziomów genetycznych dziewięciu profili gleb leśnych (rys. 1) położonych w zachodniej (profile 1, 2, 3, 4) i wschodniej (profile 5, 6, 7, 8, 9) części Wału Zielonogórskiego. W pobranym materiale glebowym oznaczono:

- skład granulometryczny - metodą areometryczną,
- odczyn gleby (pH w H₂O i 1n KCl) - metodą potencjometryczną,
- zawartość węgla organicznego - metodą Tiurina,
- zawartość Cu, Zn, Ni, Pb, Mn i Co – metodą absorpcji atomowej (AAS FL).
- Uzyskane wyniki opracowano statystycznie; przedstawiono współczynniki korelacji liniowej (r).



Rys. 1. Lokalizacja miejsc poboru prób glebowych

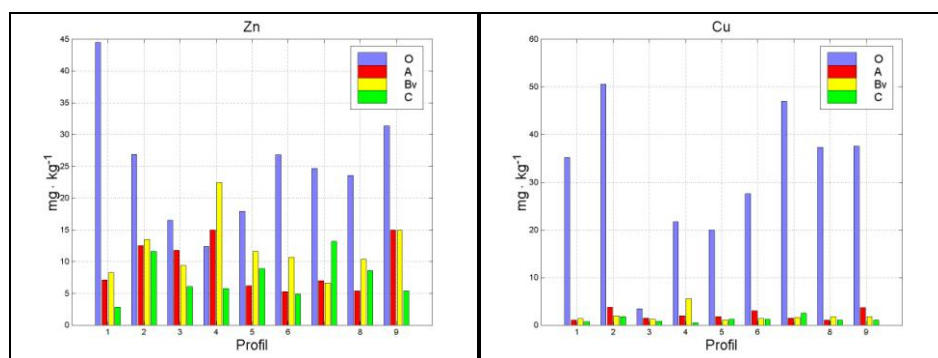
Wyniki badań

Badane gleby rdzawe zostały utworzone z piasków luźnych (profile 1, 5, 6, 9) i słabogliniastych (profile 2, 3, 4, 8) oraz gliny lekkiej (profil 7) pochodzenia lodowcowego. We wszystkich profilach dominowała frakcja piasku, której udział w większości poziomów wynosił ponad 80%.

Odczyn badanych gleb był bardzo kwaśny i zwiększał się wraz z głębokością profilu glebowego. W poziomach próchnicznych (A) zanotowano wartości pH w H₂O od 3,9 do 5,1 (pH w KCl od 3,2 do 4,3). W poziomach rdzawienia (Bv) pH w H₂O wynosiło od 4,4 do 5,2 (pH w KCl od 3,8 do 4,4), a w poziomach skały macierzystej (C) od 4,6 do 5,1 (pH w KCl od 4,1 do 4,5). Silnie

kwaśna była ściółka opisywanych gleb leśnych, w której wartości pH w H₂O często obniżały się poniżej 4,1 (wartości pH w KCl najczęściej około 3,2).

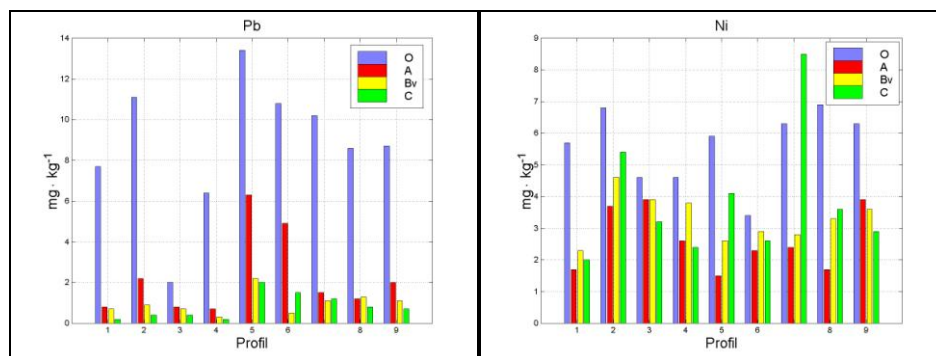
Analizując rozkład i zawartość poszczególnych pierwiastków w badanych glebach można zauważyć, że zawartość miedzi w poziomach mineralnych wahała się od 0,5 do 5,6 mg·kg⁻¹ gleby i malała wraz ze wzrostem głębokości profilu, osiągając najniższe wartości w poziomach skały macierzystej. We wszystkich profilach stwierdzono tendencję do akumulacji tego pierwiastka w poziomach organicznych (O), w których zawartość Cu wynosiła od 3,4 do 50,6 mg·kg⁻¹. Stwierdzono podobną zawartość miedzi w profilach ze wschodniej i zachodniej części Wału Zielonogórskiego (rys. 2).



Rys. 2. Zawartość miedzi i cynku w profilach badanych gleb

Zawartość Zn w badanych glebach nie przekraczała 23 mg·kg⁻¹ w poziomach mineralnych i 45 mg·kg⁻¹ w poziomach organicznych. Analizując rozmieszczenie tego pierwiastka w profilach opisywanych gleb zaobserwowano większą zawartość cynku w poziomach rdzawych. Ponadto, w glebach rdzawych z zachodniej części Wału Zielonogórskiego zanotowano większą kumulację tego pierwiastka w porównaniu do gleb z części wschodniej (rys. 2).

W badanych glebach ogólna zawartość niklu mieściła się w granicach od 1,5 do 8,5 mg·kg⁻¹ w poziomach mineralnych (rys. 3). Największą zawartość tego pierwiastka zaobserwowano w poziomach skały macierzystej. W poziomach ściółki gleb rdzawych zawartość niklu wynosiła średnio 5,6 mg·kg⁻¹.

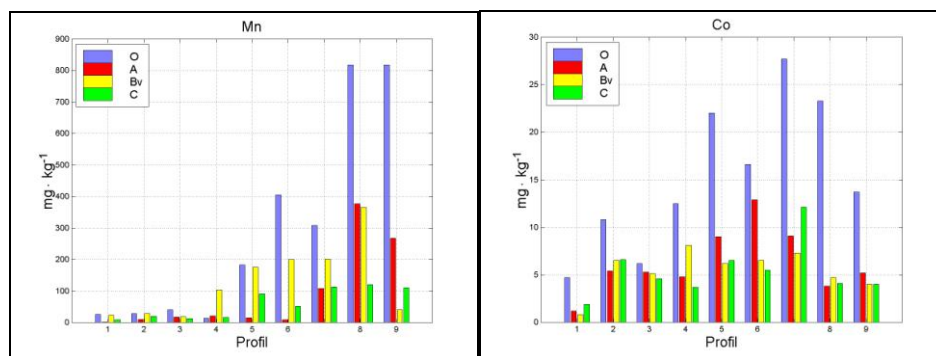


Rys. 3. Zawartość niklu i ołowiu w profilach badanych gleb

Analiza statystyczna wykazała zależność pomiędzy zawartością niklu a udziałem w glebie części spławialnych oraz pH (tab. 2). Stwierdzono podobną zawartość tego pierwiastka w profilach ze wschodniej i zachodniej części Wału Zielonogórskiego.

W opisywanych glebach ogólna zawartość Pb w poziomach mineralnych mieściła się w granicach od 0,2 do 6,3 mg·kg⁻¹. W poziomach organicznych zawartość ołowiu nie przekraczała 13,4 mg·kg⁻¹. Analiza statystyczna wykazała zależność pomiędzy zawartością ołowiu a ilością węgla organicznego oraz pH. W glebach ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego zaobserwowano nieznacznie większą zawartość tego pierwiastka w porównaniu do gleb rdzawych z części zachodniej (rys. 3).

Zawartość manganu w poziomach mineralnych wahała się od 1,7 do 376,5 mg·kg⁻¹ gleby. Rozmieszczenie tego pierwiastka w profilach glebowych jest zbliżone do rozmieszczenia cynku. Największą jego koncentrację stwierdzono w poziomach organicznych, w których było nawet ośmiokrotnie więcej manganu niż w skale macierzystej. Zaobserwowano również większą zawartość tego pierwiastka w poziomach rdzawych. W glebach ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego zanotowano siedmiokrotnie większą zawartość manganu w porównaniu do gleb rdzawych z części zachodniej (rys. 4).



Rys. 4. Zawartość manganu i kobaltu w profilach badanych gleb

W opisywanych glebach ogólna zawartość Co wynosiła maksymalnie $12,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby w poziomach mineralnych. We wszystkich profilach stwierdzono tendencję do akumulacji tego pierwiastka w poziomach organicznych, w których zawartość kobaltu wynosiła od $4,7$ do $27,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nieznacznie większą zawartością tego pierwiastka odznaczały się gleby ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego (rys. 4).

Tab. 1. Współczynniki korelacji między ogólną zawartością pierwiastków śladowych a wybranymi właściwościami gleby (liczba obserwacji $n = 27$)

Właściwości gleby	Cu	Zn	Ni	Pb	Mn	Co
	mg·kg ⁻¹					
pH _{H₂O}	-0,322	0,099	0,504**	-0,558**	-0,164	-0,121
% C _{org.}	0,157	-0,110	-0,252	0,839**	-0,139	0,361
% frakcji < 0,02mm	0,084	0,143	0,639**	-0,078	0,042	0,224

*, ** - zależności na poziomie odpowiednio 0,05 oraz 0,01

Dyskusja

Opisywane gleby rdzawe właściwe charakteryzowały się niewielką zawartością Cu, Zn, Ni, Pb, Mn i Co w poziomach mineralnych profilu glebowego. Uzyskane wyniki mieszczą się w granicach średnich naturalnych zasobności, ustalonych dla gleb lekkich przez Kabatę-Pendias i Pendiasa [1993]. Cynk i mangan w opisywanych glebach wykazywał tendencję do akumulacji w poziomach rdzawienia, natomiast nikiel w poziomie skały macierzystej. Największą zawartość wszystkich oznaczonych pierwiastków zanotowano w ściółce od 2 do 3 razy wię-

cej niż w skale macierzystej w przypadku cynku i kobaltu, dziesięciokrotnie więcej w przypadku ołowiu i nawet 30 razy więcej w przypadku Cu. Takie rozmieszczenie mikroelementów w profilu glebowym opisuje wielu autorów tłumacząc nagromadzenie pierwiastków śladowych w poziomach ektopróchnicznych naturalną akumulacją biologiczną wynikającą z biogeochemicznego obiegu pierwiastków w ekosystemie leśnym oraz wpływem czynników antropogenicznych spowodowanym np. zanieczyszczeniem powietrza [Malczyk i Kędzia 1996; Skłodowski i Zarzycka 1997; Kwasowski i in. 2000; Konecka-Betley i in. 2002].

Analiza statystyczna, oprócz wpływu części spławialnych i pH na zawartość niklu w glebie, wykazała dodatnią korelację pomiędzy zawartością ołowiu a pH oraz ilością węgla organicznego, co potwierdzają badania Kwasowskiego i innych [2000] nad związkami między zawartością metali ciężkich a wybranymi właściwościami gleby.

Rozpatrując przestrzenny rozkład badanych pierwiastków zauważono większą zawartość Mn, Pb i Co w glebach ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego, co może być wynikiem niewielkiego oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych związanych z bezpośrednim sąsiedztwem miasta Zielona Góra i przewadze wiatrów zachodnich na tym obszarze. Wymaga to jednak potwierdzenia w odrębnych badaniach.

Uzyskane wyniki badań wskazują, że stosunkowo niska zawartość mikroskładników w opisywanych glebach rdzawych Wału Zielonogórskiego nie stwarza większego zagrożenia dla występującej tu roślinności leśnej.

Wnioski

1. Badane leśne gleby rdzawe można zaliczyć do gleb o naturalnej zawartości metali ciężkich, o nieznacznie wzbogaconych w te składniki poziomach organicznych.
2. Gleby ze wschodniej części Wału Zielonogórskiego zawierały większe ilości Mn, Pb i Co.
3. Zawartość części spławialnych oraz pH miały wpływ na zawartość niklu w badanych glebach, natomiast zawartość węgla organicznego oraz pH miały istotny wpływ na zawartość ołowiu.

Literatura

1. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H.: *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN Warszawa, 1993

2. KONECKA-BETLEY K., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., JANOWSKA E., OKOŁOWICZ M.: *Gleby stref: ochrony ścisłej i częściowej w rezerwacie biosfery „Puszcza Kampinoska”*. Roczn. Gleb. 53 (3/4): 5-21, 2002
3. KWASOWSKI W., CHOJNICKI J., OKOŁOWICZ M., KOZANECKA, T.: *Metale ciężkie w glebach powierzchni wzorcowych (GPW) w Puszczy Białej*. Roczn. Gleb. 51 (3/4): 85-95, 2000
4. MALCZYK P., KĘDZIA W.: *Metale ciężkie w glebach leśnych wzdłuż drogi wylotowej Bydgoszcz-Inowrocław*. Roczn. Gleb. 47(3/4): 203-211, 1996
5. SKŁODOWSKI P., ZARZYCKA H.: *Wpływ użytkowania gleb na zawartość i rozmieszczenie metali ciężkich*. Roczn. Gleb. 48 (1/2): 5-13, 1997

MICROELEMENTS IN FOREST RUSTY SOILS OF THE ZIELONA GÓRA MORAINÉ BAR

Key words: microelements, forest soils, rusty soils, the Zielona Góra Moraine Bar

S u m m a r y

The paper presents results of studies on content of Cu, Zn, Ni, Pb, Mn and Co in rusty soils. Soil samples were collected from the genetic levels of soils located within the Zielona Góra Moraine Bar. It has been concluded that the soils can be classified to ones of normal content of heavy metals with slightly enriched organic levels. The soil profiles from eastern part of Zielona Góra embankment are characterized by a considerably higher level of Mn, Pb and Co, comparing to its western part.

KAROL WOLSKI *, MAGDALENA SZYMURA *,
TOMASZ SZYMURA **, DARIA GĄBKA **

WPLYW ROŚLINNOŚCI NA NASILENIE EROZJI SKARP ZBIORNIKA ODPADÓW POFLOTACYJNYCH „ŻELAZNY MOST”

Słowa kluczowe: zbiornik odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most”, erozja, sukcesja, różnorodność biologiczna, rekultywacja

Streszczenie

Najważniejszym aspektem rekultywacji biologicznej jest dobór odpowiedniej roślinności do trudnych warunków siedliskowych. Przedstawiona praca prezentuje wyniki analizy roślinności oraz erozji wietrznej i wodnej na obwałowaniach zbiornika „Żelazny Most”. Stwierdzono dużą bioróżnorodność roślinności na zbiorniku pomimo niekorzystnych warunków siedliskowych. Obecność roślinności na skarpie zbiornika redukuje procesy erozyjne oraz przyczynia się do stabilności skarp. Występowanie roślinności na skarpach jest wynikiem procesów sztucznego ich wprowadzania, jak również spontanicznej sukcesji.

Wstęp

Składowisko odpadów poflotacyjnych rud miedzi “Żelazny Most” znajduje się na terenie Wysoczyzny Lubińskiej, należącej do Nizin południowo-zachodnich [Kondracki 1994].

Potencjalną roślinność naturalną na większości opisywanego obszaru stanowią grądy środkowoeuropejskie (*Galio-Carpinetum*). Od północnego zachodu do zbiornika przylega niewielki obszar kontynentalnego boru mieszanego (*Quercu-Pinetum*), natomiast od południowego zachodu strefa niżowych środkowoeuropejskich dąbrów acidofilnych (*Calamagrostio-Quercetum*). W doli-

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni

** Uniwersytet Wrocławski; Stacja Ekologiczna Storczyk

** Uniwersytet Wrocławski; Stacja Ekologiczna Storczyk

nach rzek roślinność tworzą łągi olszowe i jesionowo-olszowe (*Circaeo-Alnetum*). Obecnie otoczenie zbiornika jest silnie przekształcone antropogenicznie, dominują pola uprawne, nieużytki i młode monokultury sosnowe [Matuszkiewicz i in. 1997; Szafer 1972].

Analizowane składowisko zlokalizowane jest w naturalnej dolinie między wzgórzami morenowymi, w górnej partii zlewni rzeki Rudnej. Eksploatacja zbiornika trwa od 1977 r. Obecnie łączna długość zapór otaczających składowisko ze wszystkich stron wynosi ponad 14 km. Ze względu na swe rozmiary, składowisko jest jednym z największych tego typu obiektów na świecie [Krzysik 2000]. Formowanie zapory wykonuje się ze zdeponowanych osadów plaży składowiska [Krzysik 2000]. W wyniku takich przekształceń powstało całkowicie nowe, niezwykle specyficzne środowisko bytowania roślin. Podstawowym czynnikiem modyfikującym możliwość wegetacji na obwałowaniu zbiornika jest rodzaj podłoża użytego do jego formowania (brak materii organicznej, specyficzny skład mechaniczny, wysoka koncentracja metali ciężkich). Forma obwałowania stwarza ponadto nietypowe warunki wilgotnościowe (infiltracja wilgoci przez podłoże i spływ powierzchniowy wód opadowych) oraz termiczne (duże nachylenie skarp zmienia warunki nasłonecznienia zależnie od ekspozycji obwałowania). Połączenie właściwości podłoża i kształtu obiektu powoduje możliwość powstawania erozji wietrznej i wodnej.

Materiał i metodyka badań

Prace terenowe wykonano w okresie 06-27 lipca 2005 roku. Objęły one następujące aspekty:

- Analiza roślinności - opisu roślinności dokonano w oparciu o podział zbiornika na poszczególne sekcje. Każdy obszar został zinwentaryzowany przez wykonanie zdjęć fitosocjologicznych techniką zbliżoną do klasycznej metody Braun – Blanqueta.
- Erozja wietrzna - została określona jako grubość nalotu piaskowego nad poziomem gruntu. Pomiaru dokonywano po odsłonięciu węzła krzewienia traw, wynik pomiaru podawano w centymetrach. Poziom erozji wietrznej mierzono w trakcie wykonywania każdego zdjęcia fitosocjologicznego.
- Erozja wodna - określano ją wzrokowo w trakcie wykonywania każdego zdjęcia fitosocjologicznego. Charakterystyka była dokonywana w formie opisu powstałych form erozyjnych z uwzględnieniem obszaru, jaki one pokrywają.

Wyniki

Na opisywanym terenie stwierdzono ogólnie występowanie 260 gatunków roślin – w tym 34 gatunki traw, 148 innych gatunków roślin zielnych, 24 gatunki drzew i krzewów, w tym 17 występujących w warstwie b. Listę florystyczną gatunków z uwzględnieniem frekwencji i średniego procentu pokrycia poszczególnych gatunków przedstawia tabela 1.

Tab. 1. Lista gatunków występujących na obwałowaniach zbiornika odpadów poftlotacyjnych „Żelazny Most” wraz z podaniem frekwencji występowania i średniego procentu pokrycia.

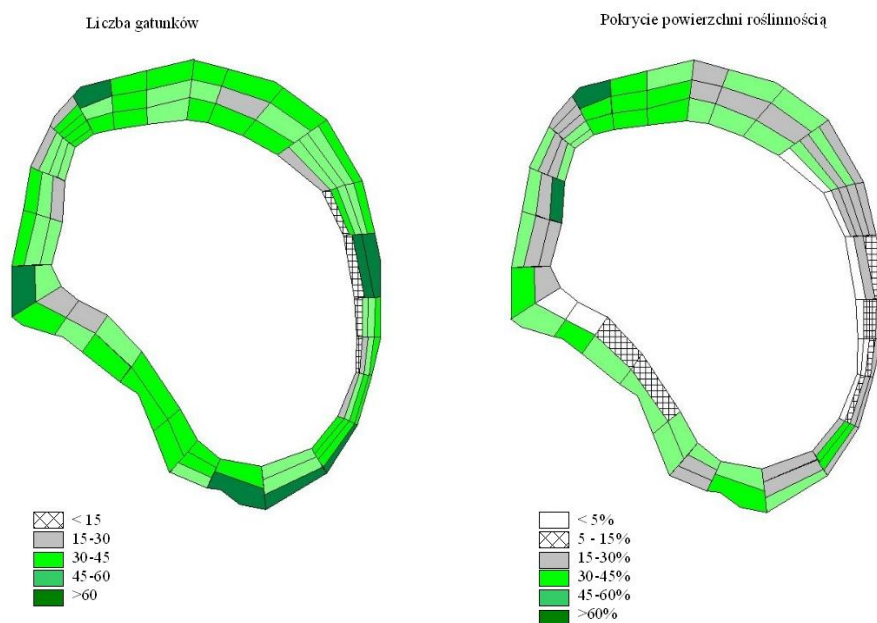
Gatunki:	Frekwencja (%)	Średni procent pokrycia	Gatunki:	Frekwencja (%)	Średni procent pokrycia
<i>Festuca rubra</i>	86,0	9,0	<i>Betula pendula b</i>	5,8	0,0
<i>Achillea millefolium</i>	76,6	1,2	<i>Cerastium holosteoides</i>	5,8	0,0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	73,7	2,7	<i>Heracleum sphondylium</i>	5,8	0,0
<i>Conyza canadensis</i>	70,5	0,6	<i>Vicia sepium</i>	5,5	0,0
<i>Artemisia vulgaris</i>	62,3	0,4	<i>Sisymbrium loeselii</i>	5,2	0,0
<i>Dactylis glomerata</i>	61,4	0,4	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	4,9	0,0
<i>Daucus carota</i>	56,2	0,1	<i>Erodium cicutarium</i>	4,9	0,0
<i>Calamagrostis epigejos</i>	53,9	1,2	<i>Trifolium repens</i>	4,9	0,0
<i>Rumex crispus</i>	51,3	0,1	<i>Galium verum</i>	4,5	0,0
<i>Poa pratensis</i>	47,7	2,4	<i>Geranium pratense</i>	4,2	0,0
<i>Cirsium arvense</i>	45,1	0,2	<i>Robinia pseudoaccacia c</i>	4,2	0,0
<i>Centaurea stoebe</i>	42,5	0,3	<i>Rosa canina c</i>	4,2	0,0
<i>Tussilago farfara</i>	40,3	0,1	<i>Quercus robur c</i>	4,2	0,0
<i>Agropyron repens</i>	39,3	1,1	<i>Glechoma hederacea</i>	3,9	0,0
<i>Potentilla reptans</i>	36,7	0,1	<i>Cytisus scoparius c</i>	3,9	0,0
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	35,4	0,0	<i>Viola arvensis</i>	3,9	0,0
<i>Rumex acetosa</i>	34,1	0,1	<i>Cytisus scoparius b</i>	3,6	0,1
<i>Hypericum perforatum</i>	33,4	0,1	<i>Bromus intermis</i>	3,6	0,0
<i>Centaurea jacea</i>	33,1	0,1	<i>Cirsium vulgare</i>	3,6	0,0
<i>Convolvulus arvensis</i>	32,1	0,0	<i>Pastinaca sativa</i>	3,6	0,0
<i>Trifolium arvense</i>	31,5	0,2	<i>Armoracia rusticana</i>	3,6	0,0
<i>Plantago lanceolata</i>	30,5	0,1	<i>Medicago sativa</i>	3,6	0,0
<i>Senecio jacobaea</i>	29,9	0,0	<i>Sedum maximum</i>	3,2	0,0
<i>Festuca arundinacea</i>	28,9	0,1	<i>Phalaris arundinacea</i>	3,2	0,0
<i>Melilotus albus</i>	28,6	0,6	<i>Poa annua</i>	3,2	0,0
<i>Echium vulgare</i>	27,6	0,0	<i>Carduus crispus</i>	3,2	0,0

<i>Euphorbia cyparissias</i>	26,3	0,1	<i>Salix fragilis b</i>	2,9	0,0
<i>Melandrium album</i>	25,6	0,1	<i>Populus nigra c</i>	2,9	0,0
<i>Taraxacum officinale</i>	24,4	0,0	<i>Salix alba b</i>	2,9	0,0
<i>Artemisia dracunculus</i>	23,4	0,1	<i>Euphorbia helioscopia</i>	2,9	0,0
<i>Bromus sterylis</i>	22,1	0,3	<i>Thlaspi arvense</i>	2,9	0,0
<i>Tanacetum vulgare</i>	22,1	0,3	<i>Verbascum lychnitis</i>	2,9	0,0
<i>Agrostis capillaris</i>	21,1	0,2	<i>Viola tricolor</i>	2,9	0,0
<i>Medicago lupulina</i>	21,1	0,0	<i>Trifolium campestre</i>	2,6	0,0
<i>Saponaria officinalis</i>	20,5	0,2	<i>Ceratodon purpureus</i>	2,6	0,0
<i>Equisetum arvense</i>	20,5	0,2	<i>Holcus mollis</i>	2,6	0,0
<i>Tragopogon pratensis</i>	20,5	0,0	<i>Jasione montana</i>	2,6	0,0
<i>Rubus sp. c</i>	19,8	0,3	<i>Setaria pumila</i>	2,6	0,0
<i>Robinia pseudoaccacia b</i>	19,2	0,2	<i>Alopecurus geniculatus</i>	2,6	0,0
<i>Papaver rhoeas</i>	18,2	0,0	<i>Polygonum hydropiper</i>	2,6	0,0
<i>Vicia cracca</i>	17,9	0,0	<i>Calamagrostis canescens</i>	2,3	0,0
<i>Phleum pratense</i>	17,5	0,1	<i>Festuca pratensis</i>	2,3	0,0
<i>Poa trivialis</i>	17,2	0,3	<i>Anthemis arvensis</i>	2,3	0,0
<i>Galium mollugo</i>	16,9	0,0	<i>Eupatorium cannabinum</i>	2,3	0,0
<i>Chenopodium album</i>	16,9	0,0	<i>Epilobium roseum</i>	2,3	0,0
<i>Silene vulgaris</i>	15,9	0,0	<i>Salix caprea b</i>	1,9	0,0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	15,6	0,1	<i>Coronilla varia</i>	1,9	0,0
<i>Helichrysum arenarium</i>	15,6	0,1	<i>Fragaria vesca</i>	1,9	0,0
<i>Berteroa incana</i>	14,9	0,4	<i>Plantago media</i>	1,9	0,0
<i>Erigeron acris</i>	14,0	0,0	<i>Solidago gigantea</i>	1,9	0,0
<i>Anchusa arvensis</i>	12,7	0,0	<i>Consolida regalis</i>	1,9	0,0
<i>Potentilla argentea</i>	12,0	0,0	<i>Veronica chamaedrys</i>	1,9	0,0
<i>Rumex acetosella</i>	12,0	0,0	<i>Centaurea cyanus</i>	1,9	0,0
<i>Apera spica-venti</i>	11,7	0,1	<i>Deschampsia cespitosa</i>	1,9	0,0
<i>Lactuca serriola</i>	11,7	0,0	<i>Hieracium pilosella</i>	1,9	0,0
<i>Oenothera biennis</i>	11,7	0,0	<i>Malus sylvestris c</i>	1,9	0,0
<i>Potentilla anserina</i>	11,4	0,0	<i>Linaria vulgaris</i>	1,6	0,0
<i>Urtica dioica</i>	11,0	0,0	<i>Knautia arvensis</i>	1,6	0,0
<i>Erysium cheiranthoides</i>	10,7	0,0	<i>Malus sylvestris b</i>	1,6	0,0
<i>Lotus corniculatus</i>	10,4	0,1	<i>Senecio vulgaris</i>	1,6	0,0
<i>Lolium perenne</i>	10,4	0,0	<i>Stellaria graminea</i>	1,6	0,0
<i>Solidago canadensis var. scabra</i>	10,4	0,0	<i>Elymus arenarius</i>	1,3	0,0
<i>Crepis biennis</i>	9,7	0,0	<i>Carex sp.</i>	1,3	0,0
<i>Capsella bursa-pastoralis</i>	9,4	0,0	<i>Lepidium ruderae</i>	1,3	0,0
<i>Trifolium pratense</i>	9,4	0,0	<i>Quercus robur b</i>	1,3	0,0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	9,4	0,0	<i>Sagina nodosa</i>	1,3	0,0

<i>Pinus sylvestris b</i>	9,1	0,0	<i>Lythrum salicaria</i>	1,3	0,0
<i>Phragmites australis</i>	9,1	0,0	<i>Padus serotina b</i>	1,3	0,0
<i>Artemisia absinthium</i>	8,4	0,1	<i>Pimpinella major</i>	1,3	0,0
<i>Malva alcea</i>	8,4	0,0	<i>Ranunculus acris</i>	1,3	0,0
<i>Holcus lanatus</i>	8,1	0,1	<i>Sanguisorba officinalis</i>	1,3	0,0
<i>Rosa canina b</i>	8,1	0,0	<i>Festuca ovina</i>	1,0	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>	7,8	0,1	<i>Ballota nigra</i>	1,0	0,0
<i>Corynephorus canescens</i>	7,5	0,1	<i>Filipendula ulmaria</i>	1,0	0,0
<i>Chamomilla suaveolens</i>	7,5	0,0	<i>Salix viminalis b</i>	1,0	0,0
<i>Populus nigra b</i>	7,1	0,1	<i>Althaea officinalis</i>	1,0	0,0
<i>Polygonum persicaria</i>	7,1	0,0	<i>Briza media</i>	1,0	0,0
<i>Polygonum aviculare</i>	7,1	0,0	<i>Dianthus deltoides</i>	1,0	0,0
<i>Chondrilla juncea</i>	7,1	0,0	<i>Galinsoga parviflora</i>	1,0	0,0
<i>Pinus sylvestris c</i>	6,8	0,0	<i>Prunus spinosa b</i>	1,0	0,0
<i>Potentilla erecta</i>	6,5	0,1	<i>Solanum dulcamara</i>	1,0	0,0
<i>Cichorium intybus</i>	6,2	0,0			
Gatunki sporadyczne: <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Symphoricarpos albus</i> , <i>Tunica prolifera</i> , <i>Onopordum acanthium</i> , <i>Anthriscus sylvestris</i> , <i>Arctium lappa</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Betula pendula c</i> , <i>Campanula patula</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Filipendula vulgaris</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Gladiolus x hybridus</i> , <i>Glyceria fluitans</i> , <i>Hyoscyamus niger</i> , <i>Melilotus officinalis</i> , <i>Ononis spinosa c</i> , <i>Pyrus communis c</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>Sonchus oleraceus</i> , <i>Tilia cordata b</i> , <i>Trifolium hybridum</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Digitalis purpurea</i> , <i>Acer negundo</i> , <i>Agrimonia eupatoria</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Agrostis gigantea</i> , <i>Cerasus avium c</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i> , <i>Echinops sphaerocephalus</i> , <i>Echinochloa crus-galli</i> , <i>Erigeron annuus</i> , <i>Fallopia aubertii</i> , <i>Fraxinus excelsior c</i> , <i>Galeopsis tetrahit</i> , <i>Geum urbanum</i> , <i>Hypochoeris radicata</i> , <i>Lamium purpureum</i> , <i>Leontodon autumnalis</i> , <i>Lychnis flos-cuculi</i> , <i>Petrorhagia prolifera</i> , <i>Populus alba b</i> , <i>Reseda lutea</i> , <i>Rhamnus catharticus b</i> , <i>Symphytum officinale</i> , <i>Trifolium dubium</i> , <i>Valeriana officinalis</i> , <i>Veronica persica</i> , <i>Vicia tetrasperma</i> .					

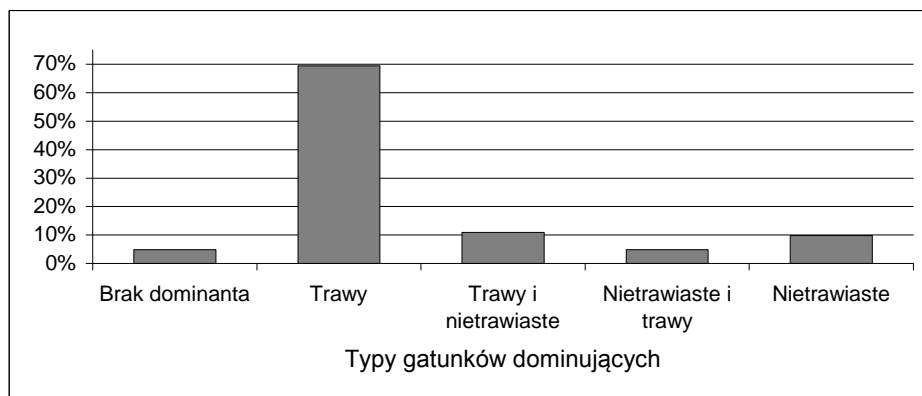
Gatunki najczęściej występujące to: kostrzewa czerwona, krwawnik pospolity, rajgras wyniosły i przymiotno kanadyjskie.

Liczba gatunków stwierdzonych w poszczególnych sektorach wahała się od 2 do 69, średnio 44 gatunki w sektorze. Sektorów z najmniejszą liczbą gatunków (poniżej 15) było 4, co stanowi niespełna 5 % całości obwałowań (rys. 1). Pokrycie powierzchni roślinnością wynosiło średnio 29 %, zmieniając się od 1 do 70% (rys. 1).



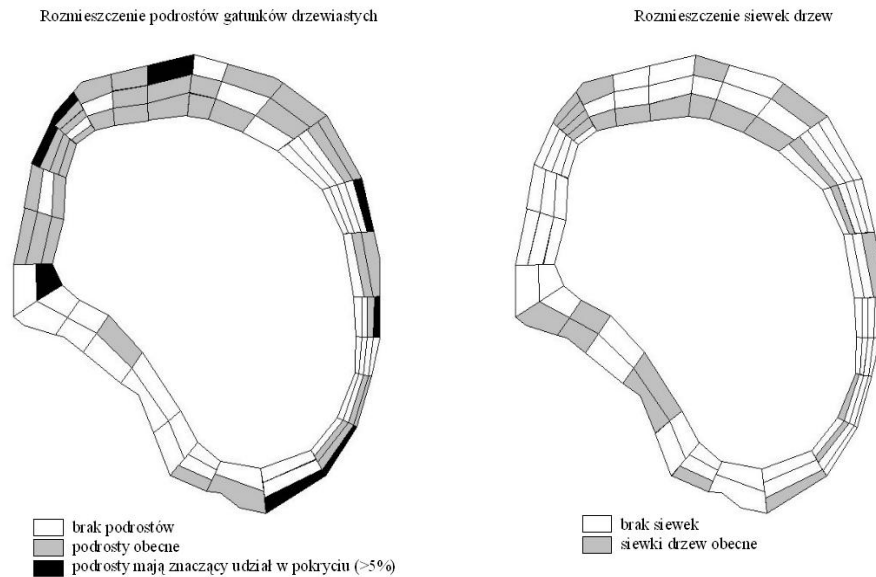
Rys. 1. Liczba gatunków i pokrycie powierzchni roślinnością na skarpach zbiornika „Żelazny Most”

W zdecydowanej większości sektorów (57,69%) trawy były gatunkami dominującymi, gatunki nietrawiaste dominowały przed gatunkami trawiastymi w 8 sektorach (10% całości), (rys. 2).



Rys. 2. Frekwencja sektorów w różnych typach gatunków dominujących i współdominujących

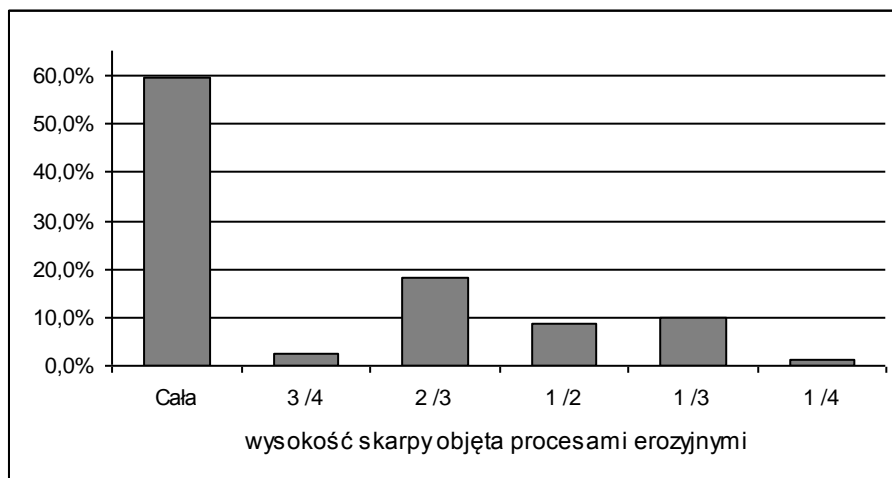
Podrosty gatunków drzewiastych stwierdzono w 44 sektorach (54% całości), siewki drzew zaobserwowano w 25 sektorach (30% wszystkich sektorów), (rys. 3).



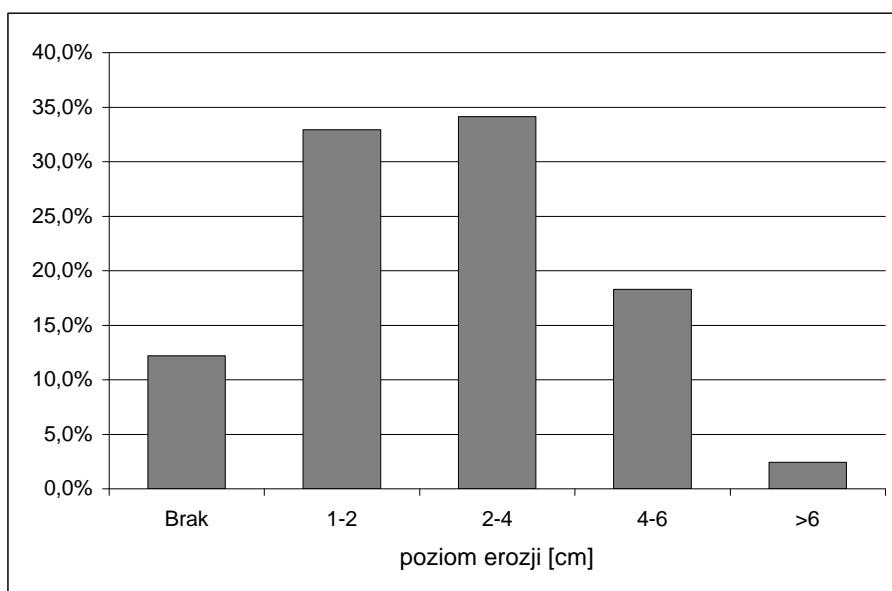
Rys. 3. Rozmieszczenie podrostów i siewek gatunków drzewiastych na skarpach zbiornika „Żelazny Most”

Najczęściej spotykaną formą erozji wodnej było powstawanie rynien erozyjnych, rzadziej spływ powierzchniowy lub kombinacja tych dwóch typów. W 10 sektorach (12% całości) stwierdzono występowanie rynien erozyjnych oraz wymywanie dziur. W przypadku 9 sektorów (11%) nie stwierdzono śladów erozji wodnej, występowanie sektorów bez śladów istotnej erozji wodnej ograniczone było do sektorów południowych. Erozja wodna najczęściej obejmowała całość wysokości skarpy w badanym sektorze (rys. 4).

Brak śladów erozji wietrznej stwierdzono w 10 sektorach w części południowej obiektu oraz górnej warstwie sektorów wschodnich. W tym ostatnim przypadku wiązało się to ze świeżością nasypów skarp. Średnia ilość osadu erozji wietrznej wynosi 1-4 cm (rys. 5).



Rys. 4. Frekwencja sektorów zależności od wysokości skarpy objętej erozją wodną



Rys. 5. Frekwencja sektorów w zależności od poziomu erozji wietrznej

Omówienie wyników badań

Obecny stan roślinności składowiska warunkowany jest przez specyficzne właściwości siedliskowe obiektu, cechy miejscowego klimatu, skład gatunkowy roślin wprowadzonych sztucznie, jak również roślinność otaczającą zbiornik, która jest potencjalnym źródłem diaspor roślin wnikających na obiekt w toku sukcesji.

Występuje ogólny związek pomiędzy liczbą gatunków, a pokryciem powierzchni sektora, który ma charakter nieliniowy. Zmniejszenie pokrycia poniżej około 15% jest związane z gwałtownym obniżeniem liczby gatunków, podczas gdy zwiększanie ponad ten poziom pokrycia, związane jest z mniejszym wzrostem bioróżnorodności.

Istniejące zróżnicowanie pomiędzy wyróżnionymi poziomami obwałowania w liczbie gatunków i pokryciu powierzchni przez roślinność, wykazuje związek z różnym wiekiem skarp. Założono, że warstwy dolne są najstarsze. Czynnikiem, który modyfikuje tę zależność jest termin darniowania poszczególnych skarp (wysoki stopień pokrycia świeżo darniowanej skarpy sektora W1-3).

Procesy darniowania mają istotny wpływ na obecną postać roślinności na obiekcie. Z nimi związana jest zaskakująca wysoka bioróżnorodność obiektu, a także mozaikowość rozmieszczenia sektorów o różnej liczbie gatunków i stopniu pokrycia.

Wysokość skarpy podlegająca erozji wodnej jest związana z pokryciem roślinnością. Skarpy o pokryciu poniżej 15% zawsze erodują w całości, przy pokryciu 45-60% udział sektorów w których eroduje tylko część skarpy jest największy.

Nie stwierdzono wyraźnego wpływu dominującego kierunku wiatru na rozkład przestrzenny grubości nawianej warstwy piasku.

Na obiekcie stwierdzono najlepsze przystosowanie kostrzewy czerwonej, natomiast odnotowano również występowanie młodych gatunków drzewiastych.

Wnioski

1. Pomimo skrajnie niekorzystnych warunków siedliskowych, powodowanych rodzajem podłoża, obwałowanie zbiornika „Żelazny Most” charakteryzuje się dużą bioróżnorodnością, wynikającą zarówno ze sztucznego wprowadzania darni, jak również będącą efektem spontanicznych procesów sukcesji.
2. Obecność roślinności na skarpie zbiornika redukuje obszar procesów erozyjnych, roślinność przyczynia się także do wiązania nalotu piaskowego,

- powstałego w wyniku erozji wietrznej skarp. Efekt oddziaływania roślinności jest widoczny już przy około 15 % pokrycia.
3. Analiza stanu aktualnego roślinności wykazuje znaczenie roślin trawiastych, w szczególności kostrzewy czerwonej w zarastaniu obwałowań. Kostrzewa czerwona może tworzyć zwartą warstwę darni i prawdopodobnie odznacza się wysoką przeżywalnością w warunkach zbiornika.
 4. Kierunki sukcesji, jakie określono wśród traw na skarpach składowiska jednoznacznie wskazują na gatunki najbardziej nadające się do zabudowy biologicznej. Wegetacja tych gatunków jest możliwa zatem nawet w najtrudniejszych warunkach siedliskowych.
 5. Obecność traw na skarpach jest wynikiem procesów sztucznego ich wprowadzania, jak również spontanicznej sukcesji. Ich bioróżnorodność zależy od rodzaju rekultywacji i gatunków użytych do niej, jak również przedziału czasowego, w jakim odbywa się spontaniczna sukcesja. Trawy wprowadzone sztucznie podlegają procesom selekcyjnym, które mogą przebiegać w różny sposób, związany z wstępnymi warunkami rekultywacji, jak i lokalizacją w obrębie obiektu.
 6. Procesy naturalnej sukcesji prowadzą do powstawania zadrzewień, które mogą wpływać na stabilność skarp i zmniejszać pokrycie roślinności zielnej.

Piśmiennictwo

1. KONDRACKI J.: *Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1994
2. KRZYSIK A.: *Programy komputerowe wykorzystywane w geologicznej obsłudze składowiska "Żelazny Most"*, XII Konferencja Naukowa - Korbiełow' 2000 „Metody Komputerowe w Projektowaniu i Analizie Konstrukcji Hydrotechnicznych”. 2000
3. MATUSZKIEWICZ W., MATUSZKIEWICZ A., MATUSZKIEWICZ J.M.: [W:] *Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego*, Pawlak W. (red.), Uniwersytet Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska, Wrocław
4. SZAFER W.: *Szata roślinna Polski niżowej*. [W:] Szafer W., Zarzycki K., (red.) *Szata roślinna Polski*. PWN Warszawa 1972.

THE INFLUENCE OF VEGETATION ON EROSION OF DAMS OF THE TAILINGS POND “ŻELAZNY MOST”

Key words: tailings pond “Żelazny Most”, plant succession, biodiversity, erosion, land reclamation

S u m m a r y

The key problem of ecological restoration is choosing proper vegetations to difficult breeding-ground facilities. Current study presents results of analysis of vegetations as well as wind- and water erosion of dams of tailings pond “Żelazny Most”. The study reveals high biodiversity of plants in spite of unfavorable breeding- ground facilities. Vegetations presence on slopes is a result of affected processes of introducing it as well as spontaneous succession. We also found that presence of vegetations reduces the erosion progress and helps to stabilize the slopes.

**KAROL WOLSKI^{*}, MAGDALENA SZYMURA^{*},
DARIA GĄBKA^{**}**

WALORYZACJA KRAJOBRAZOWA POLA GOLFOWEGO W KRZYŻANOWICACH

Słowa kluczowe: pole golfowe, waloryzacja krajobrazowa, Toya Golf & Country Club – Wrocław

Streszczenie

Wzrost zainteresowania grą w golfa, obserwowany w ciągu ostatnich lat w Polsce jest przyczyną zapotrzebowania na budowę nowych pól golfowych. Przedstawiona praca prezentuje wyniki waloryzacji krajobrazowej pola golfowego Toya Golf & Country Club – Wrocław w Krzyżanowicach. Wszystkie oceniane w trakcie waloryzacji krajobrazowej cechy pola wykazywały najwyższe wartości, co pozwala na stwierdzenie, że realizacja pola golfowego została wykonana w ścisłej harmonii z projektem. Stwierdzono prawidłowe wkomponowanie pola golfowego w krajobraz oraz odnotowano obecność gatunków drzew i krzewów rodzimych, zgodnych z roślinnością naturalną danego obszaru. Nie stwierdzono ponadto ujemnego oddziaływania nowopowstałego obiektu na środowisko przyrodnicze.

Wstęp

Gra w golfa w krajach anglosaskich należy do najpopularniejszych dyscyplin sportowych. Według Polskiego Związku Golfowego (PZG) na świecie dyscyplinę tę uprawia około 150 milionów osób. Golf jest sportem dla każdego, niezależnie od wieku, kondycji czy sprawności fizycznej. W Polsce staje się on również bardzo popularny, obecnie w kraju funkcjonują 42 pola golfowe.

Każdy projekt pola golfowego powinien uwzględniać specyfikę miejscowego krajobrazu, w którym zachowywane są w nienaruszonym stanie jego wartościowe elementy. Lokalizacja pola ma istotne znaczenie. Przy jej doborze bie-

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Terenów Zieleni

** Uniwersytet Wrocławski; Stacja Ekologiczna Storczyk

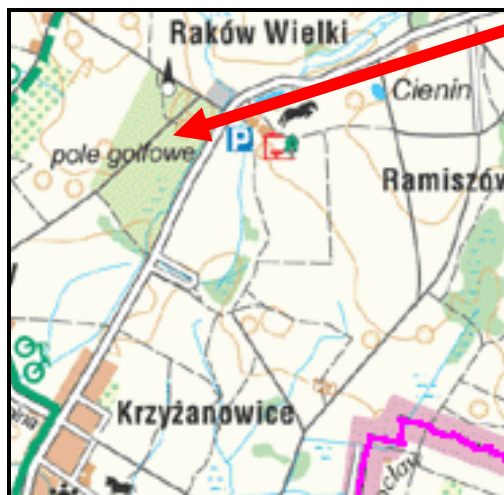
rze się pod uwagę budowę geologiczną, ukształtowanie terenu, charakter krajobrazu, sposób użytkowania, istniejącą florę i faunę, komunikację oraz stan prawny. Ze względu na ochronę środowiska naturalnego, na obszarze pola golfowego nie powinny znajdować się tereny chronionej przyrody, a jeśli jest to nieuniknione należy je odpowiednio wkomponować w projekt pola tak, aby nie został naruszony ich pierwotny stan [Fortuna 1993].

Nieodłącznymi elementami w krajobrazie pola golfowego są obszary, na których, odbywa się gra, czyli: *tee*, *fairway*, *green*, oraz obiekty stanowiące przeszkody takie jak zbiorniki wodne, zadrzewienia, bunkry. Powstają one poprzez przekształcenie i modelowanie ekosystemów, czego efektem powinna być wkomponowana w krajobraz logiczna całość [Wolski i Lewiński 2005].

Celem niniejszej pracy było przeprowadzenie waloryzacji krajobrazowej pola golfowego Toya Golf & Country Club – Wrocław, a następnie na podstawie dokonanej oceny wyciągnięcie wniosków.

Material i metodyka badań

Pole golfowe Toya Golf & Country Club położone jest we wsi Krzyżanowice w gminie Wisznia Mała (województwo dolnośląskie), kilka kilometrów na północ od centrum Wrocławia, w dolinie rzeki Widawy – rys. 1. Pole powstało na terenie byłego poligonu wojskowego. Śladami poprzedniego użytkowania są bunkry wojskowe oraz wieża obserwacyjna wkomponowane w projekt pola, co nadaje mu niespotykany charakter.



Rys. 1. Lokalizacja obiektu badań

W skład ośrodka golfowego Toya Golf & Country Club wchodzi pełnowymiarowe pole 18-to dołkowe, pole 9-cio dołkowe, które pozwala na przeprowadzenie szybkiej rozgrywki oraz bardzo dobrze nadaje się do ćwiczeń, część treningowa, domek klubowy oraz pomieszczenia gospodarcze dla osób, maszyn, zajmujących się utrzymaniem pola golfowego. Roślinność znajdująca się na obszarze ośrodka golfowego to zarówno gatunki rodzime jak i obce. Wiele drzew i krzewów rosnących na poligonie wojskowym pozostawiono wkomponowując je w krajobraz pola.

W waloryzacji krajobrazowej pola golfowego Toya Golf & Country Club porównano wykonanie projektu z wytycznymi stawianymi tego typu obiektom, takimi jak: bezpieczeństwo, uniwersalność, oryginalność. Ustalono zgodność z otoczeniem takich elementów jak rodzaj zastosowanych zadrzewień, roślinność wokół zbiorników wodnych, architektura domku klubowego. Kolejnymi kryteriami oceny były harmonia projektu oraz urozmaicenia wysokościowe i siedliskowe zastosowane na polu golfowym.

Waloryzacja krajobrazowa pola golfowego została przeprowadzona według metodyki podanej przez Wolskiego. Maksymalna liczba punktów, jaką może uzyskać pole golfowe w waloryzacji krajobrazowej to 350 [Wolski 2007].

Wyniki

Pole golfowe Toya Golf & Country Club otrzymało następującą punktację:

- Ocena zgodności pola golfowego z otoczeniem 80 pkt.
- Ocena harmonii projektu i wykonania 100 pkt.
- Ocena urozmaicenia wysokościowego i siedliskowego pola golfowego – liczba, rodzaj i prawidłowość rozmieszczenia przeszkód 60 pkt.
- Ocena funkcjonalna 100 pkt.

W sumie pole golfowe Toya Golf & Country Club otrzymało 340 pkt. Praktycznie wszystkie oceniane aspekty pola otrzymały najwyższe wartości. Obniżenie noty o 10 pkt wynikało z oceny wpływu pola golfowego na bezpośrednie otoczenie, gdzie stwierdzono usuwanie pojedynczych drzew i krzewów oraz przekształcenia podczas budowy dużych połaci terenu. Pozostałe elementy budowy pola golfowego nie budziły żadnych zastrzeżeń.

Omówienie wyników i dyskusja

Zaprojektowana roślinność powinna wyglądać naturalnie w danym krajobrazie, dlatego też jako podstawę doborów nasadzeń stosuje się naturalną roślinność dla danego obszaru [Wolski 2007]. Według Pawlaka [1997] typowymi

gatunkami dla tego terenu są: sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), olsze (*Alnus* spp.), dąb szypułkowy (*Quercus rober* L.), klon jawor (*Acer pseudoplatanus* L.), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) oraz jesion wyniosły (*Fraxinus Excelsior* L.). Porównując roślinność nasadzoną na obszarze pola golfowego pełnowymiarowego z roślinnością naturalną danego obszaru stwierdzono zgodność gatunków. Na obszarach należących do kompleksu golfowego nie będących polem golfowym stwierdzono nasadzenia wielu gatunków obcych. Roślinność przywodną oceniono jako zgodną z gatunkami porastającymi pobliskie cieki i zbiorniki wodne. Architektura zabudowy na obszarze pola golfowego TG & CC – Wrocław to nowoczesne budynki, które nie wyróżniają się znacznie z krajobrazu, gdyż okoliczną zabudowę stanowią w przeważającej ilości budynki mające charakter nowej, podmiejskiej zabudowy willowej. Na podstawie badań przeprowadzonych w USA, powstał raport, w którym stwierdzono pozytywny wpływ działalności „golfowej” na środowisko. Broni on technik zarządzania terenami pól golfowych jako spełniających wymagania ekologiczne, bez szkodliwego wpływu na egzystencję i równowagę ekosystemów [Lewiński i Wolski 2005, Hurdzan 1996]. Taki rezultat badań pól golfowych wynika według Trojanowskiej [2004] głównie z utrzymania na nich ciągłości ekologicznej, zachowania, bądź odtworzenia siedlisk fauny i flory, a przede wszystkim zabezpieczenia naturalnego środowiska przed dewastacją w czasie wykonania prac ziemnych i zachowanie w nienaruszonym stanie jak największych części terenu. Na obiekcie TG & CC prace ziemne wykonano prawie na całym obszarze strefy czynnej pola golfowego. Nie spowodowały one jednak większej szkody dla środowiska naturalnego. Wynikało to również z faktu, iż teren ten, podczas gdy był użytkowany jako poligon wojskowy podlegał różnym modyfikacjom. Na terenie poligonu znajdowała się niewielka liczba drzew i krzewów, z których większość pozostawiono. W powyższej ocenie stwierdzono również brak negatywnego wpływu działań konserwacyjno-pielęgnacyjnych na zachowanie środowiska naturalnego, głównie ze względu na ograniczenie w stosowaniu wody, pestycydów i nawozów. Dominanty to punkty przyciągające wzrok i będące urozmaiceniem terenu. Aby uzyskać ciekawy efekt należy je różnicować [Wolski 2007; Wolski i in. 2006]. Na obszarze pola golfowego TG & CC stwierdzono zastosowanie zróżnicowanych dominant, takich jak wysepka na zbiorniku wodnym z olszą czarną (*Alnus glutinosa* L.), zbiornik wodny znajdujący się w pobliżu części treningowej, wieża obserwacyjna z grupą wysokich sosen pospolitych. Wymaga się, aby poszczególne *fairway*'s stanowiące na polu osie widokowe, były wyodrębnione i oddzielone od innych, a jednocześnie stanowiły harmonijną całość [Wolski 2007]. Analizując osie widokowe na polu golfowym TG & CC stwierdzono wydzielenie torów gry poprzez zastosowanie na ich obrzeżach zadrzewień, zbiorników wodnych oraz wzniesień. Jak twierdzi Sanders [2003], kontrast zakłóca ocenę

odległości, zatem stosowanie tego typu złudzeń wzrokowych urozmaica grę. Stwierdzono na TG & CC zastosowanie nasadzeń wysokich drzew w pobliżu płaskich *green's* z flagą, które stwarzają wrażenie znajdujących się bliżej, niż w rzeczywistości, a flaga wydaje się mniejsza i bardziej oddalona. Dobór barw ma kluczowe znaczenie w odbiorze przestrzeni i ocenie odległości; dotyczy to zarówno doboru barwy domku klubowego, kolorów flag na *green*, jak i odcieni zieleni roślin nasadzanych na polu [Wolski 2007]. Na TG & CC *green's* pola 18–sto dołkowego zastosowano chorągiewki o wzorze szachownicy w kolorze żółto–niebieskim, co według Zeugnera [1965] powoduje, że odległość, jaką odbiera widz jest rzeczywista, gdyż żółta barwa przybliża optycznie obiekty, zaś niebieska oddala. Na TG & CC zastosowanie drzew liściastych powoduje, że jesienią krajobraz pola ulega zmianie, dominują w nim barwy ciepłe, żółcie, pomarańcze, czerwienie oraz zieleń drzew iglastych i murawy. W okresie od wiosny do jesieni przeważają różne odcienie zieleni. Na polu golfowym TG & CC stwierdzono zestawienie różnych odcieni zieleni, co stanowi według Twardowskiego [1996], jedną z metod uzyskania efektu helioplastyki. W projekcie pola golfowego TG & CC wykorzystano również nasadzenia grup drzew, na które pada w godzinach porannych i wieczornych oświetlenie tylne, według Twardowskiego [1996] podkreśla to kompozycję. Odpowiednie zastosowanie przeszkód oraz innych elementów urozmaicających wygląd pola golfowego, wprowadza ciekawy i niepowtarzalny charakter zarówno pod względem krajobrazowym jak i pod względem przebiegu rozgrywki golfowej [Wolski 2007]. Analizując rodzaj rozmieszczonych przeszkód na polu golfowym TG & CC stwierdzono zastosowanie przeszkód typu piaszczyste bunkry, przeszkód wodnych oraz urozmaiceń takich jak pagórki, pochyłości, drzewa, krzewy, trawiaste pułapki. Roślinność według Nicholsona [2005] ma znaczący udział w strategii gry, stanowi przeszkody oraz zmienia kierunek wiatru, dlatego też miejsca sadzenia drzew należy dokładnie rozplanować. Stwierdzono zastosowanie piaszczystych bunkrów na wszystkich dołkach na polu pełnowymiarowym, największe ich zgrupowanie odnotowano w pobliżu *green's*, co wskazuje na prawidłowe rozmieszczenie przeszkód. Wśród przeszkód wodnych zaobserwowano zarybione stawy oraz ciek wodne, wkomponowane we wschodnią część pola. Według Hurdzan'a [1996] podniesienie *tee* pozwala na odsłonięcie horyzontu, co poprawia widoczność miejsca lądowania piłki i zapobiega wypadkom. Na polu golfowym TG & CC zgodnie z dokonanymi obserwacjami oraz informacjami udzielanymi przez zawodników, stwierdzono podniesienie wszystkich miejsc startowych i dobrą widoczność miejsc lądowania piłki. Analizując uniwersalność pola golfowego Toya Golf & Country Club stwierdzono zastosowanie zwielokrotnionych *tee*. Na polu pełnowymiarowym na każdym dołku odnotowano 5 miejsc startowych, natomiast na polu 9-cio dołkowym po dwa miejsca startowe. Według Wolskiego [2007] taka budowa pola zapewnia odpowiedni

poziom sportowych wyzwań dla graczy o różnych potrzebach i umiejętnościach oraz nadaje elastyczności i urozmaicenia polu. Oryginalność można uzyskać poprzez wkomponowanie w krajobraz interesujących elementów naturalnie znajdujących się na tym obszarze, stwarzających relacje z naturalnym krajobrazem [Wolski 2007; Wolski i in. 2006; Lewiński i Wolski 2005]. Analizując krajobraz pola golfowego, można stwierdzić, iż jest to pole „z wyrazem”. Swoją oryginalność zawdzięcza głównie pozostawionym po poligonie bunkrom oraz wieży obserwacyjnej otoczonej sosnami, którą przedstawia logo bardzo atrakcyjnego i ciekawego obiektu do uprawiania rekreacji czynnej.

Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. W przeprowadzonej waloryzacji krajobrazowej wszystkie oceniane cechy pola golfowego wykazywały najwyższe wartości, co pozwala na stwierdzenie, że realizacja pola golfowego została wykonana w ścisłej harmonii z projektem.
2. Stwierdzono prawidłowe wkomponowanie pola golfowego w krajobraz oraz tworzenie przez poszczególne jego elementy logicznej i spójnej całości istotnej w rozgrywkach golfowych oraz przy ocenie wizualnej i funkcjonalnej tego typu obiektów sportowych.
3. Na pełnowymiarowym polu golfowym TG & CC odnotowano obecność gatunków drzew i krzewów rodzimych, zgodnych z roślinnością potencjalną danego obszaru. Nie stwierdzono ponadto ujemnego oddziaływania nowopowstałego obiektu na środowisko przyrodnicze.

Literatura

1. *Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego*. Uniwersytet Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska, Wrocław 1997AUDUBON INTERNATIONAL 2004. *Ochrona środowiska naturalnego na polu golfowym*. Sportowe nawierzchnie trawiaste, nr 7 /2004
3. FORTUNA W.: *Podstawy projektowania i urządzania terenów golfowych*. Ogrodnictwo, nr 4/1993, 1993
4. HURDZAN M. J.: *Golf course architecture. Design, Construction & Restoration*. Sleeping Bear Press, Mugaas; (ang.) 1996NICHOLSON J.: *Woodland Establishment, Management and Golf*. www.randa.org, 2005SANDERS V.: *Golf. Podręcznik dla początkujących i zaawansowa-*

- ných. MUZA SA, Warszawa, 2003SUZIN L.M.: *Perspektywa wykresowa dla architektów*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa, 1998
8. TROJANOWSKA K.: *Prawdy i mity dotyczące wpływu pól golfowych na środowisko*. Sportowe nawierzchnie trawiaste, nr 2/2004
 9. TWARDOWSKI M.: *Słońce w architekturze*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa, 1996WALSH J.: *Pole golfowe przyszłości*. Sportowe nawierzchnie trawiaste, nr 14/2005
 11. WOLSKI K., LEWIŃSKI P.: *Przekształcanie i modelowanie ekosystemów dla potrzeb pól golfowych*. Inżynieria ekologiczna., 12, 135-136, Warszawa 2005
 12. WOLSKI K., SZYMURA M., GIERULA A.: *Wybrane elementy z ekologii krajobrazu*. Wydaw. AR we Wrocławiu, 1-123, Wrocław 2006
 13. WOLSKI K.: *Trawy gazonowe*. (w przygotowaniu do druku), 2007
 14. ZEUGNER G.: *Barwa i człowiek*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1965

LANDSCAPE ASSESSMENT OF A GOLF COURSE IN KRZYŻANOWICE

Key words: golf course, landscape assessment, Toya Gof & Country Club – Wrocław

S u m m a r y

The result of increasing interests of golf last years is building of a new golf course. Presented paper shows the results of landscape assessment of a golf course Toya Golf & Country Club – Wrocław. The valuated golf course features point out the highest values. It is the basis of stating, that the golf course realization was made exact balance with project. A right putting of golf course into landscape composition was affirmed. On full size TG & CC golf course the presence of native, compatibles in most cases with natural potential vegetation trees and scrubs species was described. The negative influence of object on natural environment was not noted.

BERNARD GAŁKA, DANIEL OCHMAN *

**POZIOM ZASOLENIA GLEB NA TLE WYSTĘPOWANIA
FRONTU WÓD SŁONYCH INFILTRUJĄCYCH
ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW POFLOTACYJNYCH
„ŻELAZNY MOST”**

Słowa kluczowe: zasolenie, osady poflotacyjne, składowisko odpadów

Streszczenie

W artykule przedstawiono zjawisko zasolenia gleb, związane z przedostawaniem się na przedpola słonych wód nadosadowych retencjonowanych w zbiorniku odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most”. Przenikające wysokozmineralizowane wody ze zbiornika wywołują określone konsekwencje dla chemizmu wód podziemnych i powierzchniowych, a także dla gospodarki wodnej i właściwości gleb.

Wstęp

Głównym czynnikiem ograniczającym możliwe sposoby zagospodarowania obszarów w otoczeniu składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” jest zjawisko zasolenia gleb, związane z przedostawaniem się na przedpola słonych wód nadosadowych retencjonowanych w zbiorniku [4, 5]. Wody nadosadowe infiltrują przez podłoże i zapory składowiska i migrują zgodnie ze spadkiem zlewni w kierunku wschodnim, północnym i zachodnim. W większości są one przejmowane przez drenaż składowiska, kierowane do rowów opaskowych i zwracane do obiegu. Część wód przenika jednak na przedpole z określonymi konsekwencjami dla chemizmu wód podziemnych i powierzchniowych, a także gospodarki wodnej i właściwości gleb [2, 3]. Wpływ składowiska na wody podziemne jest corocznie oceniany na podstawie przeprowadzonych pomiarów zwierciadła wody i badań fizyko-chemicznych wód podziemnych w sieci punktów obserwacyjnych. Badania przeprowadzone przez KGHM „Polska Miedź” S. A. wykazały, że wskutek oddziaływania zbiornika „Żelazny Most” na wody podziemne utworzyły się na jego przedpolu strefy

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

wód zdegradowanych (wysokozmineralizowanych). Zasięg oddziaływania składowiska wyznaczony jest izoliną mineralizacji ogólnej równej $1000 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Obiekt badań

Zbiornik oraz jego strefa ochronna znajduje się w północno-zachodniej części województwa dolnośląskiego, na obszarze Niziny Środkowo-Polskiej, podprovincji Śląsko-Lużyckiej. Usytuowany on jest w obrębie trzech gmin, zajmując $9,18 \text{ km}^2$ gminy Rudna, $5,23 \text{ km}^2$ gminy Polkowice i $1,26 \text{ km}^2$ gminy Grębocice. Od strony południowej w sposób naturalny ograniczają go Wzgórza Dalkowskie.

Budowę składowiska Żelazny Most rozpoczęto w 1974 roku, a jego eksploatacja i równoczesną rozbudowę trwa od 1977 roku [2]. Zbiornik ma kształt niepełnego koła pozbawionego wycinka w części południowo-zachodniej. Wyniesienie powierzchni składowiska ponad otaczający teren przekracza 45 m. Na skutek ciągłego procesu składowania odpadów i formowania składowiska jego podstawowe parametry ulegają zmianie i na koniec 2003 roku miały następujące wartości:

– objętość składowiska	329,5 mln m^3
– objętość akwenu	7,95 mln m^3
– powierzchnia całkowita	1394 ha, w tym:
• powierzchnia plaż	794 ha
• powierzchnia akwenu	600 ha
– powierzchnia składowiska wraz z obwałowaniem	1670 ha
– rzędna piętrzenia	158,45 m n.p.m.
– rzędna korony zapór	160 m n.p.m.

W początkowym okresie składowisko było ograniczone zaporami: wschodnią i zachodnią – zamykającymi naturalną dolinę. Obecnie po wybudowaniu zapory północnej i południowej łączna długość zapór otaczających składowisko wynosi 14,3 km. Zapory mają kształt trapezu o szerokości podstawy zależnej od ich wysokości

Metodyka

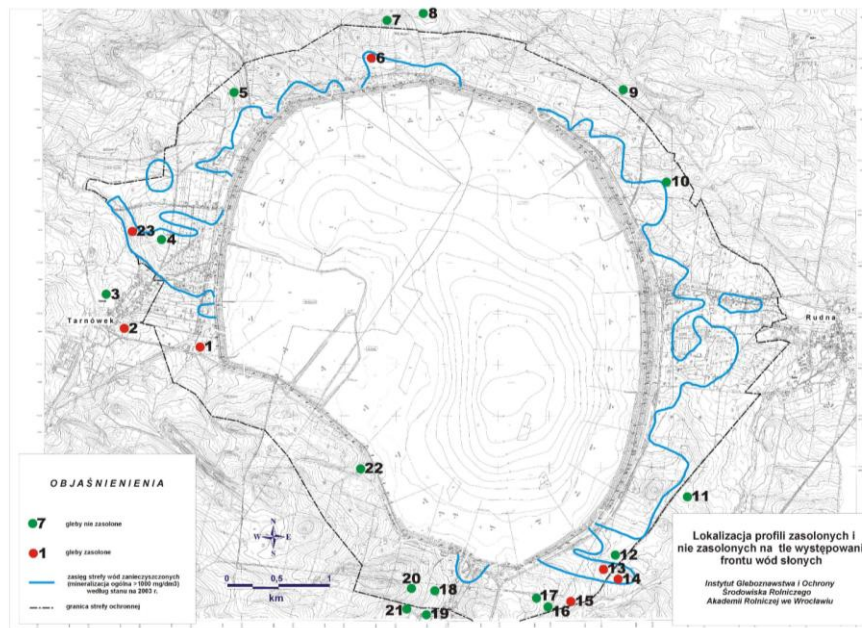
W ramach niniejszej pracy zbadano zasolenie 101 prób pobranych z 23 profili glebowych zlokalizowanych na przedpolu składowiska zarówno w strefie

wyznaczonej przez front wód słonych jak i poza tą strefą. Zawartość łatwo rozpuszczalnych soli w badanych próbach glebowych oznaczano dwoma metodami: określając przewodnictwo elektryczne (EC) w wyciągu wodnym (zawiesinie) o proporcji wody do gleby, jak 5:1 oraz bezpośrednio w paście glebowej w stanie saturacji.

Wyniki badań

Przeprowadzone badania wykazały, że przewodnictwo elektryczne wyciągów wodnych sporządzonych z pobranych prób glebowych przyjmowało wartości od $13 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $1766 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Średnia wartość EC wynosiła $213,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, przy czym w 76 poziomach przewodnictwo elektryczne było niższe niż $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Po przeliczeniu EC na zawartość soli w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby, jej zawartość wynosiła odpowiednio od $35 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $4768 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, osiągając średnią wartość na poziomie $576,2 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W 74 badanych poziomach zasolenie było niższe niż $500 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Przewodnictwo elektryczne pasty w stanie saturacji przyjmowało natomiast wartości od $27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $4510 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, przyjmując średnią wartość $643,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Poziomy słone i o podwyższonym zasoleniu występowały w 11 profilach glebowych (na zachodnim, północnym, północno-wschodnim, południowo-wschodnim oraz południowym przedpolu składowiska. Pięć profili wykazywało zasolenie oddolne spowodowane podsiąkiem słonych wód gruntowych. Pięć profili było zasolonych odgórnie okresowo rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych.. Natomiast jeden profil odznaczał się obydwoma typami zasolenia.

Badania wykazały, że 6 profili zawierających poziomy glebowe o podwyższonym zasoleniu, znajduje się poza strefą wyznaczoną przez fronty wód słonych infiltrujących za składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” przedstawionych w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. oraz „Ocenie oddziaływania składowiska „Żelazny Most” na środowisko w 2003 roku” [1]. Można zatem stwierdzić, że wody słone przesiąkają poza obszary wyznaczone w tych opracowaniach i negatywnie wpływają na właściwości gleb. Należałoby przeprowadzić dokładniejsze badania mające na celu weryfikację zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.



Rys. 1. Lokalizacja profili zasolonych i nie zasolonych na tle występowania frontu wód słonych.

Opisano łącznie siedem takich profili posiadających w swojej budowie następujące poziomy słone:

- profil nr 1 – poziom Adsa – zasolony prawdopodobnie słonymi wodami wylewającymi się z pobliskiego rowu melioracyjnego lub nawiewem zasolonych pyłów ze składowiska (w czasie badań nie obserwowano zalań ani podmyć),
- profil nr 2 – poziom Adsa – podobnie jak profil nr 1 zasolony prawdopodobnie słonymi wodami wylewającymi się z pobliskiego rowu melioracyjnego lub nawiewem zasolonych pyłów ze składowiska (w czasie badań nie obserwowano zalań ani podmyć),
- profil nr 6 – poziomy IICggsa i IIGsa – zasolone słonymi wodami gruntowymi,
- profil nr 13 – poziomy IIGoxgsa, IIIGoxgsa – zasolone rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych oraz poziom IIIGsa – zasolony słonymi wodami gruntowymi,
- profil nr 14 – poziomy Adgsa, Ggsa i IICsa – zasolone rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych,
- profil nr 15 – poziom IIIGsa – zasolony słonymi wodami gruntowymi,

- profil nr 23 – poziomy AGoxsa, Goxsa i Gsa – zasolone słonymi wodami gruntowymi.

Biorąc pod uwagę zawartość soli w wymienionych poziomach oraz procentową zawartość sodu, przed wyflukaniem form łatworozpuszczalnych 40% roztworem alkoholu etylowego, profile nr 13, 14, 15 i 23 można by zaliczyć do działu gleb słonych podtypu sołońców sołonzakowatych. Jednak mając na uwadze fakt, że zasolenie ma tutaj charakter antropogeniczny, a większość kationów sodu nie jest związana z kompleksem sorpcyjnym oraz to, że w naszych warunkach klimatycznych gleby ulegają szybkiemu procesowi odsalania, nie zdecydowano się na przyporządkowanie tych gleb do działu gleb słonych.

Jak wynika z mapy odkrywki nr 1, 2, oraz 15, w których zawartość łatwo rozpuszczalnych soli przekracza poziom $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a więc występują tu poziomy słone, znajdują się poza strefą wyznaczoną przez fronty wód słonych infiltrujących za składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” przedstawionych w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. oraz „Ocenie oddziaływania składowiska „Żelazny Most” na środowisko w 2003 roku” autorstwa Stanisława Czabana i współpracowników [2]. Można zatem stwierdzić, że wody słone przesiąkają poza obszary wyznaczone w tych opracowaniach i wpływają na właściwości gleb. Należałoby przeprowadzić dokładniejsze badania mające na celu weryfikację zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.

Tab. 1. Podstawowe statystyki opisowe związane z zasoleniem badanych utworów glebowych

Zmienne	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie standardowe
EC 1:5 [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]	213,4	13	1766	342,4
Zasolenie 1:5 [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]	576,2	35	4768	924,4
EC pasta [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]	643,8	27	4510	910,4
Zasolenie pasta [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]	159,7	3	1298	247,6
Wilgotność pasty [% wag.]	36,80	16,73	120,38	18,4
Skład mediana (d_{50})	0,1461	0,00199	0,398	0,0987

Wioski

1. Infiltrująca ze składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” wysoko-zmineralizowana woda nadosadowa oddziałuje negatywnie na właściwości gleb położonych w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika powodując ich zasolenie.
2. Zasolenie spowodowane jest podsięciem słonych wód gruntowych, a także oddziaływaniem zasolonych wód rozlewających się po powierzchni terenu z systemów melioracyjnych składowiska.
3. Wody słone przesiąkają poza strefę wyznaczoną przez fronty wód słonych przedstawioną w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. dlatego celowa wydaje się weryfikacja zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.

Literatura

1. Czaban S. i inni: *Ocena oddziaływania składowiska Żelazny Most na środowisko w 2003 roku*. Przedsiębiorstwo Doradztwa i Wdrożeń „Arcanum”. Maszynopis, 2004
2. Kalisz M., Sieroń H.: *Analiza zmian hydrodynamicznych i hydrochemicznych wód podziemnych w otoczeniu składowiska „Żelazny Most”*. CBM Cuprum 1998
3. Kaszubkiewicz J., Ochman D., Kasina M., Kisiel J, Nowacka S., Szewczyk A.: *Rocz. Gleb. Tom LIV, nr 4, s. 91-102, 2003*
4. Ochman D.: *Zmiany właściwości fizycznych i fizykochemicznych gleb zachodzące pod wpływem wysokozmineralizowanych wód przesączających się ze składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most”*. Maszynopis. AR Wrocław 2005
5. *Składowisko odpadów z flotacji rud miedzi „Żelazny Most”. Eksploatacja – rozbudowa – ochrona środowiska*. Ochrona środowiska. Biuletyn 2000. KGHM Polska Miedź S.A. Oddział Zakład Hydrotechniczny 2000

**SALINITY OF SOILS AGAINST A BACKGROUND OF THE
OCCURRENCE OF SALTY WATER INFILTRATING FROM
THE TAILINGS IMPOUNDMENT „ŻELAZNY MOST”**

Key words: salinity, after-flotation wastes, tailing impoundment

S u m m a r y

The phenomenon of soil salinity – related to getting through to the forelands of over-sediment salty water stored in the tailings impoundment „Iron Bridge” – was introduced in the paper. Highly-mineralised water infiltrating from the tailing impoundment induce certain consequences for the chemism of the underground and surface water as well as for the water management and properties of soil.