

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersytetu
PRZYRODNICZEGO
WE WROCŁAWIU**

NR 576

ROLNICTWO

AGRONOMY

XCVI

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU
PRZYRODNICZEGO
WE WROCŁAWIU**

NR 576

ROLNICTWO

AGRONOMY

XCVI



WROCŁAW 2010

Redaktor merytoryczny serii
prof. Zofia Spiak

Redakcja
mgr Elżbieta Winiarska-Grabosz

Korekta
Janina Szydłowska

Łamanie
Teresa Alicja Chmura

Projekt okładki
Grażyna Kwiatkowska

Publikacja finansowana ze środków
Terenowego Funduszu Ochrony Gruntów Rolnych Województwa Dolnośląskiego

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2010

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany ani rozpowszechniany
za pomocą urządzeń elektronicznych, nagrywających i innych
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

ISSN 1897-2098
ISSN 1897-208X

WYDAWNICTWO UNIwersYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCLAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki
ul. Sopocka 23, 50–344 Wrocław, tel./fax 71 328–12–77
e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 200 + 16 egz. Ark. wyd. 11,4. Ark. druk. 11,5
Druk i oprawa: EXPOL, P. Rybiński, J. Dąbek, Spółka Jawna
ul. Brzeska 4, 87-800 Włocławek

SPIS TREŚCI

1. B. Meinhardt – Próba wyznaczenia obszarów, które powinny zostać poddane rekultywacji na terenie Wrocławia.....	7
2. A. Pyl – Problematyka ochrony gruntów rolnych wynikająca z przepisów ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych.....	21
3. M. Gilewska, K. Otremba, W. Zając – Kształtowanie funkcjonalnej przestrzeni produkcyjnej na gruntach pogórnich KWB „Konin” i KWB „Adamów”	33
4. R. Cymerman – Problemy odrolnienia i odlesienia gruntów.....	45
5. A. Karczewska, C. Kabała – Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji.....	59
6. S. Wróbel, M. Dębowski – Ocena szkodliwości metali śladowych w glebach zanieczyszczonych emisją KGHM dla pszenicy jarej z uwzględnieniem wybranych metod przeciwdziałania.....	81
7. C. Kabała, A. Karczewska, M. Kozak – Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych.....	97
8. J. Kaszubkiewicz, D. Kawałko, T. Chodak, D. Ochman, P. Jeziński – Relacje między zawartością kationów zasadowych w roztworze glebowym i kompleksie sorpcyjnym	119
9. J. Kaszubkiewicz, D. Kawałko, P. Jeziński – Wybrane aspekty stanu zanieczyszczenia gleb na terenie powiatu jeleniogórskiego	133
10. T. Stuczyński, A. Łopatka, G. Siebielec – Zasoby materii organicznej w glebach województwa dolnośląskiego – stan obecny i prognoza zmian	149
11. M. Ryczek, K. Boroń, S. Klatka, E. Kruk – Wykorzystanie technik GIS do oceny zagrożenia erozją wodną na przykładzie rolniczej zlewni potoku Mątny w Beskidzie Wyspowym.....	163
12. K. Boroń, M. Ryczek, S. Klatka – Wpływ warunków przyrodniczych na kształtowanie krajobrazu w zrównoważonym rozwoju górskich obszarów wiejskich na przykładzie gminy Wiśniowa	175

CONTENTS

1. B. Meinhardt – An attempt to delimit areas requiring reclamation in the city Wrocław	7
2. A. Pyl – Protection of arable land under the act on protection of agricultural and forest land.....	21
3. M. Gilewska, K. Otremba, W. Zając – Forming of functional productive space on post mining grounds of brown coal mine "Konin" and "Adamów".....	33
4. R. Cymerman – Problems of farmland conversion and deforestation	45
5. A. Karczewska, C. Kabała – The soils polluted with heavy metals and arsenic in Lower Silesia – the need and methods of reclamation	59
6. S. Wróbel, M. Dębowski – Evaluation of the noxiousness of trace metals in soils polluted by emissions from KGHM to spring wheat, including some pollution control methods	81
7. C. Kabała, A. Karczewska, M. – Energetic plants in reclamation and management of degraded soils	97
8. J. Kaszubkiewicz, D. Kawałko, T. Chodak, D. Ochman, P. Jezierski – Relations between concentration of exchangeable bases in soil solution and sorptive complex	119
9. J. Kaszubkiewicz, D. Kawałko, P. Jezierski – Chosen aspects of soil pollution with heavy metals at Jelenia Góra district area.....	133
10. T. Stuczyński, A. Łopatka, G. Siebielec – Organic matter content in soils of Lower Silesia region – current state and prognosis of changes	149
11. M. Ryczek, K. Boroń, S. Klatka, E. Kruk – Use of GIS technics for evaluation of water erosion threat on example of the Małny river basin in the Beskid Wyspowy	163
12. K. Boroń, M. Ryczek, S. Klatka – The influence of the natural conditions on landscape status in balanced development mountain regions on the example of village district Wiśniowa.....	175

Beata Meinhardt

**PRÓBA WYZNACZENIA OBSZARÓW,
KTÓRE POWINNY ZOSTAĆ PODDANE REKULTYWACJI
NA TERENIE WROCLAWIA**

**AN ATTEMPT TO DELIMIT AREAS REQUIRING
RECLAMATION IN THE CITY WROCLAW**

*Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu
Wydział Monitoringu Środowiska
Regional Inspectorate for Environment Protection in Wrocław
Department of Environmental Monitoring*

We wstępnej części pracy przedstawiono prawne uwarunkowania rekultywacji gleb w świetle zmian legislacyjnych, jakie miały miejsce w latach 2001–2008. Wymóg rekultywacji dotyczy obszarów, na których stężenia zanieczyszczeń w glebach przekraczają wartości standardów określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu (WIOŚ) od wielu lat prowadzi badania gleb na terenach narażonych na zanieczyszczenia antropogeniczne (przemysłowe i rolnicze). Obszarem, gdzie występuje szczególnie dużo przekroczeń dopuszczalnych wartości wskaźników wymienionych w Rozporządzeniu, jest Wrocław. Na terenie Wrocławia przekroczenie dopuszczalnych wartości stężeń metali ciężkich występuje w glebach ogrodów działkowych w otoczeniu zakładów „Hutmen” S.A, Wrocławskiego Parku Przemysłowego, PZ „Cussons” S.A., „Fagor Mastercook” i Elektrociepłowni „Wrocław”. Przekroczenia dotyczą głównie takich metali jak cynk i ołów. W pojedynczych próbkach stwierdza się przekroczenie standardów dla innych metali, jak np. Cu, Hg czy Cd. Wokół wielu obiektów, badanych na terenie Wrocławia, występują przekroczenia dopuszczalnych wartości B(a)P.

W pracy przeprowadzono dyskusję dotyczącą optymalnych działań, które należałoby przeprowadzić w celu rekultywacji obszarów użytkowanych w różny sposób na terenie miasta, a głównie terenów ogrodów działkowych. Przeprowadzenie rekultywacji na terenie ogrodów działkowych miasta byłoby kosztowne i jest praktycznie niemożliwe. Dlatego też ochrona gleb ogrodów działkowych, gdzie przekroczone są dopuszczalne wartości metali ciężkich, polegać obecnie powinna

Do cytowania – For citation: Meinhardt B., 2010. Próba wyznaczenia obszarów, które powinny zostać poddane rekultywacji na terenie Wrocławia. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 7–20.

na odpowiednim doborze roślin, uprawie kwiatów i rozwoju funkcji rekreacyjnej. W szczególnych sytuacjach tereny te można przeznaczyć także pod budownictwo.

SŁOWA KLUCZOWE: standardy jakości gleby, zanieczyszczenie gleby, metale ciężkie, B(a)P, rekultywacja

WSTĘP

Spośród różnych elementów biosfery gleby zajmują szczególną pozycję, ponieważ nie tylko są głównym ośrodkiem akumulacji wielu chemicznych substancji zanieczyszczających, ale stanowią także filtr ochronny zarówno dla składników migrujących do wód, jak i dla pierwiastków łatwo lotnych. Gleby ulegają zanieczyszczeniu pierwiastkami chemicznymi między innymi na skutek opadania pyłów atmosferycznych, spływu ścieków, wodnej migracji pierwiastków ze składowisk odpadów, zapylenia z hałd i osadników (Kabata-Pendias, Pendias 1993). Tereny położone w pobliżu obiektów przemysłowych aglomeracji miejskich narażone są na zanieczyszczenie takimi pierwiastkami jak kadm, ołów, chrom, rtęć, arsen, nikiel i inne. Mogą być one także zanieczyszczone pierwiastkami, które w małych ilościach są niezbędne dla roślin i zwierząt (mikroelementy), jak np. cynk, miedź, żelazo (Wojewódzki 1993).

Zanieczyszczenie metalami ciężkimi gleb terenów zurbanizowanych spowodowane jest nie tylko emisją przemysłową, ale i motoryzacją. Jest ona źródłem emisji takich metali ciężkich jak ołów, kadm, miedź, cynk, żelazo, kobalt, chrom, nikiel. Do czasu wycofania z polskiego rynku benzyny etylizowanej – ołów w 70–80% emitowany był do środowiska ze spalinami samochodowymi. Pozostałe metale emitowane są do środowiska na skutek zużywania się materiałów w trakcie eksploatacji samochodów (Skłodowski i wsp., 1995). Obok metali ciężkich do innych czynników powodujących duże zmiany właściwości chemicznych i fizycznych gleb należy zaliczyć ropę naftową. Tego typu skażenia mają miejsce w czasie awarii rurociągów transportujących ropę naftową i w pobliżu stacji paliw. Do zanieczyszczeń chemicznych należy zaliczyć również wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Głównym źródłem WWA są zakłady przeróbki i spalania paliw (węгля, ropy). Działanie i przemiana tych związków w glebie nie jest dokładnie poznana, chociaż wiadomo o ich szkodliwości dla zdrowia człowieka (Dutkiewicz i wsp. 1988, Maliszewska-Kordybach 1993, Szerszeń 1993).

W ciągu ostatnich lat przeprowadzono na terenie Wrocławia wiele badań dotyczących zanieczyszczenia gleb na obszarze miasta, zwłaszcza na obszarach zagrożonych zanieczyszczeniami. Badania te wykonywał m.in. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Badania te wskazały obszary na terenie miasta, na których przekroczone są dopuszczalne wartości metali ciężkich i benzo(a)pirenu.

Rekultywacja gleb zanieczyszczonych powinna doprowadzić do usunięcia ponadnormatywnych ilości zanieczyszczeń z gleby. Zanieczyszczenia organiczne można usunąć z gleby (całkowicie lub częściowo) na drodze odparowania bądź biologicznego rozkładu tych związków (w wyniku naturalnych przemian albo zastosowania zabiegów bioremediacji). W przypadku zanieczyszczenia metalami ciężkimi doprowadzenie gleb do stanu odpowiadającego standardom można osiągnąć poprzez zdjęcie warstwy zanieczyszczono-

nej gleby lub też usuwając z gleby zanieczyszczenia metodami *in situ* (na miejscu) lub *ex situ* (co wymaga zdjęcia gleby i jej transportu do miejsca oczyszczania). Każdy zabieg usunięcia zanieczyszczeń wymaga jednak zwiększenia ich rozpuszczalności w glebach i musi prowadzić do przejściowego wzrostu zagrożenia ekologicznego. Tymczasem stosowane od lat zabiegi rekultywacyjne, sprawdzone np. w strefach ochronnych hut miedzi, polegające nie na usuwaniu zanieczyszczeń, a na ich unieruchomieniu i stabilizacji, są znacznie prostsze i tańsze, a jednocześnie pozwalają do minimum ograniczyć ryzyko ekologiczne (Karczewska 2008).

Celem pracy jest wskazanie obszarów, które należałoby objąć procesem rekultywacji na terenie Wrocławia.

Prawne aspekty rekultywacji gleb zanieczyszczonych

Ustawa Prawo ochrony środowiska w początkowej swojej wersji wprowadziła w art. 103 definicję rekultywacji oraz w art. 102 określiła podmioty, które zobowiązane są ją przeprowadzić. Zgodnie z nieobowiązującym już brzmieniem art. 103 „rekultywacja w związku z niekorzystnym przekształceniem naturalnego ukształtowania terenu polega na jego przywróceniu do stanu poprzedniego. Rekultywacja zanieczyszczonej gleby lub ziemi polega na ich przywróceniu do stanu wymaganego standardami jakości”. Standardy jakości określono w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Określają one wartości dopuszczalne stężeń w glebie i ziemi metali, zanieczyszczeń nieorganicznych, węglowodorowych, węglowodorowych chlorowanych, środków ochrony roślin i innych zanieczyszczeń. Zgodnie z art. 109 ustawy Prawo ochrony środowiska – oceny jakości gleby i ziemi oraz obserwacji zmian dokonuje się w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Starosta prowadzi okresowe badania jakości gleby i ziemi. Zadanie to powiązane było z obowiązkiem prowadzenia rejestru terenów, na których stwierdzono przekroczenie standardów jakości gleby lub ziemi. Zgodnie z art. 36 ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie starostowie zobowiązani zostali do przekazania rejestrów właściwym wojewodom. Na podstawie wymienionej ustawy (art. 37) utworzono rejestr bezpośrednich zagrożeń szkodą w środowisku i szkód w środowisku. Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko powołuje do życia Regionalną Dyрекcyję Ochrony Środowiska (RDOŚ). Art. 161 tej ustawy stanowi, iż wojewodowie prześlą właściwym regionalnym dyrektorom ochrony środowiska niezwłocznie po dniu wejścia w życie niniejszej ustawy:

- 1) akta spraw dotyczących rekultywacji zanieczyszczonej gleby lub ziemi wraz z pełną posiadaną dokumentacją;
- 2) rejestry zawierające informacje o terenach, na których stwierdzono przekroczenie standardów jakości gleby lub ziemi – które otrzymali od starostów.

Obecnie, zgodnie z art. 7.1 ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie, organem ochrony środowiska właściwym w sprawach odpowiedzialności za zapobieganie szkodom w środowisku i ich naprawę jest regionalny dyrektor ochrony środowiska.

Z ustawą o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie związane są dwa rozporządzenia:

- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku – określa, iż „kryterium oceny wystąpienia szkody w środowisku w powierzchni ziemi jest m.in. zmiana lub zmiany powodujące jeden lub więcej z następujących mierzalnych skutków:
 - przekroczenie standardów jakości gleby lub ziemi, o których mowa w art. 105 ust. 1 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska”.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie rodzajów działań naprawczych oraz warunków i sposobu ich prowadzenia w art. 8.1 określa następujące rodzaje działań naprawczych prowadzonych w przypadku szkody w środowisku w powierzchni ziemi:
 - usunięcie bieżącego lub przyszłego zagrożenia dla zdrowia ludzi,
 - przywrócenie jakości gleb i ziemi do stanu wymaganego standardami, w rozumieniu przepisów ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska.

METODYKA BADAŃ

W latach 2001–2008 Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu prowadził w województwie dolnośląskim badania gleb w 763 punktach pomiarowych na terenach bezpośrednio zagrożonych zanieczyszczeniami (tereny wokół zakładów przemysłowych, składowisk odpadów, ciągi komunikacyjne, obszary chronione, w tym Natura 2000). Około 130 punktów pomiarowych zlokalizowano na terenie Wrocławia, głównie wokół zakładów przemysłowych. Próbkę gleb w większości pobierano na terenie ogrodów działkowych miasta. Niektóre próbki pobierano też w parkach i na gruntach ornych w obrębie miasta (na przykład na obszarze wokół Z.Ch. Złotniki). Badaniami objęto także obszar nawadniany ściekami miejskimi – Pola Osobowickie.

Na terenie Wrocławia badano m.in. tereny wokół następujących obiektów:

- obszar wokół „Hutmen” S.A,
- obszar wokół kompleksu zakładów przemysłowych (m.in. 3M, Sigma Kalon Deco Polska, Volvo), zlokalizowanych na terenie osiedla Kowale we Wrocławiu,
- Parki Wrocławia,
- obszar wokół „Fagor Mastercook”,
- obszar wokół Elektrociepłowni „Wrocław”,
- obszar wokół Dolnośląskiego Zakładu Gazowniczego,
- obszar wokół Zakładów Chemicznych „Złotniki” S.A.,
- obszar wokół „Haste Form” Sp.z o o.,
- Pola Osobowickie,
- obszar w pobliżu PZ „Cussons” Polska S.A,
- teren wokół Wrocławskiego Parku Przemysłowego.

Zbiorcze wyniki badań z wybranych obiektów na terenie Wrocławia zestawiono w tabeli 1. Uwzględniono w niej obiekty, wokół których wystąpiło przekroczenie standardów jakości gleby.

Tabela 1
Table 1

Niektóre właściwości chemiczne gleb oraz zakres zawartości metali ciężkich i innych wskaźników w próbkach pobranych na obszarach zagrożonych zanieczyszczeniami we Wrocławiu w latach 2002–2008
Chemical properties of soils and concentrations of heavy metals and other substances in soils sampled in years 2002–2008 on potentially polluted areas in Wrocław city

Nazwa obiektu/obszar Location of areas	Liczba próbek Number of samples	pH w/in (1 mol/dm ³ KCl)	Próchnica Organic matter (%)	Zawartość całkowita metali ciężkich Total contents of heavy metals (mg/kg)								Benzo (a)piren (mg/kg)	Fluor rozp. w CaCl ₂ Fluorine extracted with CaCl ₂ (mg/kg)	Siarka siarczanowa Sulphur in sulphate form (mg/100 g)
				Zn	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	As	Hg			
Parki Wrocławia	15	4,3–7,0	1,22–8,24	24,7–753	23,6–54	<0,20–0,81	10,6–142	2,29–30,4	3,29–30,4	1,8–1,8	0,56–19,18	0,0309–1,08	0,34–2,18	0,28–1,58
Pola Osobowickie	10	4,8–5,6	3,1–16,33	134–3517	27,4–880	0,67–37,6	23,7–409	32,4–565	7,29–68,6	2,7–10,81	0,39–13,17	0,019–0,917	n.o.	2,8–18,8
Wrocławski Park Przemysłowy	6	7,2–8,0	3,34–4,52	195–1240	66,3–864	0,614–4,68	29,3–312	15,2–27,0	12,7–19,9	4,36–6,51	0,202–0,761	0,198–1,35	n.o.	n.o.
Elektrociepłownia „Wrocław”	14	5,7–6,8	2,26–4,93	129,0–837,0	33,5–154,0	0,36–1,93	21,9–84,7	11,2–34,9	8,59–17,4	1,12–6,94	0,28–2,03	0,152–2,716	0,12–1,80	1,13–3,65
„Fagor Mastercook”	6	6,7–7,2	2,48–4,97	188–668	71,2–210	0,642–1,49	44,1–88,9	20,4–30,6	n.o.	6,6–11,1	0,333–0,858	n.o.	n.o.	n.o.
Z.Ch. „Złotniki”	8	3,5–6,8	0,91–4,59	19–259	16,6–62,6	n.o.	7,24–40	n.o.	n.o.	2,74–6,44	0,037–0,156	0,00907–5,52	n.o.	n.o.
„Hutmen” S.A. we Wrocławiu	8	6,6–7	3,03–6,88	298–1140	89,8–229	1,44–7,03	57,5–262	16,9–23,8	12,8–16,5	n.o.	n.o.	0,1–1,19	n.o.	n.o.
PZ „Cussons” S.A.	6	7,4–8,0	3,38–4,78	252–532	109–195	0,437–0,722	37,8–59,3	13,9–19,8	11,9–21,1	5,26–6,58	0,445–1,06	0,191–0,678	n.o.	3,21–4,99

Poniżej zestawiono wykaz wykonywanych analiz wraz z podaniem zastosowanych metod:

- odczyn gleb w 1 mol·dm⁻³ KCl – potencjometrycznie;
- zawartość węgla organicznego – oznaczono metodą Tiurina;
- zawartość kadmu, miedzi, chromu, niklu, ołowiu, cynku – metodą AAS lub ICP-AES po mineralizacji próbek w wodzie królewskiej;
- zawartość rtęci – metodą AAS z wykorzystaniem analizatora AMA firmy Altec lub FIMS firmy Perkin Elmer;
- zawartość arsenu – metodą ICP-AES, HG AAS lub GF-AAS po mineralizacji próbek w wodzie królewskiej;
- siarkę siarczanową – metodą chromatografii jonowej po ekstrakcji w kwasie octowym;
- zawartość wybranych WWA, w tym benzo(a)pirenu (B(a)P), w ekstraktach rozpuszczalnikowych – metodą HPLC;
- zawartość oleju mineralnego i benzyny oraz węglowodorów chlorowanych w ekstraktach rozpuszczalnikowych – metodą chromatografii gazowej;
- fluorki rozpuszczalne w CaCl₂ – techniką chromatografii jonowej, za pomocą elektrody jonoselektywnej lub metodą spektrofotometryczną;
- azot mineralny – metodą kolorymetrii przepływowej;
- skład granulometryczny wg normy BN-79/9180-11 – metodą aerometryczną Bouyoucosa w modyfikacji Casagrande i Prószyńskiego.

System jakości w badaniach gleb

System jakości w badaniach gleb, prowadzonych przez WIOŚ Wrocław, obejmuje szczegółową specyfikację sposobów postępowania oraz metod referencyjnych i norm dotyczących poszczególnych etapów badań danego obiektu, dla którego wyznaczone zostaną specyficzne, emitowane przez ten obiekt wskaźniki zanieczyszczenia. W szczególności system ten określa:

- określenie zasad lokalizacji punktów pomiarowych,
- zasady poboru próbek,
- zasady wykonania analiz (zgodnie z akredytowanymi metodykami),
- podstawowe materiały referencyjne do opracowania wyników badań.

Przykład zastosowania tego systemu przedstawiono poniżej:

- Wybór obiektu i określenie specyficznych wskaźników zanieczyszczeń emitowanych przez dany obiekt
- 1) *Obiekt: HUTMEN S.A.;*
Emitowane wskaźniki: kwas siarkowy, pył, ołów, cynk, kadm, miedź, tlenek węgla, fluor, chlorowódor, cyna, mangan;
 - 2) *Obiekt: PZ Cussons Polska S.A – Zakład Produkcyjny we Wrocławiu, ul. Krakowska;*
Emitowane wskaźniki: SO₂, NO₂, CO, CO₂, benzo(a)piren, sadza, chlorowódor, pyły ze spalania paliw, pyły ze środków powierzchniowo czynnych.
Emitowane związki powinny być uwzględnione w badaniach.

- Rozpoznanie terenu i wybór lokalizacji punktów pomiarowych, Zadanie obejmuje wybór ogrodów działkowych lub pól w otoczeniu zakładu z uwzględnieniem kierunku przeważających wiatrów. Dokonywany jest pomiar współrzędnych geograficznych punktu pomiarowego. Wykonywany jest szkic punktów poboru próbek.
- Pobór próbek gleb zgodnie z PN-R-04031:1997 i PN – ISO 10381-1-2008 oraz instrukcją poboru próbek glebowych opracowaną przez WIOŚ. Podstawą wykonania badań jest program państwowego monitoringu środowiska województwa dolnośląskiego.
- Analiza laboratoryjna realizowana jest zgodnie z akredytowanymi metodykami badań próbek gleb. W laboratorium WIOŚ Wrocław na 15 oznaczeń wykonywanych w glebach tylko 4 są nie akredytowane.
- Opracowanie wyników badań i identyfikacja terenów, na których wystąpiło przekroczenie standardów jakości gleby, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. z 2002 r., Nr 165, poz. 1359). Wyniki badań opracowywane są także w odniesieniu do wytycznych IUNG Puławy (Kabata-Pendias i wsp. 1995).

WYNIKI I DYSKUSJA

Przeprowadzone przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu badania wskazują na przekroczenie dopuszczalnych wartości metali ciężkich, a szczególnie cynku, ołowiu w stosunku do wartości, określonych w rozporządzeniu w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. W pojedynczych próbkach, wokół badanych obiektów na obszarach bezpośrednio zagrożonych zanieczyszczeniami, stwierdza się przekroczenie dopuszczalnych wartości innych metali, jak np. Cu, Hg czy Cd. Powszechnie są przekroczone wartości stężeń, określone w standardach dla benzo(a)pirenu. Wyniki badań publikowane są w corocznie wydawanych raportach o stanie środowiska w województwie dolnośląskim oraz opracowaniach tematycznych dostępnych na stronie www WIOŚ Wrocław – www.wroclaw.pios.gov.pl. Z przedstawionych danych (tab. 2) wynika, iż na terenie Wrocławia przekroczenie dopuszczalnych wartości metali ciężkich występuje na obszarze ogrodów działkowych w otoczeniu zakładów „Hutmen” S.A, Wrocławskiego Parku Przemysłowego, PZ „Cussons” S.A., „Fagor Mastercook” i Elektrociepłowni „Wrocław”. Wysokie zawartości metali ciężkich, zwłaszcza cynku, ołowiu, kadmu, chromu i miedzi, stwierdzono także na obszarach o innej kategorii użytkowania niż ogrody działkowe, tj. na łąkach nawadnianych ściekami miejskimi w obrębie miasta.

Ekstremalną zawartość cynku, ołowiu, kadmu, miedzi, chromu, niklu, arsenu i rtęci stwierdzono w próbkach gleb łąkowych, pobranych na Polach Osobowickich Wrocławia. W próbce, w której odnotowano najwyższe zawartości tych pierwiastków, pobranej z osadnika VI, w pobliżu ul. Kajakowej, wykazano odczyn lekko kwaśny (pH=5,6) i bar-

dzo wysoką zawartość próchnicy 16,33%. Gleby pól irygowanych zaklasyfikowano do grupy C rodzajów gruntów wg rozporządzenia w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.

Tabela 2

Table 2

Obszary do rekultywacji na terenie Wrocławia
The areas in Wrocław city that require soil reclamation

Nazwa obiektu/ obszar Location of area	Liczba próbek pobranych Number of samples	Rodzaj użytków The kind of usage	Liczba punktów pomiarowych z przekroczonymi standardami The number of sites examined with standards exceeded	Zanieczyszczenia dominujące The main contaminants
„Hutmen” S.A.	8	Ogrody POD Wisienka, Jarzębina, Malina, Broniewskiego, Złota Reneta, Gajowice	8	Zn, Pb, B(a)P
Wrocławski Park Przemysłowy	6	Ogrody POD Wisienka, Plon	6	Zn, Pb, B(a)P
PZ „Cussons”	6	Ogrody POD Oławka, Pokój	6	Zn, Pb, B(a)P
„Fagor Mastercook” (Wrozamet)	6	Ogrody POD Kamińskiego, Różanka	4	Zn, Pb
Elektrociepłownia „Wrocław”	14	Ogrody POD Westerplatte, Lepsze Jutro, Zorza, Marzenie, Dalie, Śnieżka	7	Zn, Pb, B(a)P
Z.CH. „Złotniki”	6	grunty orne wokół zakładu, ogrody przydomowe	2	B(a)P
Dolnośląski Zakład Gazowniczy	10	Ogrody POD Tarnogaj Wschód, Kalina, Kościuszki, Pokój	8	B(a)P
Pola Osobowickie	10	łąki	1	Zn, Pb, Cd, Cr
Parki Wrocławia	14	łąki	6	Zn, Pb, B(a)P

Pośród gleb ogrodów działkowych, zaklasyfikowanych do grupy B rodzajów gruntów powyżej wymienionego rozporządzenia, ekstremalne zawartości cynku (1240 mg/kg), ołowiu (864 mg/kg), kadmu (4,68 mg/kg), miedzi (312 mg/kg) wykazano na terenie POD Wisienka, dz. 8, al. Miętowa, w pobliżu Wrocławskiego Parku Przemysłowego. W glebach tych wykazano alkaliczny odczyn (pH=8), przy zawartości próchnicy 4,09% (tab. 3).

Tabela 3
Table 3
Wartości dopuszczalne stężeń metali ciężkich i wybranych zanieczyszczeń węglowodorowych w glebie lub ziemi (mg/kg suchej masy)
Permissible concentrations of heavy metals and selected hydrocarbons in soil and earth (mg/kg dry matter)

Lp. No	Zanieczyszczenie Contaminant	Grupa A Group A	Grupa B Group B						Grupa C Group C	
			Głębokość (m ppt)*							
			0-0,3	0,3-15,0	>15	0-2		2-15		
			Wodoprzepuszczalność gruntów (m/s)						do	poniżej
			1x10 ⁻⁷						1x10 ⁻⁷	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1.	Arsen	20	20	20	25	25	55	60	25	100
2.	Chrom	50	150	150	190	150	380	500	150	800
3.	Cynk	100	300	350	300	300	720	1.000	300	3.000
4.	Kadm	1	4	5	6	4	10	15	6	20
5.	Miedź	30	150	100	100	100	200	600	200	1.000
6.	Nikiel	35	100	50	100	70	210	300	70	500
7.	Ołów	50	100	100	200	100	200	600	200	1.000
8.	Rtęć	0,5	2	3	5	4	10	30	4	50
9.	Benzyna suma (C ₆ -C ₁₀)	1	1	5	375	50	750	500	50	750
10.	Olej mineralny (C ₁₂ -C ₃₅)	30	50	200	1000	1000	3000	3000	1000	3000
11.	Benzo(a)piren	0,02	0,03	5	10	5	40	50	5	40

Najwyższą zawartość chromu spośród gleb ogrodów działkowych (30,6 mg/kg) stwierdzono na terenie POD Różanka, ul. Romanowskiego, dz. 42 w zasięgu oddziaływania „Fagor Mastercook”. Odczyn tych gleb był obojętny (pH=6,8), a zawartość próchnicy wynosiła 4,97 %.

Ekstremalna zawartość arsenu (11,1 mg/kg) na glebach ogrodów działkowych występowała na POD Paprotka dz.12 przy ul. Paprotnej także w zasięgu oddziaływania zakładów „Fagor Mastercook”. Maksymalną ilość niklu (21,1 mg/kg) w glebach ogrodów działkowych stwierdzono na terenie POD Pokój w pobliżu linii kolejowej w zasięgu oddziaływania PZ „Cussons” S.A. W glebach tych wykazano alkaliczny odczyn (pH=8), a zawartość próchnicy wynosiła 4,78 %.

Najwyższą zawartość rtęci (19,18 mg/kg) odnotowano w glebach Parku Szczytnickiego – sektor VII, co pozostaje w związku z rodzajem materiału, na którym utworzono Park. Wartość odczynu tych gleb wynosiła 5,2, a zawartość próchnicy 8,24%. W glebach ogrodów działkowych maksymalną ilość rtęci stwierdzono na terenie POD Westerplatte, dz. 132 w zasięgu oddziaływania Elektrociepłowni „Wrocław” (Hg=2,03 mg/kg, pH=6,5, zawartość próchnicy 2,84%).

Przykładem obiektu, gdzie pobierano próbki gleb z gruntów ornych leżących w granicach miasta, są Z.Ch. „Złotniki”. W glebach leżących w pobliżu tego zakładu stwierdzono najniższe zawartości cynku (19 mg/kg), ołowiu (16 mg/kg), miedzi (7,24 mg/kg) oraz benzo(a)pirenu 0,00907 mg/kg. Nasuwa się więc wniosek iż na zanieczyszczenie gleb ogrodów działkowych leżących w centrum miasta nie wpływała tylko emisja z zakładu, wokół którego prowadzono badania, ale i inne zakłady miasta, komunikacja, a także rodzaj materiału, który nawieziono przy zakładaniu ogrodów jak i samo nawożenie gleb w ogrodach przez właścicieli działek.

Podsumowując, najwyższe stężenia metali ciężkich stwierdzono w glebach łąkowych nawożonych ściekami miejskimi, a mniejsze w glebach ogrodów działkowych położonych w pobliżu zakładów przemysłowych miasta. Najmniejsze zawartości metali ciężkich wykazano w glebach gruntów ornych na obrzeżach miasta.

Ekstremalne zawartości benzo(a)pirenu (5,52 mg/kg) nie pozostawały w związku z rodzajami użytków, ale wynikały z bliskości źródeł emisji spalających węgiel. Maksymalną zawartość tego węglowodoru stwierdzono w otoczeniu Z.Ch. „Złotniki” na ogródku przydomowym w bezpośrednim sąsiedztwie zakładu. Tak duże stężenie benzo(a)pirenu wynikało zapewne z procesów spalania węgla na pobliskim terenie, zarówno przez okoliczne zakłady, jak i mieszkańców ul. Żwirowej. Wysoką zawartość benzo(a)pirenu (2,349 mg/kg) na terenie ogrodów stwierdzono w otoczeniu Elektrociepłowni „Wrocław” na POD Lepsze Jutro, dz. 365. Na ogrodzie tym wykazano wartość pH=7,0, najwyższą spośród badanych wokół tego obiektu. Zawartość próchnicy wynosiła 2,53%.

Badanie zawartości fluoru w glebach niektórych obiektów wynikało z bliskości źródeł emisji tego związku (elektrownie węglowe, fabryka nawozów fosforowych). Najwyższe stężenie fluoru rozpuszczalnego w CaCl₂ wykazano na terenie Parku Brochowskiego (2,18 mg/kg), co nie pozostaje w związku ze stwierdzonymi na terenie Wrocławia źródłami emisji tego pierwiastka. W odniesieniu do szerszych badań nad zawartością tego pierwiastka w glebach Wrocławia, prowadzonych przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w latach dziewięćdziesiątych, można wskazać, iż jego zawartość na terenie

miasta kształtowała się od 0,33–5,28 mg/kg (Meinhardt 1998). Ekstremalną zawartość fluoru rozpuszczalnego w CaCl_2 stwierdzono w otoczeniu Elektrociepłowni „Czechnica” na terenach wodonośnych miasta. W latach 2001–2008 wyników zawartości fluoru było zbyt mało, aby wyciągnąć wnioski o jego występowaniu na terenie miasta.

Badanie siarki siarczanowej w glebach Wrocławia związane było z emisją SO_2 przez większość zakładów miasta i procesem spalania paliw. Maksymalne zawartości tej formy siarki, wynoszące 18,8 mg/100 g gleby, stwierdzono w glebach Pól Osobowickich. Jest to zawartość podwyższona antropogenicznie, a źródło takiej zawartości jest nieznanne. Wśród gleb ogrodów działkowych ekstremalną zawartość siarki siarczanowej wykazano w glebach ogrodów działkowych położonych w pobliżu PZ „Cussons” S.A. (4,99 mg/100 g gleby), co zapewne wynikało ze spalania materiałów różnego pochodzenia na terenie ogrodów.

Wokół pozostałych obiektów badanych na terenie Wrocławia występują przekroczenia dopuszczalnych wartości B(a)P. O ile zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi można zlikwidować przez wprowadzenie zabiegów rekultywacyjnych, jak np. wywiezienie wierzchniej warstwy gleby i nawiezienie nowej, to zanieczyszczenie gleb B(a)P, powszechne na terenie Wrocławia, jest trudne do usunięcia. Według badań Dutkiewicz i wsp. (1988) wyższe stężenia WWA, w tym B(a)P, w glebach zaobserwowano w okresie wiosennym, a więc w okresie intensywnego wzrostu roślin i mikroorganizmów glebowych, ponieważ dla wielu z nich B(a)P jest substancją wzrostową. Jednocześnie mikroorganizmy podczas przemiany substancji organicznych zawartych w glebie syntetyzują WWA. W okresie letnim widoczny jest spadek zawartości WWA w glebie, co prawdopodobnie spowodowane jest szybciej zachodzącymi procesami degradacji WWA, głównie pod wpływem czynników fizycznych. W okresie jesiennym procesy syntezy przeważają nad reakcjami rozkładu i uwidacznia się wzrost stężeń WWA. Najniższy poziom WWA w glebach odnotowano w okresie zimowym. Związane jest to prawdopodobnie z zanikiem czynności życiowych mikroorganizmów, które w tym okresie przechodzą w stan przetrwalnikowy. Porównując dane uzyskane z miejsc, w których uwidacznia się wpływ przemysłu z danymi uzyskanymi z miejsc położonych z dala od oddziaływania przemysłu, stwierdzono, iż poziom WWA w glebach położonych w pobliżu zakładów przemysłowych jest 10–20 razy wyższy niż w glebach nie narażonych na wpływ przemysłu. Podobna zależność występuje przy porównaniu gleb narażonych na wpływ zanieczyszczeń pochodzących z motoryzacji i gleb nie będących pod wpływem tych czynników. Stwierdzono, że w glebach położonych w pobliżu szos zawartość WWA jest znacznie wyższa niż w glebach oddalonych od źródeł zanieczyszczeń (około 15–20 razy).

Z uzyskanych z RDOŚ informacji (Raport WIOŚ Wrocław 2008, 2009) wynika, iż na terenie Wrocławia poddano rekultywacji m.in.:

- środowisko gruntowo-wodne, zanieczyszczone substancjami ropopochodnymi, węglowodorami aromatycznymi oraz metalami ciężkimi na terenie byłych Browarów Dolnośląskich „PIAST” przy ul. Jedności Narodowej we Wrocławiu;
- środowisko gruntowo-wodne na terenie MPS-1 w Jednostce Wojskowej nr 3030 we Wrocławiu – substancje ropopochodne;
- teren działek przy ul. Krzywoustego we Wrocławiu, zanieczyszczonych metalami ciężkimi i produktami ropopochodnymi;

- grunty na terenie Komendy Wojewódzkiej Policji we Wrocławiu przy ul. Połbina (rekultywacja rozpoczęta).

Szczegółowe informacje dotyczące powyższych działań dostępne są w siedzibie RDOŚ we Wrocławiu, pl. Powstańców Warszawy 1.

Rejestr znajdujący się na stronie www Urzędu Miejskiego Wrocławia jest nie obowiązujący, ale powinien być uzupełniony o wskazane w tabeli 2 tereny ogrodów działkowych.

PODSUMOWANIE

Na terenie Wrocławia na obszarze ogrodów działkowych położonych w pobliżu zakładów przemysłowych występują znaczne powierzchnie, gdzie przekroczone są standardy jakości gleby. Przekroczenie dopuszczalnych wartości dotyczy wybranych metali ciężkich i B(a)P.

Przeprowadzone badania uznać można za wstępne. W celu dokładnego wyznaczenia powierzchni, gdzie przekroczone są standardy jakości gleby oraz standardy jakości ziemi, należy przeprowadzić badania szczegółowe i zagęścić siatkę punktów pomiarowych.

Wymienione w tabeli 2 obiekty, na których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych wartości metali ciężkich, należałoby zrehabilitować. Dotyczy to zwłaszcza terenów ogrodów działkowych. Na Polach Osobowickich przekroczenia standardów dotyczą jednego punktu, ale zawartości metali ciężkich są wysokie. Na tym obszarze przy pH = 4,8–5,6 dobre efekty dałoby wapnowanie. W glebach parków miejskich, które powstały w większości na materiale odpadowym, rekultywacja polegać powinna na unieruchomieniu i stabilizacji zanieczyszczeń.

Przeprowadzenie rekultywacji poprzez nawiezienie nowej warstwy powierzchniowej gleb jest kosztowne i praktycznie niemożliwe. Zabieg wapnowania ogrodów działkowych jest zbędny przy obojętnym zazwyczaj odczynie gleb na działkach, a ponadto nie da spodziewanych efektów doprowadzenia do poziomu standardów.

Dlatego też ochrona gleb ogrodów działkowych, gdzie przekroczone są dopuszczalne wartości metali ciężkich, polegać obecnie powinna na odpowiednim doborze roślin, uprawie kwiatów i rozwoju funkcji rekreacyjnej. Tereny te można przeznaczyć także pod budownictwo.

Zastrzeżenie budzi lokalizacja wielu ogrodów działkowych na terenie Wrocławia. Położone są one w pobliżu zakładów przemysłowych, dróg o dużym natężeniu ruchu. Stopniowo powinny być one zamieniane na parki i lasy, a ogrody należy lokalizować na obrzeżach miasta. Wyniki uzyskane z monitoringu gleb posłużyć powinny władzom do wyznaczenia właściwej ich lokalizacji.

PIŚMIENNICTWO

- Dutkiewicz T., Lebek G., Masłowski J., Mielżyńska D., Ryborz S., 1988. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w środowisku przyrodniczym. PWN, Warszawa, 42.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1993. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Korybacz B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb – metale ciężkie, siarka. WWA, PIOŚ, IUNG Puławy, Warszawa, seria BMŚ.
- Karczewska A., 2008. Metody rekultywacji gleb zdegradowanych i zdewastowanych, [w:] Mat. konf. „Ochrona gruntów rolnych w województwie dolnośląskim. Degradacja gleb na terenach rolniczej przestrzeni produkcyjnej i jej przeciwdziałanie”, Urząd Marszałkowski Województwa Dolnośląskiego, Polanica Zdrój.
- Maliszewska-Korybacz B., 1993. Trwałość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebie. Instytut Upraw Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy. Rozprawa habilitacyjna.
- Meinhardt B., Taracińska I., Kubacka L., Hanula P., 2008. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w województwie dolnośląskim w 2007 roku – obszary bezpośrednio zagrożone zanieczyszczeniami. WIOŚ Wrocław (maszynopis).
- Meinhardt B., Taracińska I., Kubacka L., Hanula P., 2009. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb w województwie dolnośląskim w 2008 roku – obszary bezpośrednio zagrożone zanieczyszczeniami. WIOŚ Wrocław (maszynopis).
- Meinhardt B., 1998. Stan środowiska przyrodniczego Wrocławia ze szczególnym uwzględnieniem gleb. Zesz. Nauk. AR Wroc., Rol. LXXIII, nr 347.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. 2002 r., Nr 165, poz. 1359).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z 30 kwietnia 2008 r. w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku (Dz. U. 2008 r., Nr 82, poz. 501).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 czerwca 2008 r. w sprawie rodzajów działań naprawczych oraz warunków i sposobu ich prowadzenia (Dz. U. 2008 r., 103, poz. 664).
- Skłodowski P. i inni, 1995. Metale ciężkie w pyłe opadowym na obszarach nie zabudowanych na przykładzie trasy szybkiego ruchu Warszawa-Katowice. Prace naukowe Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- Szerszeń L., 1993. Stan i zagrożenie środowiska glebowego, [w:] Zagrożenia, ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczo-rolniczego (pod red. S. Bieszczada, J. Soboty) wyd. Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Wrocław.
- Ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. (Dz. U. 2008 r. Nr 25, poz. 150 – tekst jednolity ze zm.).
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. 2007 r., Nr 75, poz. 493 z późn. zm.).
- Ustawa o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 r. Nr 199, poz. 1227).
- WIOŚ Wrocław, 2003. Raport o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2002 roku (praca zbiorowa), seria BMŚ, Wrocław, 177.
- WIOŚ Wrocław, 2005. Raport o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2004 roku (praca zbiorowa), seria BMŚ, Wrocław, 171.
- WIOŚ Wrocław, 2008. Raport o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2007 roku (praca zbiorowa), seria BMŚ, Wrocław, 162.

- WIOŚ Wrocław, 2009. Stan środowiska województwa dolnośląskiego w 2008 roku (praca zbiorowa), seria BMS, Wrocław, 53.
- Wojewódzki T., 1993. Ochrona powierzchni ziemi przed degradacją i zadania rekultywacyjne, [w:] Mat. konf. „Ochrona powierzchni ziemi” (pr. zbior. J. Korytkowski i wsp.), wyd. Centralnego Ośrodka Doskonalenia Kadr Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Dębe.

AN ATTEMPT TO DELIMIT AREAS REQUIRING RECLAMATION IN THE CITY WROCLAW

S u m m a r y

In the introductory part of this paper, the most important juridical regulations concerning reclamation of soils are presented at the background of legislative changes introduced within the period 2001–2008. The requirement of reclamation refers to those areas where the concentrations of pollutants in soils exceed the values of soil quality standards listed in the Ordinance of the Minister of Environment on the standards of soil quality and earth quality. Regional Inspectorate for Environment Protection in Wrocław (WIOS) has continued examination of soils exposed to the input of anthropogenic contaminants (of industrial and agricultural origin) for many recent years. The city of Wrocław appeared to be the area where excessive soil concentrations of several contaminants listed in the Ordinance, occur particularly often. Such excessive concentration of heavy metals have been found in the areas of allotment gardens surrounding the following enterprises: Hutmen S.A, Industrial Park of Wrocław, PZ Cussons S.A., Fagor Mastercook and the power plant EC Wrocław. Zinc and lead are two metals, the soil concentrations of which exceed the standards most commonly. The concentrations of other heavy metals, such as copper, mercury and cadmium, exceed the threshold values sporadically. Elevated concentrations of B(a)P were found in the vicinities of many objects examined in Wrocław.

The most appropriate measures were discussed that should be undertaken in order to reclaim contaminated areas in the city, presently used for various purposes. Special attention was given to allotment gardens. Their proper reclamation (removal the excessive amounts of pollutants to reach the levels of standards) would be very expensive and in fact impossible. Therefore, the management of contaminated soils in allotment gardens, with exceeded standards for heavy metals, should involve the cultivation of proper, non-consumable plants, in particular flowers, and development of recreational function. Under certain conditions, the polluted areas may be qualified for urban architecture.

KEY WORDS: standard quality, soil contamination, heavy metals, B(a)P, reclamation

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Karczewska, UP we Wrocławiu

Agnieszka Pyl

**PROBLEMATYKA OCHRONY GRUNTÓW ROLNYCH
WYNIKAJĄCA Z PRZEPISÓW USTAWY
O OCHRONIE GRUNTÓW ROLNYCH I LEŚNYCH
PROTECTION OF ARABLE LAND UNDER THE ACT
ON PROTECTION OF AGRICULTURAL AND FOREST LAND**

*Wydział Ochrony i Kształtowania Rolniczej Przestrzeni Produkcyjnej,
Departament Gospodarki Ziemią, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi
Division for Protection and Modelling of Agricultural Production Space,
Department of Land Management, Ministry of Agriculture and Rural Development*

W pracy przedstawiono problematykę związaną z przepisami prawnymi dotyczącymi ochrony gruntów rolnych w Polsce. W tym celu wyjaśniono podstawowe definicje, wynikające z przepisów ustawy z dnia 3 lutego 1995 roku o ochronie gruntów rolnych i leśnych, do których zalicza się przede wszystkim: przeznaczenie gruntów rolnych na cele nierolnicze, wyłączenie gruntów rolnych z produkcji rolniczej, degradację i rekultywację gruntów rolnych, a także Fundusz Ochrony Gruntów Rolnych (FOGR). Ukazano również sposoby ochrony gruntów rolnych, wynikające z przepisów wspomnianej ustawy, a także zwrócono uwagę na szczególny obowiązek ochrony gruntów rolnych najwyższych klas bonitacyjnych, tj. klas I–III, których przeznaczenie na cele nierolnicze wymaga uchwalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego oraz zgody Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Omówiono także skutki wynikające z nowelizacji ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, jaka miała miejsce z dniem 1 stycznia 2009 roku, do których należy zaliczyć przede wszystkim brak możliwości ochrony użytków rolnych położonych w granicach administracyjnych miast.

SŁOWA KLUCZOWE: grunty rolne, użytki rolne, przeznaczenie, wyłączenie, degradacja, rekultywacja, fundusz ochrony gruntów rolnych

Do cytowania – For citation: Pyl A., 2010. Problematyka ochrony gruntów rolnych wynikająca z przepisów ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 21–32.

WSTĘP

Główne regulacje prawne dotyczące ochrony gruntów rolnych w Polsce wynikają z przepisów ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2004 r. Nr 121 poz., 1266 ze zm.), jednakże nie jest to jedyny akt prawny poruszający wspomnianą problematykę. Zagadnienia związane z ochroną gruntów rolnych regulują również takie przepisy, jak:

- ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2003 r. Nr 80. poz. 717 ze zm.);
- ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. prawo budowlane (Dz. U. z 2006 r. Nr 156, poz. 1118 ze zm.);
- ustawa z dnia 17 maja 1989 r. prawo geodezyjne i kartograficzne (Dz. U. z 2005 r. Nr 240, poz. 2027 ze zm.);
- ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2006 r. Nr 129, poz. 902);
- ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2007 r. Nr 75, poz. 492 i 493);
- rozporządzenie Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa z dnia 29 marca 2001 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków (Dz. U. z 2001 r. Nr 38, poz. 454).

Dodatkowymi przepisami prawnymi regulującymi opisywaną tematykę są m.in.:

- ustawa z dnia 4 lutego 1994 r. prawo geologiczne i górnicze (Dz. U. z 2005 r. Nr 228, poz. 1947);
- ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (jedn. tekst Dz. U. z 2007 r. Nr 39, poz. 251);
- ustawa z dnia 21 marca 1985 r. o drogach publicznych (jedn. tekst Dz. U. z 2007 r. Nr 19, poz. 115 ze zm.);
- ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (jedn. tekst Dz. U. z 2005 r. Nr 45, poz. 435 ze zm.);
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz ziemi (Dz. U. Nr 165, poz. 1359);
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 czerwca 2005 r. w sprawie szczególnych wymagań, jakim powinny odpowiadać projekty zagospodarowania złóż (Dz. U. z 2005 r. Nr 128, poz. 1075 ze zm.);
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2001 r. Nr 112, poz. 1206);
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 kwietnia 2006 r. w sprawie listy rodzajów odpadów, które posiadacz odpadów może przekazywać osobom fizycznym lub jednostkom organizacyjnym nie będącymi przedsiębiorcami (Dz. U. z 2006 r. Nr 75, poz. 527 ze zm.);
- rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z 2002 r. Nr 134, poz. 1140 ze zm.).

Na wstępie wyjaśnia się podstawowe definicje:

- **przeznaczenie gruntów na cele nierolnicze lub nieleśne** – to ustalenie innego niż rolniczy lub leśny sposobu użytkowania gruntów rolnych w drodze miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego albo decyzji o warunkach zabudowy (art. 4 pkt 6 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych);
- **wylączenie gruntów z produkcji** – to rozpoczęcie innego niż rolnicze lub leśne użytkowanie gruntów. Wyjątkiem od tej zasady jest jedynie zmiana kierunku produkcji rolniczej w obiektach budowlanych wchodzących w skład gospodarstw rolnych i to pod warunkiem, że zmiana ta nie trwa dłużej niż 5 lat (art. 4 pkt 11 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych).

Zgodnie z art. 3 ust. 1 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych ochrona gruntów rolnych polega na:

- 1) Ograniczaniu przeznaczenia ich na cele nierolnicze lub nieleśne;
- 2) Zapobieganiu procesom degradacji i dewastacji gruntów rolnych oraz szkodom w produkcji rolniczej, powstającym wskutek działalności nierolniczej i ruchów masowych ziemi;
- 3) Rekultywacji i zagospodarowaniu gruntów na cele rolnicze;
- 4) Zachowaniu torfowisk i oczek wodnych jako naturalnych zbiorników wodnych;
- 5) Ograniczaniu zmian naturalnego ukształtowania powierzchni ziemi.

Głównym celem ochrony gruntów rolnych jest troska o tzw. zwartą rolniczą przestrzeń produkcyjną.

Przeznaczenie i wylączenie gruntów rolnych

Art. 6. ust. 1 wymienionej ustawy podaje, że na cele nierolnicze i nieleśne można przeznaczać przede wszystkim grunty oznaczone w ewidencji gruntów jako nieużytki, a w razie ich braku – inne grunty o najniższej przydatności produkcyjnej.

Zgodnie z przepisem art. 7. ust. 1 omawianej ustawy – przeznaczenia gruntów rolnych na cele nierolnicze wymagających zgody właściwych organów wymienionych w ust. 2 dokonuje się w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego.

Zgodę na przeznaczenie na cele nierolnicze gruntów rolnych i leśnych wyraża:

- Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi w stosunku do gruntów stanowiących użytki rolne klas I–III, jeżeli ich zwarty obszar projektowany do takiego przeznaczenia przekracza 0,5 ha;
- Minister Środowiska w stosunku do gruntów leśnych stanowiących własność Skarbu Państwa;
- Marszałek województwa w stosunku do pozostałych gruntów leśnych.

Przeznaczenia gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze lub nieleśne, wymagające zgody, o której wyżej mowa, dokonuje się w drodze miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, sporządzonego w trybie określonym w przepisach ustawy z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym.

W przypadku gdy na cele nierolnicze mają być przeznaczone grunty rolne klas I–III o powierzchni poniżej 0,5 ha – wyżej wskazana procedura przeznaczenia nie jest

wymagana, co oznacza, iż Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi nie zajmuje stanowiska w tego typu postępowaniach. Przeznaczenie takich gruntów na cele nierolnicze następuje albo w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego, albo w przypadku jego braku – w drodze decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, co wynika z przepisów ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym.

Zgodnie z przepisami ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych wniosek o zmianę przeznaczenia gruntów rolnych na cele nierolnicze, w imieniu właścicieli gruntów składa wójt (burmistrz, prezydent miasta) za pośrednictwem marszałka województwa, który go opiniuje, a zatem należy stwierdzić, iż tylko te organy są stroną w takim postępowaniu. Orzecznictwo sądów administracyjnych w tym zakresie jest bowiem niejednoznaczne. Wielokrotnie wskazuje się, iż właścicielom gruntów rolnych objętych takim wnioskiem, powinno się również nadać przymiot strony. Niemniej jednak, najnowsze wyroki jednoznacznie wskazują, iż za stronę w omawianym postępowaniu należy uznać wyłącznie wójta (burmistrza, prezydenta miasta). Jako przykład można przytoczyć sentencję Naczelnego Sądu Administracyjnego w Warszawie z dnia 21 lutego 2003 r., sygn. akt II SA 3491/01, „(...) właściciele działek objętych wnioskiem zarządu miasta nie mają przymiotu stron postępowania administracyjnego w sprawie o wyrażenie zgody na przeznaczenie ich gruntów leśnych pod budownictwo jednorodzinne. W orzecznictwie przyjmuje się, że pojęcie strony wynika jedynie z przepisów prawa materialnego kształtujących podstawę ustalenia uprawnienia lub obowiązku składających się na jej interes prawny. Stosownie do art. 7 ust. 3 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych wyrażenie zgody na zmianę przeznaczenia takich gruntów na inne cele następuje na wniosek zarządu gminy. Właściciele gruntów nie mają uprawnień do występowania z takim wnioskiem. Są oni tylko bezpośrednio zainteresowani rozstrzygnięciem sprawy mając w niej interes faktyczny, polegający na wzroście wartości nieruchomości”.

Podobne stanowisko zajął Wojewódzki Sąd Administracyjny w Warszawie w wyroku z dnia 5 sierpnia 2004 r., sygn. akt II SA 1899/03, w którym stwierdza, iż: „Przepisy ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (tekst jedn., Dz. U. z 2004 r. Nr 121, poz. 1266 z późn. zm.) w zakresie zmiany przeznaczenia gruntów rolnych wyraźnie określają tryb i strony postępowania o zmianę przeznaczenia gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze i nieleśne, którymi w sprawie wznowienia postępowania, której żąda skarżący, byli Wojewoda jako organ wydający decyzję, oraz Zarząd Gminy K. jako wnioskodawca w którego kompetencjach leży przygotowanie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Zmiana przeznaczenia gruntu rolnego to, inaczej mówiąc, możliwość dokonania w określonym przepisami prawa trybie zmiany dotychczasowych rozstrzygnięć obowiązującego miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego. Postępowanie w sprawie uzyskania zgody na zmianę tego przeznaczenia nie dotyczy zatem osób władających gruntami, ale organów opracowujących projekty miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego”.

Kolejnym potwierdzeniem w orzecznictwie braku przymiotu strony w postępowaniu w sprawie zmiany przeznaczenia gruntów rolnych na cele nierolnicze, po stronie właścicieli gruntów, jest wyrok Wojewódzkiego Sądu Administracyjnego w Warszawie z dnia 20 kwietnia 2007 r., sygn. akt IV SA/Wa 1750/06, który stwierdził, że: „W procedurze

uzgodnień projektu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego nie są uznawani za strony nawet właściciele i użytkownicy wierzchości terenów objętych planem”.

Dowodem tego, iż właściciele działek nie są stroną w przedmiotowym postępowaniu, jest również wyrok z dnia 29 lutego 2008 r., sygn. akt IV SA/Wa 2/08: „stronami postępowania w sprawie, która dotyczy wniosku o zmianę przeznaczenia gruntów w związku z przystąpieniem do uchwalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego jest tylko Gmina, która z takim wnioskiem wystąpiła”.

Niezależnie od wyżej przytoczonych wyroków sądów warto zwrócić uwagę na opinię dotyczącą powyższej kwestii, wyrażoną przez Radeckiego (2009), który zauważa, iż w związku z tym, że „postępowanie toczy się przed uchwaleniem miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, nie ma podstaw, aby uznać interes prawny (a nie faktyczny, który pozycji strony nie daje) inwestorowi lub innym osobom”. Ostatecznie przyjmuje on, iż „poza wnioskodawcą w sprawie o wyrażenie zgody innych stron nie ma”.

W tym miejscu należy również wyjaśnić, iż przez pojęcie **zwarty obszar projektowany do przeznaczenia na cele nierolnicze** rozumie się obszar gruntów rolnych przewidzianych do zmiany przeznaczenia na cele nierolnicze, zawarty w granicach opracowania planu, wyznaczony na rysunku projektu planu zagospodarowania przestrzennego liniami rozgraniczającymi tereny o różnym przeznaczeniu lub różnych zasadach zagospodarowania. Wyznaczone tereny o różnym przeznaczeniu albo różnych zasadach zagospodarowania mogą być przedzielone drogą gruntową lub drogą utwardzoną, gruntami o innej klasie bonitacyjnej, rowem albo terenem zabudowanym, jednak zawsze należy traktować ten obszar gruntów jako zwarty, projektowany do przeznaczenia na cele nierolnicze. Linie brzegowe rzek, jezior czy stawów należy rozumieć jako linie rozgraniczające tereny o różnym przeznaczeniu lub różnych zasadach zagospodarowania.

Należy przez to rozumieć, że zmiana jedynie funkcji gruntów rolnych i leśnych dokonywana w ramach planu zagospodarowania przestrzennego nie jest równoznaczna z pozbawieniem ich dotychczasowego charakteru (rolnego lub leśnego) w sensie prawnym. Oznacza to, że nawet po wydaniu decyzji zezwalającej na zmianę przeznaczenia gruntów rolnych na cele nierolnicze do miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego grunty objęte decyzją nadal pozostają w rolniczym użytkowaniu, aż do dnia ich faktycznego wyłączenia z produkcji rolniczej.

Oprócz bariery administracyjnej, wprowadzającej ograniczenia w dysponowaniu glebami dobrej jakości na cele inwestycyjne, jaką jest wyrażanie zgody na przeznaczenie gruntów rolnych klas I–III i gruntów leśnych na cele nierolnicze i nieleśne, ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych wprowadza również ekonomiczne mechanizmy, zmierzające do ograniczenia zabudowywania gleb dobrej jakości. Do takich mechanizmów należy nałożenie na inwestorów, realizujących zadania inwestycyjne na gruntach rolnych klas I–III oraz na glebach pochodzenia organicznego, a także na gruntach leśnych, obowiązku uiszczania należności i opłat rocznych z tytułu wyłączenia tych gruntów z produkcji, natomiast w przypadku gruntów leśnych – także opłat za przedwczesny wyręb drzewostanu. Decyzje zezwalające na wyłączenie gruntów rolnych z produkcji wydają starostowie. Obowiązek wniesienia wyżej wskazanych opłat i należności powstaje od dnia faktycznego wyłączenia, tj. od dnia rozpoczęcia inwestycji i spoczywa on na

osobie, która uzyskała takie zezwolenie (art. 12 ust. 1 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych).

Z obowiązku wnoszenia należności i opłat rocznych z tytułu wyłączenia gruntów z produkcji rolnej zwolnieni są tylko rolnicy budujący własne zagrody oraz inwestorzy budownictwa mieszkaniowego, z tym że w przypadku budynku jednorodzinnego zwolnienie obejmuje maksymalnie 0,05 ha, a w przypadku budownictwa wielorodzinnego 0,02 ha na 1 lokal (art. 12a ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych). Zwolnieni z opłat i należności mogą być również inwestorzy budownictwa charytatywnego, np. sierocińców, domów opieki, kościołów, cmentarzy itp., jeżeli dana inwestycja nie przekroczy powierzchni 1 ha. Zwolnień tych udziela marszałek województwa.

Degradacja gruntów rolnych

Kolejnym, niezwykle istotnym elementem ochrony gleb jest problematyka związana z degradacją oraz rekultywacją gruntów rolnych. Kwestię tę również regulują m.in. przepisy ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych.

Przede wszystkim to właściciel gruntów stanowiących użytki rolne oraz gruntów zrehabilitowanych na cele rolne jest obowiązany do przeciwdziałania degradacji gleb, w tym szczególnie erozji i ruchom masowym ziemi. Właściwy organ (w przypadku gruntów rolnych jest nim starosta), ze względu na ochronę gleb przed erozją i ruchami masowymi ziemi, może w drodze decyzji nakazać właścicielowi gruntów – zalesienie, zadrzewienie lub zakrzewienie gruntów albo założenie na nich trwałych użytków zielonych. Właścicielowi gruntów przysługuje zwrot kosztów zakupu niezbędnych nasion i sadzonek ze środków Funduszu Ochrony Gruntów Rolnych. W razie wystąpienia z winy właściciela innych form degradacji gruntów – wójt, w drodze decyzji, nakazuje właścicielowi gruntów wykonanie w określonym terminie odpowiednich zabiegów. Jeżeli decyzja nie zostanie wykonana, wójt zleca wykonanie zastępcze tych zabiegów na koszt właściciela gruntów, wykorzystując do czasu zwrotu kosztów wykonania zastępczego środki FOGR-u.

Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych w art. 16 wskazuje również na sposoby postępowania w zakresie ochrony gruntów rolnych położonych na obszarach ograniczonego użytkowania. Obowiązek tworzenia takich obszarów wynika natomiast z przepisów ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Art. 135 tej ustawy brzmi, „jeżeli z postępowania w sprawie oceny oddziaływania na środowisko, z analizy porównawczej albo z przeglądu ekologicznego wynika, że mimo zastosowania dostępnych rozwiązań technicznych, technologicznych i organizacyjnych nie mogą być dotrzymane standardy jakości środowiska poza terenem zakładu lub innego obiektu, to dla oczyszczalni ścieków, składowiska odpadów komunalnych, kompostowni, trasy komunikacyjnej, lotniska, linii i stacji elektroenergetycznej oraz instalacji radiokomunikacyjnej, radionawigacyjnej i radiolokacyjnej tworzy się obszar ograniczonego użytkowania”.

Dla gruntów położonych na obszarach ograniczonego użytkowania opracowuje się (na koszt zakładów przemysłowych) plany gospodarowania na tych gruntach, które określają m.in.:

- rodzaje występujących zanieczyszczeń i ich stężenie oraz wpływ na otaczające grunty;
- aktualne kierunki produkcji roślinnej i wielkość tej produkcji;
- rośliny, które mogą być uprawiane, zalecenia dotyczące ich uprawy oraz proponowany sposób ich gospodarczego wykorzystania;
- sposób przeciwdziałania zmniejszeniu wartości użytkowej gleb;
- spodziewany poziom globalnej produkcji rolniczej lub leśnej;
- wykaz gospodarstw rolnych prowadzących produkcję rolniczą;
- wysokość przewidywanych odszkodowań z tytułu obniżenia poziomu produkcji;
- ewentualne obowiązki związane z prowadzeniem produkcji zwierzęcej;
- ewentualne nakłady niezbędne do zmiany kierunków produkcji;
- przewidywany obszar i koszty nabycia gruntów przez zakład przemysłowy.

Na gruntach położonych na obszarach ograniczonego użytkowania starosta zapewnia prowadzenie co 3 lata okresowych badań poziomu skażenia gleb i roślin. Jeżeli okresowe badania wykazą, że uzyskiwane plody nie nadają się do spożycia lub przetworzenia, kosztami badań obciąża się zakład przemysłowy, a skażone grunty wyłącza się z produkcji. Skutki tych decyzji obciążają zakład przemysłowy odpowiedzialny za skażenie. Na żądanie właściciela gruntów wyłączonych z produkcji zakład przemysłowy jest obowiązany nabyć te grunty wraz z budynkami i urządzeniami.

Rekultywacja gruntów rolnych

Rekultywacja gruntów to nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg (art. 4. ust. 18 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych).

Zgodnie z omawianą ustawą to osoba powodująca utratę albo ograniczenie wartości użytkowej gruntów jest obowiązana do ich rekultywacji na własny koszt. Rekultywacji na cele rolnicze gruntów położonych na obszarach rolniczej przestrzeni produkcyjnej, zdewastowanych lub zdegradowanych przez nieustalone osoby, w wyniku klęsk żywiołowych albo ruchów masowych ziemi, dokonuje właściwy organ (starosta) – przy wykorzystaniu środków FOGR-u, a rekultywacji gruntów leśnych i gruntów przeznaczonych do zalesienia – przy wykorzystaniu środków pochodzących z budżetu państwa, na zasadach określonych w przepisach o lasach.

Rekultywację i zagospodarowanie gruntów planuje się, projektuje i realizuje na wszystkich etapach działalności przemysłowej. Prowadzi się ją w miarę jak grunty stają się zbędne całkowicie, częściowo lub na określony czas do prowadzenia działalności przemysłowej oraz kończy się w terminie do 5 lat od zaprzestania tej działalności.

Decyzje w sprawach rekultywacji i zagospodarowania określają m.in.:

- stopień ograniczenia lub utraty wartości użytkowej gruntów;
- osobę obowiązaną do rekultywacji gruntów;
- kierunek i termin wykonania rekultywacji gruntów;
- uznanie rekultywacji gruntów za zakończoną.

Decyzje w sprawach rekultywacji wydaje starosta, po zasięgnięciu opinii:

- dyrektora właściwego terenowo okręgowego urzędu górniczego – w odniesieniu do działalności górniczej;
- dyrektora regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych lub dyrektora parku narodowego – w odniesieniu do gruntów o projektowanym leśnym kierunku rekultywacji;
- wójta (burmistrza, prezydenta miasta).

Osoby obowiązane do rekultywacji gruntów zawiadamiają organ w terminie do dnia 28 lutego każdego roku o powstałych w ubiegłym roku zmianach w zakresie gruntów podlegających rekultywacji.

Przepisów ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych nie stosuje się do rekultywacji gruntów, które zostały zanieczyszczone substancjami, preparatami, organizmami lub mikroorganizmami. W takich przypadkach zastosowanie mają przepisy ustawy z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie.

Fundusz ochrony gruntów rolnych

Fundusz Ochrony Gruntów Rolnych, zgodnie z art. 23 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, gromadzi dochody związane z wyłączeniem z produkcji gruntów rolnych, a mianowicie:

- należności;
- opłaty roczne;
- opłaty z tytułu niewykonania obowiązku zdjęcia i wykorzystania próchnicznej warstwy gleby;
- opłaty oraz należności i opłaty roczne podwyższone ze względu na wyłączenie niezgodne z przepisami ustawy.

Dochodami funduszu mogą być także darowizny i inne dochody. Fundusz dzieli się na terenowy i centralny. Fundusz centralny tworzony jest z 20% dochodów funduszu terenowego. Dysponentem funduszu terenowego jest samorząd województwa, zaś centralnego – Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi (art. 24 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych).

W art. 25 omawianej ustawy wymienione są działania, na które mogą być przeznaczone środki funduszu, a mianowicie przeznaczają się je na ochronę, rekultywację i poprawę jakości gruntów rolnych oraz na wypłatę odszkodowań przewidzianych ustawą, a w szczególności na:

- rekultywację na cele rolnicze gruntów, które utraciły lub zmniejszyły wartość użytkową wskutek działalności nieustalonych osób;
- rolnicze zagospodarowanie gruntów zrekultywowanych;
- użyźnianie gleb o niskiej wartości produkcyjnej, ulepszenie rzeźby terenu i struktury przestrzennej gleb, usuwanie kamieni i odkrzaczanie;
- przeciwdziałanie erozji gleb i ruchom masowym ziemi na gruntach rolnych, w tym zwrot kosztów zakupu nasion i sadzonek, utrzymanie w stanie sprawności technicznej urządzeń przeciwerozyjnych itp.;
- budowę i renowację zbiorników wodnych służących małej retencji;

- budowę i modernizację dróg dojazdowych do gruntów rolnych;
- wdrażanie i upowszechnianie wyników prac naukowo-badawczych związanych z ochroną gruntów rolnych;
- wykonywanie badań pól rolnych uzyskiwanych na obszarach ograniczonego użytkowania oraz niezbędnych dokumentacji i ekspertyz z zakresu ochrony gruntów rolnych;
- wykonywanie zastępcze obowiązków określonych w ustawie;
- rekultywację nieużytków i użyźnianie gleb na potrzeby nowo zakładanych pracowniczych ogrodów działkowych;
- zakup sprzętu pomiarowego i informatycznego oraz oprogramowania, niezbędnego do zakładania i aktualizowania operatów ewidencji gruntów oraz prowadzenia spraw ochrony gruntów rolnych, do wysokości 5% rocznych dochodów Funduszu.

Omawiana ustawa wskazuje również, iż środki funduszu terenowego powinny być w pierwszej kolejności przeznaczane na wykonywanie prac wymienionych powyżej na obszarze tych gmin, w których powstają dochody funduszu oraz istnieją warunki uzyskania wzrostu produkcji rolniczej, rekompensującej straty poniesione w wyniku zmniejszenia obszaru gruntów rolnych.

Skutki nowelizacji ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 1 stycznia 2009 roku

Głównym celem ustawy z dnia 19 grudnia 2008 r. o zmianie ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2008 r. Nr 237, poz. 1657), która obowiązuje od 1 stycznia 2009 r., jest skrócenie procedury przeznaczania na cele inwestycyjne wszystkich gruntów rolnych stanowiących użytki rolne położonych w granicach administracyjnych miast oraz gruntów rolnych stanowiących użytki rolne klas IV–VI położonych na obszarach wiejskich, poprzez rezygnację z uzyskiwania zgody Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi oraz marszałka województwa na zmianę przeznaczenia wspomnianych gruntów rolnych na cele nierolnicze, a także zwolnienie z obowiązku uiszczania należności i opłat rocznych z tytułu ich wyłączenia.

Oznacza to, że:

- w przypadku przeznaczenia w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego na cele nierolnicze gruntów rolnych stanowiących użytki rolne klas I–III położonych w granicach administracyjnych miast, nie ma obecnie obowiązku uzyskiwania zgody Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi na przeznaczenie takich gruntów rolnych na cele nierolnicze;
- w przypadku przeznaczenia w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego gruntów rolnych stanowiących użytki rolne klas IV położonych w granicach administracyjnych miast, jak i na obszarach wiejskich, nie ma obecnie obowiązku uzyskiwania zgody marszałków województw na ich przeznaczenie na cele nierolnicze.

Wprowadzona zmiana nie oznacza jednak, że wszystkie ww. grunty rolne automatycznie z mocy prawa stają się gruntami budowlanymi. Grunty te pozostają nadal w ewi-

dencji gruntów oznaczone jako użytki rolne i będą mogły być nadal użytkowane rolniczo do czasu ich faktycznego zainwestowania.

O tym czy na użytkach rolnych położonych w granicach administracyjnych miast bądź na obszarach wiejskich będą mogły być realizowane inwestycje, nadal decyduje miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, który opracowuje gmina, a w przypadku braku planu – decyzja o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, którą wydaje wójt (burmistrz, prezydent miasta). Wynika to bowiem z przepisów obowiązującej ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, zgodnie z którymi ustalenie przeznaczenia terenu, rozmieszczenie inwestycji celu publicznego oraz określenie sposobów zagospodarowania i warunków zabudowy terenu następuje w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego, a w przypadku braku planu – w drodze decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

Przyjęta zmiana przewiduje również, że inwestorzy realizujący inwestycje na wszystkich użytkach rolnych w miastach oraz na użytkach rolnych klas IV–VI wykształconych z gleb pochodzenia mineralnego na obszarach wiejskich – są zwolnieni z obowiązku uiszczania należności i opłat rocznych z tytułu ich wyłączenia z produkcji rolniczej.

Wprowadzona do ustawy zmiana, polegająca na dodaniu artykułu mówiącego o tym, iż przepisów ustawy nie stosuje się do gruntów rolnych stanowiących użytki rolne położonych w granicach administracyjnych miast, pociąga za sobą znacznie szersze konsekwencje. Omawiana ustawa bowiem, oprócz procedury przeznaczenia gruntów rolnych na cele nierolnicze, obejmuje też inne zagadnienia, tj. wyłączenia, degradację czy rekultywację. Wprowadzona zaś nowelizacja uniemożliwia obecnie sprawne przeprowadzanie wyłączeń gruntów rolnych położonych w granicach administracyjnych miast, a co najistotniejsze – likwiduje podstawy prawne do przeprowadzania rekultywacji zdegradowanych gruntów rolnych w miastach oraz wykorzystania środków FOGR na ochronę użytków rolnych położonych w granicach administracyjnych miast.

PIŚMIENNICTWO

- Radecki W., 2009. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Komentarz. Stan prawny na dzień 1 stycznia 2009 roku. Wyd. Difin SA Warszawa: 67–70.
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 roku o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2004 r. Nr 121, poz. 1266 ze zm.).
- Ustawa z dnia 19 grudnia 2008 roku o zmianie ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2008 r. Nr 237, poz. 1657).
- Ustawa z dnia 27 marca 2003 roku o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2003 r. Nr 80, poz. 717 ze zm.).
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku – Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2006 r. Nr 129, poz. 902).

**PROTECTION OF ARABLE LAND UNDER THE ACT ON PROTECTION
OF AGRICULTURAL AND FOREST LAND****Summary**

This paper presents the legislative aspects of agricultural land protection in Poland. To this aim clarification has been given to the fundamental definitions based on the regulations of the Act on Protection of Agricultural and Forest Land, such as non-agricultural use of agricultural land, exclusion of agricultural land from agricultural production, degradation and reclamation of agricultural land, as well as the Agricultural Land Protection Fund. The paper also describes the agricultural land protection methods imposed by the above mentioned Act and emphasises specific responsibility to protect soils of the highest valuation, classes I–III, for which non-agricultural use requires a local spatial development plan to be adopted and the approved by the Ministry of Agriculture and Rural Development. The study also determines the outcomes of the amendment to the Act on Protection of Agricultural and Forest Land introduced on 1st January 2009, which principally consist in that the protect arable land within the administrative limits of towns cannot be protected.

KEY WORDS: agricultural land, arable land, land use, exclusion, reclamation, rehabilitation, Agricultural Land Protection Fund

Recenzent – Reviewer: prof. Cezary Kabała, UP we Wrocławiu

Mirosława Gilewska¹, Krzysztof Otremba¹, Wojciech Zajac²

**KSZTAŁTOWANIE FUNKCJONALNEJ PRZESTRZENI
PRODUKCYJNEJ NA GRUNTACH POGÓRNICZYCH
KWB „KONIN” I KWB „ADAMÓW”**

**FORMING OF FUNCTIONAL PRODUCTIVE SPACE ON POST
MINING GROUNDS OF BROWN COAL MINE "KONIN"
AND "ADAMÓW"**

¹ *Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Department of Ameliorative Pedology, University of Life Sciences Poznań*

² *Departament Geodezji, Kartografii i Gospodarki Mieniem Urzędu Marszałkowskiego
Województwa Wielkopolskiego
Department of Geodesy, Cartography and Estate Management*

Praca dotyczy właściwości gruntów pogórnich kopalń węgla brunatnego „Konin” i „Adamów” i powstających z tej skały glebotwórczej gleb. Produktywność pokrywy glebowej powstającej w wyniku eksploatacji odkrywkowej węgla brunatnego jest uzależniona od budowy geologicznej złoża i czynnika antropogenicznego decydującego o doborze i stosowaniu zabiegów rekultywacyjnych. Jakość powstającej w procesie rekultywacji gleby jest wyższa niż gleb występujących na tym terenie przed eksploatacją. Możliwa jest uprawa roślin o dużych wymaganiach glebowych – lucerny, rzepaku, pszenicy ozimej, a nawet buraków cukrowych. Miejsce borów zajmują siedliska lasu świeżego. Praca podejmuje także aspekty prawne rekultywacji.

SŁOWA KLUCZOWE: budowa geologiczna, grunty pogórnice, rekultywacja, gleby rozwijające się z gruntów pogórnich, przestrzeń produkcyjna, aspekty prawne

WSTĘP

Odkrywkowa eksploatacja kopalni, a węgla brunatnego w szczególności, prowadzi do radykalnej ingerencji w tworzące się przez kilkanaście tysięcy lat układy biocenotyczne.

Do cytowania – For citation: Gilewska M., Otremba K., Zajac W., 2010. Problematyka ochrony gruntów rolnych wynikająca z przepisów ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 33–44.

Powstają nowe i najczęściej trwałe formy reliefu – nadpoziomowe zwałowiska zewnętrzne, na ogół zrównane z rzędnymi terenu, zwałowiska wewnętrzne oraz wyrobiska. Miejsce agro- i silwoekosystemów zajmują grunty pogórnice określane również jako użytki kopalniane. Wydobycie 1 tony węgla brunatnego w Konińsko-Tureckim Zagłębiu Węgla Brunatnego wymaga zajęcia od 0,24 do 0,34 m² terenu i zdjęcia, przemieszczenia oraz zdeponowania od 5 do 8 m³ skał nadkładu. Przekształcone zostają również stosunki wodne i reżim hydrologiczny obszarów przyległych, bowiem wydobyciu 1 tony węgla brunatnego towarzyszy wypompowanie od 7 do 37 m³ wody (Gilewska 2008).

Rolę człowieka w tej prowadzonej z konieczności gospodarczej działalności należy postrzegać jednak nie tylko jako dewastatora rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej, lecz również jako kreatora jej nowej jakości i wartości. W wyniku odpowiedniej gospodarki skałami nadkładu człowiek może kształtować nie tylko architekturę zwałowisk, ale także jakość skały glebotwórczej (gruntu pogórnicego), a w konsekwencji produktywność gleb rozwijających się z tego tworzywa glebowego (Bender i Gilewska 2000). Od umiejętnej ingerencji człowieka na układ: grunt pogórnicy – roślina zależy efektywność rekultywacji rolniczej i leśnej i tempo procesów glebotwórczych. Te działania służą tworzeniu ładu przestrzennego na terenach pogórnicych i nadaniu gruntom pogórnicych wartości użytkowych, a więc kształtowaniu funkcjonalnej przestrzeni produkcyjnej.

Dominującym kierunkiem rekultywacji na terenach pogórnicych KWB „Konin” i KWB „Adamów” jest rekultywacja rolnicza. Są to jedyne grunty pogórnice w Polsce, na których prowadzony jest ten kierunek rekultywacji. Rekultywacją rolniczą objętych zostało 6000 hektarów, a rekultywacją leśną 2900 hektarów (dane własne).

CEL PRACY

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie rezultatów wieloletnich badań nad rekultywacją rolniczą i leśną gruntów pogórnicych i właściwościami gleb rozwijających się z tego materiału macierzystego. Trzydziestoletnie badania ściśle oraz wieloletnia praktyka rekultywacyjna realizowana na gruntach KWB „Konin” i KWB „Adamów” upoważniają do uogólnień i stwierdzeń zawartych w niniejszej pracy.

Podstawą badań było i jest nadal pole doświadczalne Katedry Gleboznawstwa i Rekultywacji Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu założone przez Bendera na gruntach pogórnicych zwałowiska wewnętrznego Odkrywki „Pątnów”. Na polu doświadczalnym od trzydziestu lat prowadzone są statyczne doświadczenia polowe nad różnymi systemami uprawy, nawożenia oraz użytkowania gruntów pogórnicych, tempem procesów glebotwórczych i wielkością uzyskiwanych plonów. Są one realizowane w dużej mierze dzięki środkom z Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Gruntów Rolnych, przekazywanym przez Departament Geodezji, Kartografii i Gospodarki Mieniem Urzędu Marszałkowskiego Województwa Wielkopolskiego.

Charakterystyka pokrywy glebowej na terenach pogórnich KWB „Konin” i KWB „Adamów”

Gleby, na terenach objętych eksploatacją węgla brunatnego przez Kopalnię Węgla Brunatnego „Konin” i „Adamów” wytworzone zostały z utworów akumulacji lodowcowej i wodno-lodowcowej – piasków i glin. Były to przede wszystkim gleby płowe i rdzawe o niskim poziomie wód gruntowych. Zaliczane one były do niskich klas bonitacyjnych.

W wyniku odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego, jak już wcześniej podano, zostały one zniszczone, a ich miejsce zajęły grunty pogórnice. Te grunty są zbudowane ze wszystkich skał występujących w nadkładzie eksploatowanych złóż węgla – glin zwałowych szarych i żółtych, piasków czwartorzędowych, a także ilów poznańskich, zmieszanych ze sobą w różnych ilościach i proporcjach. W litologicznie zróżnicowanym „profilu glebowym” przeważa, dominująca w nadkładzie, glina zwałowa szara, która przesądza o właściwościach gruntów. Ich cechą jest korzystny dla produkcji rolniczej skład granulometryczny. Większość gruntów ma bowiem uziarnienie glin piaszczystych bądź lekkich, zawierających od 56 do 67% frakcji piasku, 14–20% frakcji pyłu i 7–20% frakcji łu koloidalnego (Bender 1995, Gilewska i Otremba 2002).

Właściwości fizyczne i chemiczne gruntów pogórnich i gleb rozwijających się z tego materiału macierzystego przedstawiono w tabelach 1 i 2. Grunty pogórnice charakteryzują się niekorzystnym układem faza stała – ciekła – gazowa. Ich gęstość objętościowa waha się w przedziale 1,87–1,92 Mg·m⁻³ (tab. 1), porowatość ogólna wynosi około 33%. Wśród porów dominują pory drobne – kapilarne (28%). Udział makroporów wynosi zaledwie 4%.

Odczyn gruntu jest zasadowy, uwarunkowany obecnością minerałów węglanowych, głównie kalcytu (tab. 2). Substancja organiczna (3,7–14,4 g·kg⁻¹) reprezentowana jest przez domieszkę węgla brunatnego, nieregularnie rozproszoną w masie ziemnej.

Zawartość azotu ogółem kształtuje się od 0,14 do 0,18 g·kg⁻¹. Są to wartości nie zaspokajające potrzeb roślin. Niska jest również zawartość przyswajalnych form fosforu (11–19,8 mg·kg⁻¹). Ilość potasu plasuje ten grunt w klasie gruntów o średniej zasobności. Ta skała charakteryzuje się niezrównoważonym układem jonowym i może tylko w ograniczonym zakresie sprostać wymaganiom roślin. Podkreślają to zarówno Strzyszc (1982), jak i Bender (1995). Potencjał energetyczny, mierzony ilością wyprodukowanej biomasy, jest nieomal zerowy.

W toku rekultywacji następuje zmiana właściwości gruntu i przekształcenie go w glebę. Tempo tych procesów jest różne, uzależnione od stosowanej technologii rekultywacji. Przedstawione w tabelach 1, 2, 3 wyniki odnoszą się do dwóch kombinacji nawozowych 0 NPK i 1 NPK. Na kombinacji 0 NPK wyeliminowana została naprawa chemizmu, stanowiąca podstawę koncepcji rekultywacji opracowanej pod kierunkiem Bendera (1995). Na kombinacji 1 NPK w pełni respektowane są zasady tej koncepcji – naprawa chemizmu realizowana poprzez nawożenie mineralne, którego rolą jest nie tylko dostarczenie roślinom niezbędnych składników pokarmowych, lecz również ingerencja w niezrównoważony układ jonowy. Orka i inne zabiegi uprawowe są podstawą naprawy

właściwości fizycznych. Ich zadaniem jest homogenizacja mas ziemnych oraz napowietrzenie i rozluźnienie wierzchniej warstwy.

Tabela 1

Table 1

Wybrane właściwości fizyczne gruntów pogórnicych i gleby wytworzonej z gruntów pogórnicych (Gilewska, Otremba 2007)

The some physical properties of post-mining grounds and soil formed from post mining grounds (Gilewska, Otremba 2007)

Wyszczególnienie Specification	Poziom Horizon (cm)	Gęstość objętościowa Bulk density (Mg m ⁻³)	Porowatość ogólna Total porosity (%)	Porowatość kapilarna Capillary porosity (%)	Porowatość niekapilarna Non capillary porosity (%)	Średnia ważona średnica agregatu (MWDa) Weighted Mean aggregate diameter (mm)
Grunt pogórnicy Post mining ground	0–25	1,87–1,92	32,19–33,74	26,91–29,72	3,74–4,98	–
Gleba Soil 0 NPK	0–25 Ap	1,68–1,77	32,39–36,62	29,38–32,22	3,01–4,40	62,34
Gleba Soil 1 NPK	0–25 Ap	1,63–1,72	34,92–38,09	31,54–34,29	3,38–3,81	44,64

Tabela 2
Table 2

Wybrane właściwości chemiczne gruntów pogórnich i gleby utworzonej z gruntów pogórnich (Gilewska, Otremba 2007)
The some chemical properties of post-mining grounds and soil formed from post mining grounds (Gilewska, Otremba 2007)

Wyszczególnienie Specification	pH w H ₂ O	pH w 1 M KCL	CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	Próchnica Humus (%)	N (g kg ⁻¹)	Przyswajalne formy gruntu wg Egnera-Riehma Available forms ground according Egners-Riehms (mg kg ⁻¹)	
							P	K
Grunt pogórniczy Post mining groud	7,48– 7,52	7,20– 7,31	98,6– 108,6	3,7– 14,4	–	0,14– 0,18	11,0–19,8	68,89– 80,51
Gleba Soil 0 NPK	7,99– 8,88	7,35– 8,21	26,3–75,4	1,1–4,7	0,20– 0,81	0,18– 0,43	25,52– 29,44	64,74– 80,51
Gleba Soil 1 NPK	8,00– 8,58	7,32– 7,95	27,4–67,9	5,0–9,8	0,86– 1,69	0,40– 0,61	51,48– 162,36	103,75– 124,5

Dopływ energii w formie nawozów mineralnych i energii zawartej w paliwach umożliwiających wykonanie zabiegów uprawowych – radykalnie zmieniają potencjał energetyczny gruntu-skały. Dowodem są plony uprawianych roślin. Te plony, nawet już w pierwszym roku rekultywacji, jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 3 (kombinacja nawozowa 1 NPK), są zbliżone do uzyskiwanych na glebach uprawnych.

Z wielkością uzyskiwanych plonów związana jest ilość substancji organicznej wprowadzanej do gruntu w formie słomy i innych resztek roślinnych. Ta substancja podlega złożonym procesom przemian, których skutkiem są między innymi związki próchniczne i formowanie się poziomu próchnicznego – atrybutu każdej gleby (Bender 1995, Bender i Gilewska 2004, Gilewska i Otremba 2004, Kowalik 2004).

W ciągu stosunkowo krótkiego czasu (6–10 lat) wierzchnia, około 30 cm, warstwa gruntów pogórnich przekształcona zostaje w uprawny poziom próchniczny Ap, który barwą, rozluźnieniem i ujednoczeniem mas ziemnych różni się od pozostałej części profilu glebowego. W tym poziomie poprawie uległy właściwości fizyczne. Na kombinacji 0 NPK, w przypadku której wyeliminowana została naprawa chemizmu gruntu-skały, gęstość objętościowa waha się w granicach 1,68–1,77 Mg·m⁻³, a porowatość ogólna

32,39–36,62% (tab. 1). Na kombinacji 1 NPK, obejmującej naprawę chemizmu i naprawę właściwości fizycznych, gęstość objętościowa osiąga wartości 1,63–1,72 Mg·m⁻³, a porowatość ogólna 34,92–38,09%. Korzystne zmiany zachodzą także w strukturze. Struktura bryłowa, charakterystyczna dla gruntów spoistych, przekształca się (kombinacja 1 NPK) w strukturę gruzelkową – najkorzystniejszą dla roślin. Średnia ważona średnica agregatu (MWDa) wynosi 44 mm.

Tabela 3

Table 3

Średnie plony roślin uprawnych (Mg ha⁻¹), (Gilewska, Otremba 2007)
Mean yielding of cultivated plant (Mg ha⁻¹), (Gilewska, Otremba 2007)

Gatunek Rośliny Plant	Nawożenie mineralne Species fertilization	1. rok rekultywacji 1 year of reclamation 1980	10. rok użytkowania 10 year of land use 1990	21. rok użytkowania 21 year of land use 2001	25. rok użytkowania 25 year of land use 2005	NIR _{F(α=0,05)} dla kombinacji nawozowej LSD _{F(α=0,05)} for fertilization treatment
Rzepak ozimy Winter rape	0 NPK 1 NPK	0 1,39	0 1,44	0,14 2,37	0 1,24	0,486
Pszenica ozima Winter wheat	0 NPK 1 NPK	0 2,06	0,34 3,19	1,05 4,69	0,77 3,80	0,491
Żyto ozime Winter rye	0 NPK 1 NPK	0 2,35	0,46 3,67	0,60 2,89	0,47 2,80	0,406
Lucerna z trawami Lucerne with grass	0 NPK 1 NPK	2,60 5,20	4,40 7,20	8,80 12,40	8,00 10,70	1,20

Wytworzone poziomy próchniczne wyraźnie różnią się także właściwościami chemicznymi (tab. 2). Na kombinacji 0 NPK poziom Ap jest ubogi w węgiel i azot oraz przyswajalne formy fosforu i potasu, a ich ilości są zbliżone do ilości w gruntach pogórnicznych. W poziomie próchnicznym formowanym w warunkach kombinacji 1 NPK nastąpiła wyraźna akumulacja węgla i azotu oraz składników pokarmowych. Ilość azotu waha się w granicach 0,40–0,61g·kg⁻¹, przyswajalnych form fosforu od 117 do

369 mg·kg⁻¹, a potasu 125–150 mg·kg⁻¹. Zawartość węgla organicznego oscyluje od 5 do 9,8 g·kg⁻¹, a zawartość próchnicy 0,86–1,69%. Ilość materii organicznej oraz podstawowych makroelementów w tym poziomie dorównują ich ilości w poziomie próchnicznym gleb płowych opadowo-glejowych należących do trzecich klas bonitacyjnych.

Poniżej poziomu próchnicznego (Ap) wyraźnych zmian we właściwościach skały macierzystej (C) nie zaobserwowano. W warstwie podornej grunt pogórnicy jest jednak częściowo rozluźniony i poprzerastany korzeniami roślin.

W świetle danych zamieszczonych w niniejszej pracy i innych naszych wieloletnich badań efekty rekultywacyjne i glebotwórcze uzyskane w tym samym czasie, przy oddziaływaniu tych samych gatunków roślin, w warunkach tej samej skały glebotwórczej są różne. Z gruntów pogórnicyz rozwija się gleba, a właściwie gleby, o takiej samej budowie morfologicznej (Apcaan/Ccaan), jednak różnych właściwościach fizycznych, chemicznych i różnej produktywności. Produktywność gleby powstałej na kombinacji 0 NPK, mierzona wielkością uzyskiwanych plonów, jest bardzo niska i wynosi około 0,5 Mg·ha⁻¹ zbóż. Plony uzyskiwane na kombinacji 1 NPK dorównują plonom uzyskiwanym na glebach uprawnych i oscylują w granicach 3–4 Mg·ha⁻¹ zbóż (tab. 3).

Czas w tym przypadku jest ważnym, jednak nie najważniejszym, czynnikiem glebotwórczym. Nadanie wartości użytkowej i przekształcenie gruntu w glebę jest uzależnione przede wszystkim od odpowiednio dobranych i zastosowanych zabiegów rekultywacyjnych. Długość okresu rekultywacji, jak to zwykle jest przyjęte w praktyce rekultywacyjnej (Bender i Gilewska, 2004), nie powinna być wyznacznikiem nadania charakteru rolniczego rekultywowanym gruntom. Ten sam cel można osiągnąć w różnym przedziale czasowym. Przy pełnym respektowaniu zasad koncepcji gatunków docelowych wystarczający jest okres 6–10 lat, w innym przypadku okres nawet 21 lat jest niewystarczający. Nadanie wartości użytkowej jest równoznaczne ze względnie stabilnymi plonami i możliwością realizacji na danej powierzchni produkcji rolnej z zastosowaniem ogólnie przyjętych technologii produkcji i zasad gospodarowania. W pierwszych latach rekultywacji rolniczej jest to niemożliwe. Nakłady ponoszone na produkcję, realizowaną na gruntach pogórnicyz w pierwszych latach rekultywacji, są dwukrotnie wyższe niż na glebach uprawnych. Zaznaczyć należy, że w tym przypadku – zgodnie z założeniami koncepcji Bendera (1995) – realizowane są jednocześnie dwa ważne cele gospodarcze – przekształcenie gruntu-skały w glebę i produkcja gospodarczej biomasy – ziarna, nasion, siana, obniżającej koszty rekultywacji.

Przedstawione zasady koncepcji gatunków docelowych wprowadzone zostały do praktyki rekultywacyjnej realizowanej na gruntach pogórnicyz KWB „Konin” i KWB „Adamów”. Rekultywacja rolnicza opiera się na dwóch podstawowych systemach użytkowania (płodzmianach rekultywacyjnych) – systemie rzepakowo-zbożowym, polegającym na przemiennej uprawie rzepaku ozimego i zbóż ozimych i systemie paszowo-zbożowym. Jego podstawą jest 4-letnia uprawa lucerny i przez następne 2 lata uprawa zbóż ozimych. Różnią się one intensywnością oddziaływania na grunt – skałę oraz wysokością nakładów ponoszonych na rekultywację.

W leśnej praktyce rekultywacyjnej, której integralną częścią jest nawożenie mineralne, do gatunków preferowanych należą: dąb szypułkowy (*Quercus pedunculata* Ehrh.), dąb czerwony (*Quercus rubra* Du Roi.), modrzew europejski (*Larix decidua* Mill.), lipa

drobnolistna (*Tilia cordata* Mill.). Ponad dwudziestoletnie badania pozwalają na wyznaczenie typu drzewostanu kształtującego się na gruntach pogórnicznych zbudowanych z dużym udziałem gliny zwałowej szarej. Jest to siedlisko zbliżone do lasu świeżego z domieszką modrzewia.

Aspekty prawne rekultywacji

Termin „rekultywacja” w naszym prawie funkcjonuje od wielu lat. W obowiązującej Ustawie z 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych z późniejszymi zmianami rekultywacja to „nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg”.

Inna definicja rekultywacji pojawiła się w polskim prawie w 2008 roku. W Ustawie z 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych rekultywacja terenu to „zagospodarowanie terenu, na który miał wpływ obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych, zgodnie z funkcją wynikającą z planu zagospodarowania przestrzennego lub w przypadku braku tego planu zgodnie z zamierzonym sposobem użytkowania terenów przyległych, w tym przywrócenie stanu jakościowego gleby i ziemi do poziomu wymaganego standardami jakości gleby i ziemi”.

Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych podaje, że osoba wyłączająca grunt z produkcji zobowiązana jest zakończyć rekultywację w ciągu 5 lat od zaprzestania działalności przemysłowej i uzyskać decyzję administracyjną uznającą rekultywację za zakończoną. W tym czasie sprawca przekształceń powinien wykonać zarówno rekultywację techniczną związaną z uregulowaniem stosunków wodnych, umocnieniem skarp, a także budową dróg, jak i rekultywację biologiczną. Ten zapis jest nieściśły, jak to wielokrotnie podkreślali Bender z Gilewską (1988, 2004). Główny nacisk osoby wyłączającej grunt z produkcji położony jest na rekultywację techniczną. W ramach rekultywacji biologicznej wprowadzana jest szata roślinna, która zaledwie inicjuje proces glebotwórczy. Nadanie wartości użytkowej wymaga dłuższego okresu i dopływu do gruntu znacznie większej ilości energii. Dalsze zabiegi rekultywacyjne, jednak już w ramach „zagospodarowania”, są wykonywane przez nabywcę tych gruntów. Gros obowiązków związanych z uproduktywnieniem i nadaniem „wartości użytkowej” przechodzi zatem na nabywcę tych gruntów.

Zagospodarowanie gruntów odbywa się przy znacznym wsparciu środków pochodzących z FOGR. Ta forma wsparcia nabywców gruntów pogórnicznych została wypracowana w wyniku wieloletniej współpracy Zakładu Rekultywacji Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu z Urzędem Marszałkowskim Województwa Wielkopolskiego. Mocą Uchwały Zarządu Województwa Wielkopolskiego nabywca gruntów uzyskuje obecnie dofinansowanie w ilości 2500 zł na hektar płatne w trzech kolejnych, rocznych ratach. Wypłata kolejnej raty odbywa się po komisyjnej ocenie stanu zagospodarowania. W ciągu ostatnich ośmiu lat z dofinansowania skorzystało 44 rolników, a łączna kwota przekroczyła 1 000 000 zł (dane własne).

Grunty pogórnice po wydaniu decyzji o zakończeniu rekultywacji oznaczone są w ewidencji gruntów jako Tereny różne – Tr, a więc jako grunty związane z działalnością gospodarczą w rozumieniu Ustawy z dnia 12 stycznia 1991 o podatkach i opłatach lokalnych (tekst jednolity) Dz. U. Nr 200 z 2002 r., poz. 1683). Te grunty w drodze przetargu sprzedawane są nabywcy, który zgodnie z art. 5, ust. 1, pkt 1, ppkt c powinien opłacać podatek od nieruchomości. Samorządy niektórych gmin podejmują Uchwałę o obniżeniu lub o zwolnieniu od podatku od nieruchomości. Nadanie charakteru rolniczego i zmiany w ewidencji gruntów następują dopiero po wykonaniu klasyfikacji bonitacyjnej. Przyspieszona klasyfikacja bonitacyjna, przeprowadzona z reguły w czwartym lub piątym roku zagospodarowania rolniczego, jest wyjściem z tej sytuacji. Wykonywanie jej w bardzo krótkim czasie po rekultywacji technicznej jest nadużyciem.

Formy własności gruntów zrekultywowanych

Nabywane na drodze przetargu grunty są własnością nabywcy lub nabywca ma prawo ich użytkowania wieczystego. W tym drugim przypadku musi ponosić z tytułu użytkowania wieczystego opłatę roczną stanowiącą od 1 do 3% wartości gruntu, która została określona przez rzeczoznawcę majątkowego w operacie szacunkowym. W myśl obowiązującego prawa osoba fizyczna będąca użytkownikiem wieczystym nieruchomości, w tym także rolnej, może wystąpić z wnioskiem do odpowiedniego Starostwa Powiatowego o wyrażenie zgody na ich sprzedaż w drodze bezprzetargowej. Wystąpienie z żądaniem przekształcenia użytkowania wieczystego w prawo własności może nastąpić do dnia 31 grudnia 2012 roku (Dz. U. Nr 191, z 2007, poz. 1371).

Nastąpiła z konieczności gospodarczej komasacja gruntów. Pokonana została najważniejsza i najtrudniejsza bariera ograniczająca przemiany strukturalne. Wydawałoby się, że przeprowadzona koncentracja ziemi ułatwi oraz przyczyni się do powstawania na terenach pogórnich dużych obszarowo gospodarstw. Oczekiwany proces zachodzi jednak w ograniczonym zakresie. Duży popyt na grunty pogórnice sprzyja dekoncentracji ziemi. Wielkość sprzedawanych powierzchni kształtuje się w szerokich granicach – 0,49–54,0 ha. Przeważają powierzchnie w granicach od 1 do 6 ha. Małe powierzchnie nabywane przez rolników nazywane są powrotem na ojcowiznę i traktowane jako działki przyzagrodowe. Powierzchnie większe w przedziale 8–14 ha kupowane są w celu powiększenia obszaru gospodarstwa. Praktykowane jest także powiększanie wielkości gospodarstw poprzez nabywanie gruntów pogórnich w kolejnych latach. Największy areal gruntów pogórnich należący do jednego nabywcy wynosi 144,46 hektara. Na drugim miejscu plasuje się właściciel posiadający 74,18 hektara. Kilku właścicieli dysponuje arealem w granicach 30–50 hektarów. Należy zaznaczyć, że w tym przypadku muszą oni dysponować sprzętem rolniczym o dużej sile uciągu.

PODSUMOWANIE

W wyniku rekultywacji miejsce gruntów pogórnicych, określanych często mianem poprzemysłowych nieużytków, zajmują tereny spełniające funkcje gospodarcze, a także krajobrazowe. Nowa przestrzeń produkcyjna rolnicza i leśna jest w większości przypadków jakościowo lepsza od tej pierwotnej. Możliwa jest uprawa roślin o dużych wymaganiach glebowych – lucerny, rzepaku, pszenicy ozimej, a w późniejszych latach nawet buraków cukrowych. Miejsce borów suchych zajmują żyzne siedliska lasu świeżego. Obsuwające się skarpy zwałowisk zewnętrznych liczne halizny są także elementem tej nowej przestrzeni produkcyjnej. Do wad nowej pokrywy glebowej należy zaliczyć obecność piętn toksycznych, liczne okresowe zastoiska wodne wynikające z heterogenności i osiadania mas ziemnych, oraz znaczne zakamienienie. W pierwszych latach rekultywacji zbiera się około 10 Mg kamieni z hektara.

PIŚMIENNICTWO

- Bender J., 1995. Rekultywacja terenów pogórnicych w Polsce. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., z. 418: 75–86.
- Bender J., Gilewska M., 1988. Rekultywacja w ujęciu aktów prawnych, badań naukowych i gospodarczej praktyki. Zesz. Nauk AGH Sozologia, Sozotechnika, 26: 53–68.
- Bender J., Gilewska M., 2000. Rekultywacja w konfrontacji z aktami prawnymi, badaniami naukowymi i praktyką gospodarczą. Roczn. AR Poznań, CCCXVII Rol. 343–356.
- Bender J., Gilewska M., 2004. Rekultywacja w świetle badań i wdrożeń. Roczn. Glebozn., T. LV, 2: 29–46.
- Gilewska M., Otremba K., 2002. Zmienność przestrzenna wybranych właściwości gruntów pogórnicych. Roczn. AR Poznań, CCCXLII Melior. Inż. Środ., 23: 83–93.
- Gilewska M., Otremba K., 2004. Właściwości gleb formowanych z gruntu pogórnicych. Roczn. Glebozn. T. LV, nr 2: 111–121.
- Gilewska M., 2008. Morfogenetyczna działalność górnictwa odkrywkowego w rejonie Konina i Turka. Roczn. Glebozn. T. LIX, nr 2, Warszawa: 48–35.
- Kowalik S., 2004. Właściwości chemiczne gleb industroziemnych użytkowanych rolniczo i leśnie na zrehabilitowanym zwałowisku kopalni siarki „Machów”. Roczn. Glebozn. T. LV, 2: 239–249.
- Strzyszczyński Z. 1982. Oddziaływanie przemysłu na środowisko glebowe i możliwość jego rekultywacji. Ossolineum. Wrocław, 92.
- Ustawa z dnia 12 stycznia 1991 o podatkach i opłatach lokalnych. Tekst jednolity, Dziennik Ustaw z 2002 Nr 200, poz. 1683.
- Ustawa z dnia 7 września 2007 o zmianie ustawy o przekształceniu prawa użytkowania wieczystego w prawo własności nieruchomości oraz niektórych innych ustaw. Dziennik Ustaw z 2007 Nr 191, poz. 1371.
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Tekst jednolity, Dziennik Ustaw z 2008 Nr 237, poz. 1657.
- Ustawa z dnia 10 lipca 2008 o odpadach wydobywczych. Dziennik Ustaw z 2008 Nr 138, poz. 865.

FORMING OF FUNCTIONAL PRODUCTIVE SPACE ON POST MINING GROUNDS OF BROWN COAL MINE "KONIN" AND "ADAMÓW"

S u m m a r y

This thesis concerns properties of post mining areas of Brown Coal Mine Konin and Adamów well as soils which were formed from the parent rock. The productivity of soil cover which was made as a result of exploitation of brown coal depends on the geological structure and anthropogenic factor which decides about the selection and applying the reclamation treatments. The quality of soil formed in the reclamation process is higher than the one occurred on this area before the reclamation. The cultivation of plants which require high soil conditions- lucerne, rape, wheat and even sugar beet is possible. Fresh forest habitat replaces the previous forest. This work also undertakes the legal aspects of reclamation.

KEY WORD: geological structure, post mining grounds, reclamation, soils formed from post mining grounds, productive space, legal aspects

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Karczewska, UP we Wrocławiu

Ryszard Cymerman

PROBLEMY ODROLNIENIA I ODLESIENIA GRUNTÓW
PROBLEMS OF FARMLAND CONVERSION
AND DEFORESTATION

*Katedra Planowania i Inżynierii Przestrzennej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
w Olsztynie*

*Department of Spatial Planning and Engineering, University of Warmia and Mazury
in Olsztyn*

W pracy przedstawiono potrzebę ochrony przestrzeni rolnej i leśnej, przebieg procedury odrolnienia gruntów rolnych i odlesienia lasów, miejsce tej procedury w procesie inwestycyjnym, opłaty za wyłączenie gruntów rolnych i lasów z produkcji oraz związki między ochroną gruntów a ewidencją gruntów i budynków.

SŁOWA KLUCZOWE: grunty rolne i lasy, zgoda na zmianę przeznaczenia, wyłączenie z produkcji, opłaty, ochrona gruntów rolnych, ewidencja gruntów

POTRZEBA OCHRONY GRUNTÓW ROLNYCH I LASÓW
ORAZ DOTYCHCZASOWE DOŚWIADCZENIA

Ochrona gruntów rolnych i lasów jest postrzegana różnie przez poszczególne osoby, w zależności od kontekstu i sytuacji. Inaczej te problemy postrzega inwestor szukający przestrzeni do budowy obiektów, inaczej producent środków żywnościowych, ekolog i planista. Argumenty i wzajemne przekonywanie do własnych racji nie zawsze są skutecznymi narzędziami w racjonalnym gospodarowaniu zasobami ziemi. Pewnym wyznacznikiem zrozumienia problemów ochrony i konieczności jej stosowania są akty prawne dotyczące tego zagadnienia. Są one dobrym narzędziem chroniącym przestrzeń rolniczą i leśną – są też wyznacznikiem świadomości społecznej w tym zakresie. Historię ochrony ziemi rolnej i leśnej w naszym kraju można dzielić na okresy wyznaczone

Do cytowania – For citation: Cymerman R., 2010. Problemy odrolnienia i odlesienia gruntów, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 45–58.

kolejnymi aktami prawnymi dotyczącymi tego problemu. Pierwszymi w tym zakresie były dwie uchwały Rady Ministrów: nr 198 z dnia 12 lipca 1966 r. o ochronie użytków rolnych (M.P. nr 40, poz. 200), oraz nr 301 z 6 września 1966 r. w sprawie rekultywacji i zagospodarowania gruntów przekształconych w związku z poszukiwaniem i eksploatacją kopalni (M.P. nr 50, poz. 247).

Kolejnymi były: ustawa z 26 października 1971 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych oraz rekultywacji gruntów (Dz. U. nr 27, poz. 249), ustawa z dnia 26 marca 1982 r. o ochronie gruntów rolnych leśnych (Dz. U. nr 11, poz. 79), ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych leśnych (Dz. U. z 2004 r. nr 121, poz. 1266 z późn. zm.) Nie ulega wątpliwości, że uregulowania prawne tworzą wiele ograniczeń, ale gdyby ich nie było, to nasi następcy mogliby nie mieć przestrzeni do produkcji żywności.

W rozwoju społeczno-gospodarczym racjonalne gospodarowanie ziemią (w tym także ochrona gruntów przed wyłączeniem z produkcji rolnej i leśnej) jest zagadnieniem szczególnie ważnym. Zmniejszające się powierzchnie gruntów rolnych, ogółem i w przeliczeniu na jednego mieszkańca, wskazują na pilną potrzebę zahamowania przepływu ziemi na cele inne niż rolnicze i leśne. W Polsce użytki rolne zajmowały w 1946 r. obszar około 20,4 mln hektarów (w roku 2009 – 16,1 mln ha), co stanowiło 65,3% powierzchni całego kraju (w roku 2009 – 51,6%), a na jednego mieszkańca przypadało 0,85 ha (w roku 2009 – 0,42 ha). Zmniejszenie się powierzchni gruntów rolnych jest procesem nieuniknionym. Nie oznacza to jednak, że tym zjawiskom nie można i nie należy przeciwdziałać.

Za główny przepis prawny w tym względzie jest uważana ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r. Ustawa ta reguluje kwestie związane z przeznaczeniem gruntów rolnych i leśnych oraz ukazuje procedurę wyłączenia tych gruntów z produkcji rolniczej i leśnej. Działania jej powiązane są z innymi aktami prawnymi, a głównie z: ustawą o gospodarce nieruchomościami, ustawą Prawo ochrony środowiska, ustawą o ochronie przyrody, ustawą o lasach, ustawą o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym i ustawą Kodeks Cywilny.

Zadania ochrony według ustawy są realizowane poprzez: ograniczanie przeznaczenia wyżej wymienionych gruntów na inne cele; zapobieganie szkodliwym wpływom wszelkiej działalności nierolniczej i nieleśnej; przywracanie i poprawianie wartości użytkowej gruntów; rekultywację i ponowne zagospodarowanie gruntów zdewastowanych; zachowanie torfowisk i oczek wodnych jako naturalnych zbiorników wodnych.

Zgodnie z przepisami, do obsługi finansowej zadań wynikających z ustawy, utworzono Fundusz Ochrony Gruntów Rolnych (FOGR) – w zakresie ochrony gruntów rolnych oraz Fundusz Leśny (FL) – w zakresie ochrony lasów.

Środki Funduszu Ochrony Gruntów Rolnych są przeznaczone w szczególności na: rekultywację gruntów na cele rolnicze i ich zagospodarowanie; użyźnianie i ulepszanie gleb o niskiej wartości produkcyjnej; przeciwdziałanie erozji gleb; budowę i renowację zbiorników małej retencji; budowę i modernizację dróg dojazdowych do gruntów rolnych; prace naukowe i badawcze, wykonywanie niezbędnych dokumentacji i ekspertyz z zakresu ochrony gruntów rolnych, zakup sprzętu pomiarowego i informatycznego.

Aktem prawnym podkreślającym szczególną rolę lasów i potrzebę ich ochrony jest ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (z licznymi późniejszymi nowelizacjami).

Ochrona lasów zawarta jest w ustawowo określonych zasadach prowadzenia gospodarki leśnej. Zasadami tymi są: powszechna ochrona lasów; trwałość utrzymania lasów; ciągłość i zrównoważone wykorzystanie wszystkich funkcji lasów; powiększanie zasobów leśnych.

Najcenniejsze dla środowiska lasy podlegają szczególnej ochronie – będąc zarazem najwyżej usytuowanymi w procedurach ochrony gruntu. Lasy za ochronne uznaje i pozabawia tego charakteru w stosunku do:

- lasów stanowiących własność Skarbu Państwa – Minister Środowiska na wniosek Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych;
- lasów pozostałych – wojewoda na wniosek starosty uzgodniony z właścicielem lasu i zaopiniowany przez radę gminy.

ODROLNIENIE I ODLESIENIE W PROCESIE INWESTYCYJNYM

Konieczność odrolnienia i odlesienia jest związana z procesem inwestycyjnym, który ma niewątpliwy wpływ na wartość nieruchomości.

Proces inwestycyjny to przebieg następujących po sobie i przyczynowo powiązanych działań na nieruchomości, mających na celu „rozwój nieruchomości”.

W procesie inwestycyjnym można wyróżnić kilka podstawowych etapów, w których wartość nieruchomości ulega zasadniczym zmianom (rys. 1) i które są możliwe do wyraźnego zdefiniowania na podstawie:

- zapisu w planie miejscowym (obrazu planistycznego);
- zapisu w ewidencji gruntów (obrazu prawnej formy korzystania);

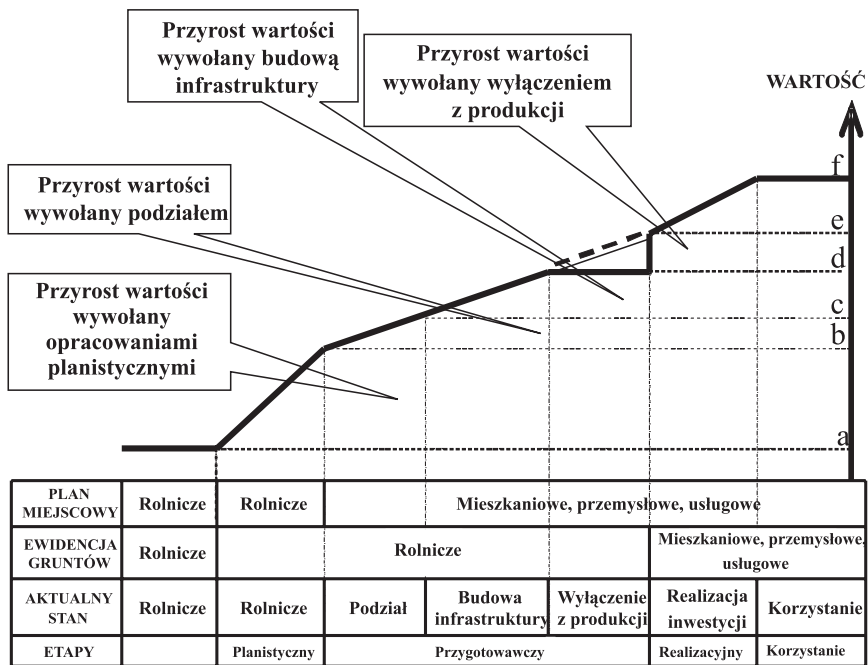
Stan I – grunty w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego przeznaczone są na cele rolnicze, w ewidencji gruntów są zapisane jako użytki rolne i są faktycznie użytkowane rolniczo – jest to stan, w którym obraz nieruchomości z trzech źródeł jest taki sam (rolniczy).

Stan II – stan, w którym rozpoczynają, trwają i kończą się prace planistyczne, a więc kiedy nieruchomość jest jeszcze przeznaczona na cele rolnicze, w ewidencji zapisana jako użytki rolne, a nawet faktycznie może być wykorzystywana rolniczo, chociaż mogą być już oznaki zaprzestania użytkowania rolniczego.

Stan III – stan rozpoczynający się od zmiany przeznaczenia terenu w planie miejscowym z rolniczego na inny, w ewidencji nadal jest zapisany jako użytk rolny, ale rozpoczynają się działania przygotowawcze w terenie: następuje podział geodezyjny, doprowadzana jest infrastruktura techniczna i rozpoczynają się prace związane z zamknięciem w ewidencji gruntów użytkowania rolniczego – czyli do wyłączenia z produkcji.

Stan IV – to stan realizacji inwestycji na nieruchomości, zapisy w planie miejscowym i w ewidencji gruntów są zgodne, ale już podające nowy sposób korzystania z nieruchomości.

Stan V – to stan, w którym inwestycje już istnieją i trwa korzystanie z nich.



- a – wartość nieruchomości rolnej
 b – wartość nieruchomości rolnej po przeznaczeniu na inne cele
 c – wartość nieruchomości po podziale na działki
 d – wartość nieruchomości po doprowadzeniu infrastruktury
 e – wartość nieruchomości po wyłączeniu z produkcji
 f – wartość nieruchomości po zrealizowaniu inwestycji

Rys. 1. Schemat zmian wartości nieruchomości w procesie inwestycyjnym
 Fig. 1. Changes in property value in the investment process

W podanych stanach wartość nieruchomości ulega zmianie (zwiększa się) – na schemacie od wartości a do wartości f.

Proces odrolnienia gruntów rolnych i odlesienia lasów jest wielostopniowy i zorganizowany w sposób gradacyjny. Więcej wymogów proceduralnych występuje przy gruntach cenniejszych pod względem przydatności rolniczej i więcej jest przy lasach niż gruntach rolnych. **Proces odrolnienia i odlesienia nie jest czynnością jednoetapową, a zespołem działań prowadzonych w określonych uwarunkowaniach i wywołujących różne skutki administracyjne, podatkowe i zmianę wartości nieruchomości.**

Zmiana przeznaczenia gruntów rolnych i lasów na inne cele wiąże się z trzema rodzajami ograniczeń:

- koniecznością opracowania miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego lub uzyskania decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu,
- koniecznością uzyskania zgody na zmianę przeznaczenia,
- koniecznością wyłączenia gruntów z produkcji rolnej lub leśnej.

Ograniczenia te w różnym stopniu odnoszą się do różnych przypadków gruntów rolnych i lasów (tab. 1).

Tabela 1
Table 1

Zestawienie ograniczeń dotyczących przekształcenia gruntów rolnych i lasów na inne użytki gruntowe
Restrictions regarding the procedure of converting farmland and afforested land to other uses

Rodzaj działań ograniczających	Grunty, których działania dotyczą
<ul style="list-style-type: none"> • Konieczność opracowania miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego lub uzyskania decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu 	<p>Wszystkie grunty rolne i lasy;</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Konieczność uzyskania zgody na zmianę przeznaczenia; 	<ul style="list-style-type: none"> • Grunty rolne klasy I–III o zwartym obszarze powyżej 0,5 ha; • Lasy; <p>Od 1 stycznia 2009 r. konieczność uzyskania zgody nie dotyczy użytków rolnych leżących w granicach administracyjnych miast.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Konieczność wyłączenia gruntów z produkcji rolnej lub leśnej. 	<ul style="list-style-type: none"> • Użytki rolne kl. I, II, III, IIIa, IIIb na glebach mineralnych i organicznych; • Użytki rolne kl. IV, IVa, IVb, VIII i VI na glebach organicznych; • Grunty: <ol style="list-style-type: none"> 1) pod stawami rybnymi i innymi zbiornikami wodnymi, służącymi wyłącznie na potrzeby rolnictwa; 2) pod wchodzącymi w skład gospodarstw rolnych budynkami mieszkalnymi oraz innymi budynkami i urządzeniami służącymi wyłącznie produkcji rolniczej oraz przetwórstwu rolno-spożywczemu; 3) pod budynkami i urządzeniami służącymi bezpośrednio do produkcji rolniczej uznanej za dział specjalny, stosownie do przepisów o podatku dochodowym od osób fizycznych i podatku dochodowym od osób prawnych; 4) parków wiejskich oraz pod zadrzewieniami i zakrzewieniami śródpolnymi, w tym również pod pasami przeciwwietrznymi i urządzeniami przeciwerozyjnymi; 5) pracowniczych ogrodów działkowych i ogrodów botanicznych; 6) pod urządzeniami: melioracji wodnych, przeciwpowodziowych i przeciwpożarowych, zaopatrzenia rolnictwa w wodę, kanalizacji oraz utylizacji ścieków i odpadów na potrzeby rolnictwa i mieszkańców wsi; 7) zrekultywowane na potrzeby rolnictwa; 8) torfowisk i oczek wodnych; 9) pod drogami dojazdowymi do gruntów rolnych. • Grunty leśne <p>Od 1 stycznia 2009 r. konieczność wyłączenia produkcji nie dotyczy użytków rolnych leżących w granicach administracyjnych miast</p>

Opracowania planistyczne jako warunek zmiany przeznaczenia terenu lub jego funkcji

Każda zmiana przeznaczenia terenu (zmiana funkcji) jest możliwa tylko poprzez działania planistyczne. Opracowaniem planistycznym przesądzającym o zmianie przeznaczenia gruntów jest plan miejscowy, a opracowaniem dopuszczającym zmianę sposobu zagospodarowania (zmianę funkcji) jest decyzja o warunkach zabudowy i zagospodarowania. Te dwa opracowania planistyczne mają różny charakter i znaczenie. Plan miejscowy stanowi prawo miejscowe i jest tworzony w procedurze uchwałodawczej, decyzja o warunkach zabudowy i zagospodarowania określa w procedurze administracyjnej sposoby zagospodarowania terenu. Nie ma mocy prawa miejscowego, a określa tylko warunki zagospodarowania konkretnej nieruchomości. Zgodnie z obecnie obowiązującą ustawą z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. Nr 80, poz. 717) warunkiem otrzymania pozwolenia na budowę jest istnienie któregoś z tych dwóch opracowań planistycznych, czyli planu miejscowego, albo decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

Zgodnie z art. 7.1 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych „przeznaczenia gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze i nieleśne, wymagającego zgody (opisane w pkt. 2.2), dokonuje się w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego, sporządzonym w trybie określonym w przepisach o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym. Jest to jeden z czterech przypadków, kiedy plan miejscowy należy sporządzić obowiązkowo – gdy przepisy szczególne tak stanowią (generalnie sporządzanie planów miejscowych należy do właściwości gminy i nie jest obowiązkowe). Przepisem szczególnym jest tu ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych.

Organem właściwym w sprawie sporządzenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego jest wójt, burmistrz, prezydent.

Powstanie planu miejscowego jest jednak możliwe po spełnieniu pierwszego etapu odrolnienia, a mianowicie **uzyskaniu zgody na zmianę przeznaczenia**, zaś ich istnienie jest warunkiem koniecznym dla drugiego etapu odrolnienia, to znaczy dla **wyłączenia z produkcji**.

Zgoda na zmianę przeznaczenia gruntów rolnych i lasów na inne cele

Zgoda na zmianę przeznaczenia gruntów rolnych i lasów jest wydawana przez:

- ministra właściwego do spraw rolnictwa – w odniesieniu do gruntów rolnych stanowiących użytki rolne klas I–III, jeżeli ich zwarty obszar projektowany do takiego przeznaczenia przekracza 0,5 ha;
- ministra właściwego do spraw środowiska lub upoważnionej przez niego osoby – w stosunku do gruntów leśnych stanowiących własność Skarbu Państwa;
- marszałka województwa – w stosunku do pozostałych gruntów leśnych.

W stosunku do pozostałych gruntów rolnych wyrażenie zgody na ich przeznaczenie następuje w trakcie podjęcia uchwały Rady Gminy o zatwierdzeniu miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego.

W świetle przepisów art. 7 ust. 3 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych wniosek o wyrażenie zgody na przeznaczenie gruntów rolnych i leśnych na cele nierolnicze

i nieleśne do uprawnionych podmiotów składa wójt, burmistrz, prezydent. Do wniosku dotyczącego gruntów leśnych stanowiących własność Skarbu Państwa wójt dołącza opinię dyrektora Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, a w odniesieniu do gruntów parków narodowych – opinię dyrektora parku.

Do wniosków składanych do organów administracji centralnej marszałek województwa ma obowiązek dołączenia swojej opinii i przekazania go odpowiedniemu ministrowi w terminie do 30 dni od chwili złożenia wniosku przez wójta.

Wniosek o wyrażenie zgody na zmianę przeznaczenia powinien zawierać:

- 1) uzasadnienie potrzeby zmiany przeznaczenia gruntów;
- 2) wykaz powierzchni gruntów, z uwzględnieniem klas bonitacyjnych gruntów rolnych i typów siedliskowych gruntów leśnych;
- 3) ekonomiczne uzasadnienie projektowanego przeznaczenia, uwzględniające w szczególności:
 - a) sumę należności i opłat rocznych za grunty projektowane do przeznaczenia na cele nierolnicze i nieleśne,
 - b) przewidywany rozmiar strat, które poniesie rolnictwo i leśnictwo w wyniku ujemnego oddziaływania inwestycji lokalizowanych na gruntach projektowanych do przeznaczenia na cele nierolnicze i nieleśne.

Do wniosku powinna być dołączona mapa, z oznaczeniem gruntów zabudowanych, klas bonitacyjnych gruntów rolnych i typów siedliskowych gruntów leśnych, wykonana w skali takiej jak mapa miejscowego planu zagospodarowania. W odniesieniu do gruntów leśnych mapa stanowiąca załącznik do wniosku zawiera treść mapy gospodarczej lasów.

Zgodnie z ustawą z dnia 19 grudnia 2008 r. o zmianie ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. Nr 237, poz. 1657), od 1 stycznia 2009 r. konieczność uzyskania zgody nie dotyczy użytków rolnych leżących w granicach administracyjnych miast.

Wyłączenie gruntów rolnych i lasów z produkcji

Wyłączenie z produkcji gruntów rolnych (bez użytków rolnych wytworzonych z gleb pochodzenia mineralnego zaliczonych do klas IV, IVa, IVb, V i VI) oraz gruntów leśnych, przeznaczonych na cele nierolnicze i nieleśne – może nastąpić po wydaniu decyzji zezwalającej na takie wyłączenie, rozumiane jako dopuszczenie innego użytkowania niż rolnicze lub leśne. Decyzję zezwalającą na wyłączenie wydaje:

- starosta właściwy terytorialnie – w odniesieniu do gruntów rolnych;
- dyrektor Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych – w odniesieniu do gruntów leśnych;
- dyrektor parku narodowego – w odniesieniu do gruntów wchodzących w skład parków narodowych.

Decyzję o wyłączeniu wydaje się przed uzyskaniem pozwolenia na budowę.

Przy zmianie użytkowania gruntów rolnych na leśne (art. 11 ust. 6.) decyzja nie jest wymagana.

Od 1 stycznia 2009 r. konieczność wyłączenia nie dotyczy użytków rolnych leżących w granicach administracyjnych miast.

OPŁATY ZA WYŁĄCZENIE GRUNTÓW ROLNYCH I LASÓW Z PRODUKCJI

Wyłączenie gruntów z produkcji, co do których wymagana jest decyzja o wyłączeniu, wiąże się z obowiązkiem poniesienia określonych opłat. W skład opłat wchodzi:

$$O = N' + \Sigma OR + Odsz$$

gdzie:

- O – opłaty,
- N' – należności pomniejszone o wartość gruntów,
- OR – opłaty roczne,
- Odsz – odszkodowanie za przedwczesny wyrąb drzewostanu.

Należności (N)

Należności są płacone jednorazowo w terminie 60 dni od uprawomocnienia się decyzji. Należności wyrażane są w złotych przy gruntach rolnych (przed 1 stycznia 2010 były wyrażone w tonach ziarna żyta) lub w m³ drewna (przy gruntach leśnych). Zależą od klasy bonitacyjnej, rodzaju utworów glebowych (mineralne, organiczne) albo typów siedliskowych lasów. Przeliczanie wysokości należności, w przypadku gruntów leśnych, z jednostek naturalnych na złotówki odbywa się poprzez przemnożenie wielkości należności przez cenę 1 m³ drewna, ogłaszaną każdego roku nie później niż 20 dni po upływie trzeciego kwartału, przez Główny Urząd Statystyczny.

Należności za grunty nie wymienione w odpowiednich tabelach w ustawie wynoszą:

Rodzaj gruntu	Należność
<ul style="list-style-type: none"> • Parki wiejskie, • Grunty pod budynkami i urządzeniami uznany- mi za działki specjalne, • Pod drogami dojazdowymi do pól. 	Ustala się jak za grunty pod zadrzewieniami i jak za grunty pod budynkami wchodzącymi w skład gospodarstw.
<ul style="list-style-type: none"> • Grunty pod stawami rybnymi, • Grunty pracowniczych ogrodów działkowych, • Grunty pod urządzeniami melioracji wodnych, przeciwpowodziowych, zaopatrzenia rolnika w wodę, kanalizacji oraz utylizacji ścieków, utylizacji odpadów i ścieków na potrzeby rolnictwa, • Zrehabilitowane na potrzeby rolnictwa, • Torfowiska i oczka wodne. 	Należność wynosi 233 160 zł.
<ul style="list-style-type: none"> • Grunty leśne w lasach ochronnych 	Należność podwyższa się o 50% w stosunku do lasów, które nie są ochronnymi.

Zgodnie z art. 12 ust. 6 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych należność pomniejsza się o wartość gruntu, ustaloną według cen rynkowych stosowanych w danej miejscowości w obrocie gruntami, w dniu faktycznego wyłączenia tego gruntu z produkcji.

$$N' = N - W$$

gdzie:

N – należność naliczona zgodnie z ustawą,

W – wartość rynkowa gruntu.

Oznacza to, że jednorazowa opłata jest zmniejszona o wartość wyłączanych gruntów, które w dniu wyłączenia z produkcji są gruntami rolnymi przeznaczonymi na inne cele, często także wyposażonymi w niektóre urządzenia infrastruktury technicznej, a więc mają wartość gruntów budowlanych.

W tym miejscu powstaje pytanie (a często i wątpliwości) o jaką i jak określoną wartość tu chodzi. W artykule 12.6 zawarta jest odpowiedź na pytanie, jak należy tę wartość określić i według jakiej procedury. Najważniejsze trzy reguły tej procedury to, że ma być to wartość określona: według cen rynkowych, cen z rynku lokalnego, cen na datę wyłączenia z produkcji.

Najwięcej niejasności i nieporozumień budzi stwierdzenie „na datę wyłączenia z produkcji”. Sformułowanie to oznacza, zgodnie z ustawą, datę rozpoczęcia innego użytkowania, a właściwie datę wydania decyzji o wyłączeniu. Jest to więc moment poprzedzający wydanie pozwolenia na budowę, a nie uchwalenia planu czy zakupu działki przez inwestora. Stwierdzenie „data wyłączenia” odnosi się zarówno do stanu nieruchomości, jak i poziomu cen przyjętych do wyceny. W omawianym przypadku ma to być grunt, który w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego jest już przeznaczony na inne (niż rolnicze lub leśne) cele, a w ewidencji gruntów jest jeszcze zapisany jako rolny lub leśny.

Stwierdzenie zawarte w art. 12 ust. 6 „według cen rynkowych” obliguje rzeczoznawców do zastosowania przy wycenie podejścia porównawczego.

Z powyższych wywodów wynika, że:

- w rejonach, gdzie wartość gruntów przeznaczonych na inne niż rolne cele jest duża (obrzeża większych miast, atrakcyjne położenie, tereny przemysłowe itd.) – tam należności będą pomniejszone o większe liczby i w niektórych przypadkach mogą nawet nie występować – gdy wartość gruntów będzie większa lub równa należności wyliczonej według podanych zasad

$$N' = 0, \quad \text{gdy} \quad W \geq N;$$

- przy takich samych cechach gruntów rolnych lub leśnych w okolicach większych miast, należności są mniejsze niż w okolicach małych miasteczek i obszarów wiejskich.

W niektórych przypadkach wartość gruntów przyjmowana do pomniejszenia należności może wynikać z aktu notarialnego kupna – sprzedaży lub oświadczenia złożonego

przez osobę zainteresowaną. Jeżeli z rozeznania organu wydającego decyzję zezwalającą na wyłączenie wynika, że cena ujawniona w akcie notarialnym zakupu działki lub wartość podana w oświadczeniu przez zainteresowanego znacznie odbiega od cen stosowanych w obrocie gruntami na danym terenie, konieczna jest wówczas wycena wykonana przez rzeczoznawcę majątkowego.

Z art. 6 kodeksu cywilnego wynika, że „ciężar udowodnienia faktu spoczywa na osobie, która z tego faktu wywodzi skutki prawne...”. Jeżeli więc organ zamierza nałożyć na stronę obowiązek zapłaty, to musi ten obowiązek udowodnić. Dotyczy to też przypadków, gdy ciężar dowodu spoczywa na stronie postępowania, albowiem organ jest zobowiązany – na zasadzie dochodzenia prawdy obiektywnej – podjąć z własnej inicjatywy czynności dowodowe prowadzące do uzyskania opinii rzeczoznawcy. Koszty przeprowadzenia czynności dowodowych mogą wówczas obciążyć Fundusz Ochrony Gruntów Rolnych.

Oplaty roczne (OR)

Oplaty roczne są płacone przez 10 lat w wysokości 10% należności, a w przypadku wyłączenia nietrwałego – płacone przez okres tego wyłączenia, nie dłużej jednak niż przez 20 lat.

Wysokość opłat rocznych oblicza się od pełnej należności, nie zmniejszonej o wartość gruntów. Oplaty roczne uiszcza się do 30 czerwca każdego roku (licząc lata od następnego roku kalendarzowego po wyłączeniu) według wielkości podanych w ustawie, a w przypadku gruntów leśnych według aktualnych cen drewna, podanych przez GUS, stosowanych do wymiaru podatku leśnego.

Odszkodowanie za przedwczesny wyrąb drzewostanu na gruntach leśnych

Zgodnie z art. 12 ust. 5 ustawy odszkodowanie jednorazowe za przedwczesny wyrąb drzewostanów stanowi różnicę między spodziewaną wartością drzewostanów w wieku rębności (określonym w planie urzędzenia lasu) a wartością w chwili jego wyrębu. W drzewostanach młodszych, w których nie można pozyskać sortymentów drzewnych, odszkodowanie to stanowi wartość kosztów poniesionych na założenie i pielęgnację drzewostanów.

Odszkodowanie obliczane jest zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 czerwca 2002 r. w sprawie jednorazowego odszkodowania za przedwczesny wyrąb drzewostanu (Dz. U. Nr 99 poz. 905), według następujących formuł: przy drzewostanach „starszych” $O = (W_i - W_s) \cdot Z \cdot P \cdot C$ oraz przy drzewostanach „młodszych”

$$O = W_k \cdot Z \cdot P \cdot C$$

Poszczególne symbole użyte w formułach oznaczają:

- W_i – przelicznik wartości 1 ha drzewostanu na pniu według niezbędnych nakładów na jego wytworzenie w wieku rębności, obliczony według wartości w m³ drewna,
- W_s – przelicznik wartości sprzedażnej 1 ha drzewostanu na pniu w wieku wyrębu faktycznego, obliczony według wartości m³ drewna,
- W_k – przelicznik wartości drzewostanu wg wyłożonych kosztów 1 ha drzewostanu, obliczony według wartości m³ drewna,

- Z – współczynnik zadrzewienia,
P – powierzchnia obszaru wyłączanego w hektarach,
C – cena m³ drewna podana przez Prezesa GUS.

Przy określaniu odszkodowania za przedwczesny wyręb drzewostanu kolejne kroki postępowania są następujące:

- zebranie właściwych danych z opisu taksacyjnego (i orientacyjne porównanie danych z terenu),
- określenie powierzchni wyłączanej z produkcji,
- ustalenie ceny m³ drewna, podawanej przez Prezesa GUS,
- odczytanie właściwych wielkości W i W_s lub W_k,
- obliczenie wysokości odszkodowania według właściwej formuły.

Elementy taksacyjne drzewostanów niezbędne do obliczenia odszkodowań, a więc: skład gatunkowy, wiek rębności, wiek wyrębu, klasa bonitacyjna drzewostanu oraz stopień zadrzewienia określa się na podstawie inwentaryzacji drzewostanu w obowiązującym planie urządzenia lasu lub na podstawie dokumentacji nowo założonych upraw leśnych. W przypadku braku planu urządzenia lasu potrzebne elementy taksacyjne określa się zgodnie z zasadami sporządzenia planu urządzenia lasu. Przy drzewostanach wielogatunkowych oblicza się odszkodowanie dla każdego gatunku, uwzględniając jego procentowy udział w drzewostanie.

Oplaty dodatkowe (karne)

W razie wyłączania gruntów z produkcji – w decyzji o wyłączeniu można, po zasięgnięciu opinii wójta, nałożyć obowiązek zdjęcia oraz wykorzystania na cele poprawy wartości użytkowej gruntów próchnicznej warstwy gleby z gruntów rolnych klas I, II, IIIa, IIIb, III, IVa i IV oraz z torfowisk.

W razie niewykonania obowiązku określonego wyżej – osoba wyłączająca grunty z produkcji uiszcza za każdy 1 m³ wykorzystanej niewłaściwie próchnicznej warstwy gleby opłatę w wysokości obowiązującej w dniu wydania decyzji o ustaleniu wysokości opłaty.

W razie zbycia gruntów, dla których wydano decyzję o wyłączeniu – wszelkie obowiązki z niej wynikające przechodzą na nabywcę.

Występowanie opłat

Ze względu na występowanie opłat za wyłączenie można wyodrębnić następujące przypadki:

- a) opłaty występują,
- b) opłaty nie występują,
- c) zwolnienia z opłat,
- d) umorzenia opłat.

Sytuacja (a), kiedy opłaty występują, zaistnieje wówczas, gdy konieczność ich ponoszenia wypływa wprost z uregulowań ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych:

- grunty rolne klas I, II, IIIa, IIIb, III – w przypadku gleb pochodzenia mineralnego,
- grunty rolne pochodzenia organicznego – torfowe i murszowe,
- grunty leśne (wszystkie).

Sytuacja (b), kiedy opłaty nie występują, odnosi się do przypadku, gdy wyłączane są użytki rolne zaliczone do klasy IV, V i VI gleb pochodzenia mineralnego.

Zwolnienie z opłat (sytuacja c) ma miejsce od 1997 r., kiedy to do ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych dodano art. 12a (ustawa z dnia 22 maja 1997 r. Dz. U. nr 60, poz. 370). Z artykułu tego wynika, że nie ma obowiązku ponoszenia opłat za wyłączenie gruntów z produkcji, a w odniesieniu do lasów, także odszkodowań za przedwczesny wyręb drzewostanów, w przypadku gdy grunty są wyłączane na cele budownictwa mieszkaniowego i gdy wyłączana powierzchnia wynosi:

- do 0,05 ha w przypadku budynku jednorodzinnego,
- do 0,02 ha na każdy lokal mieszkalny, w przypadku budynku wielorodzinnego.

Możliwość umorzenia opłat (sytuacja d) wynika z art.12.16. Na wniosek organu wykonawczego jednostki samorządu terytorialnego, w przypadku inwestycji o charakterze użyteczności publicznej z zakresu oświaty i wychowania, kultury, kultu religijnego oraz ochrony zdrowia i opieki społecznej, jeżeli inwestycja ta służy zaspokojeniu potrzeb lokalnej społeczności oraz dotyczącej powiększenia lub założenia cmentarza, jeżeli obszar gruntu podlegający wyłączeniu nie przekracza 1 ha i nie ma możliwości zrealizowania inwestycji na gruncie nieobjętym ochroną, można umorzyć całość lub część należności i opłat rocznych, a w odniesieniu do gruntów leśnych – również jednorazowe odszkodowanie w razie dokonania przedwczesnego wyrębu drzewostanu. Umorzenie to następuje przez:

- marszałka województwa – w odniesieniu do gruntów rolnych,
- dyrektora Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych – w odniesieniu do gruntów leśnych,
- dyrektora parku – w odniesieniu do obszarów wchodzących w skład parków narodowych.

Od 1 stycznia 2010 r. zgodnie z ustawą z dnia 25 czerwca 2009 r. o zmianie ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, która dodała art. 12.17, na wniosek organu wykonawczego jednostki samorządu terytorialnego marszałek województwa może umorzyć całość lub część należności i opłat rocznych w odniesieniu do gruntów rolnych w przypadku inwestycji zmierzającej do osiągnięcia celów, o których mowa w art. 6 ustawy z dnia 21 sierpnia 1997 r. o gospodarce nieruchomościami (chodzi tu o grunty przeznaczone na cele publiczne), przeznaczonej na cele inne niż określone w art. 12 ust. 16, jeżeli obszar gruntu podlegający wyłączeniu nie przekracza 1 ha i nie ma możliwości zrealizowania inwestycji na gruncie nieobjętym ochroną.

OCHRONA GRUNTÓW A EWIDENCJA GRUNTÓW

Ewidencja gruntów i budynków jest urzędowym spisem danych o nieruchomościach, będących podstawą między innymi wymiaru podatku od nieruchomości. Z tego powodu bardzo istotne jest ustalenie, w jakim momencie procesu odrolnienia grunt przestaje być rolnym, a staje się budowlanym. Zmiana w ewidencji gruntów powoduje zmianę rodzaju podatku z rolnego lub leśnego na podatek od nieruchomości, który jest kilkadziesiąt razy większy. Zmiana w planie miejscowym nie powoduje faktycznej zmiany użytkowania, bowiem grunt może być użytkowany dalej w sposób dotychczasowy. Grunt rolny nie traci też charakteru rolnego, gdy zostanie podzielony na działki budowlane, a także wówczas, gdy działka zostanie uzbrojona w infrastrukturę techniczną. Formalna zmiana użytkowania następuje po wydaniu pozwolenia na budowę poprzedzonego decyzją o wyłączeniu z produkcji. Ten moment pozwala na podjęcie prac związanych z przygotowaniem do innego użytkowania – rozpoczęcie realizacji inwestycji. W tym miejscu zaczyna się różne rozumienie stwierdzenia: rozpoczęcie innego użytkowania niż rolnicze lub leśne. To różne rozumienie powoduje, że niektórzy uważają, że pozwolenie na budowę jest tym momentem innego użytkowania, a inni, że jest to moment przygotowania do innego użytkowania, a to inne użytkowanie rozpocznie się po faktycznym rozpoczęciu tegoż użytkowania, to znaczy np. po oddaniu budynku do użytkowania. Wydawało się, że wprowadzenie w 2001 r. do ewidencji gruntów nowego rodzaju użytku gruntowego: Bp – grunty zurbanizowane niezabudowane, powinno sprawę wyjaśnić i że momentem wprowadzenia tego użytku będzie wydanie pozwolenia na budowę. Pojawiają się jednak kolejne wątpliwości. Decyzja o wyłączeniu dotyczy tylko części działki budowlanej przewidzianej pod faktyczne zainwestowanie – co powoduje, że zmiana na Bp powinna nastąpić tylko w tej części działki budowlanej. Zmiana na użytek Bp całej działki też budzi wątpliwości, szczególnie w odniesieniu do działek dużych, na których właściciele część terenu przeznaczają pod uprawy warzywne, drzewka sadownicze lub jako teren urządzonej zieleni. Te wskazane problemy wymagają rozwiązania, aby obowiązywała jednolitość w tym względzie w całym kraju – dziś takowej nie ma.

UWAGI KOŃCOWE

Problemów związanych z odrolnieniem i odlesieniem jest wiele, poczynając od rozumienia pojęcia grunt rolny, kończąc na zmianach w ewidencji gruntów i budynków. Dyskusja nad nim trwa, jest coraz więcej jednolitości w ich rozwiązywaniu, ale jeszcze dużo wymaga wyjaśnienia. Biorąc pod uwagę przedstawione problemy, dotychczasowe doświadczenia nauki i praktyki w zakresie ochrony gruntów rolnych i leśnych, można sformułować następujące wnioski:

1. Powierzchnia gruntów rolnych ulega stałemu zmniejszaniu i proces ten wprawdzie z mniejszym tempem, ale ciągle trwa. Dotychczasowe formy ochrony spowodowały, że powierzchnia przestrzeni rolniczej jest jeszcze wystarczająca do zabezpieczenia wyżywienia ludności naszego kraju.

2. Dotychczasowe doświadczenia z procesem odrolnienia gruntów rolnych i odlesienia gruntów leśnych świadczą o zasadności ich funkcjonowania. Procesy te, przez niektórych określane jako „hamulec” rozwoju inwestycji, z pewnością spełniają rolę zabezpieczenia najlepszej przestrzeni rolniczej.
3. Bardzo ważną rolę do spełnienia w ochronie gruntów rolnych i lasów mają opracowania planistyczne. One bowiem kreują przeznaczenie i zagospodarowanie terenu i od nich zależy zachowanie przestrzeni rolnej w stanie spełniającym oczekiwania naszych następców.
4. Instrumenty przeciwdziałające odrolnieniu gruntów rolnych i odlesieniu gruntów leśnych mają różny charakter: administracyjny przy wydawaniu zgody na zmianę przeznaczenia w planie miejscowym oraz administracyjno-ekonomiczny przy wyłączaniu gruntów z produkcji.
5. Do pilnych zagadnień wymagających rozwiązania należy zaliczyć:
 - doprecyzowanie relacji między ochroną gruntów rolnych i lasów a ewidencją gruntów;
 - ustalenie relacji między powierzchnią wyłączaną a zmianą użytków w działce.

PIŚMIENNICTWO

- Cymerman R., Kurowska K., Kowalczyk C., 2009. Ekonomiczne i prawne aspekty odrolniania i odlesiania gruntów. Educaterra Olsztyn.
- Cymerman R. – red., 2010 r. Planowanie przestrzenne dla rzeczoznawców majątkowych, zarządców oraz pośredników w obrocie nieruchomościami. Educaterra Olsztyn.
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2004 r. Nr 121, poz. 1266 z późn. zmianami).
- Roczniki statystyczne.

PROBLEMS OF FARMLAND CONVERSION AND DEFORESTATION

Summary

The paper discusses the issues of farmland and forest protection, the procedure of converting arable and afforested land to alternative uses, the role of this procedure in the investment process, fees for excluding farmland and forests from production as well as interdependences between farmland protection and land and building registration.

KEY WORDS: farmland, forests, permit to convert farmland and forests to alternative uses, exclusion of land from production, fees

Recenzent – Reviewer: prof. Cezary Kabała, UP we Wrocławiu

Anna Karczewska, Cezary Kabala

**GLEBY ZANIECZYSZCZONE METALAMI CIĘŻKIMI
I ARSENEM NA DOLNYM ŚLĄSKU – POTRZEBY I METODY
REKULTYWACJI**

**THE SOILS POLLUTED WITH HEAVY METALS
AND ARSENIC IN LOWER SILESIA – THE NEED
AND METHODS OF RECLAMATION**

*Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University
of Environmental and Life Sciences*

Badania prowadzone przez różne instytucje potwierdzają lokalne występowanie na Dolnym Śląsku gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Problem ten dotyczy zwłaszcza obszarów związanych z aktualnym i historycznym wydobywaniem oraz przetwórstwem rud metali, sąsiedztwa składowisk odpadów przemysłowych i komunalnych, a także różnych terenów miejskich i poprzemysłowych. Na części tych obszarów stwierdza się przekroczenie wartości dopuszczalnych określonych w standardach jakości gleb i ziem. W niniejszej pracy przedstawiono przykłady takich obiektów, z uwzględnieniem czynników wpływających na ocenę zagrożenia ekologicznego. Podjęto też dyskusję nad wyborem strategii postępowania służącej rekultywacji takich gleb, w odniesieniu do oceny zagrożenia oraz wymogów obowiązującego prawa.

SŁOWA KLUCZOWE: gleby, metale ciężkie, arsen, zanieczyszczenie, rekultywacja, tereny pogórnice, tereny przemysłowe, standardy jakości gleb

WSTĘP

Metale ciężkie w glebach stanowią mogą potencjalne źródło zagrożenia dla roślin oraz dla wód podziemnych, a w konsekwencji – mogą być włączane do łańcucha pokar-

Do cytowania – For citation: Karczewska A., Kabala C., 2010. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 59–80.

owego. Dlatego problem ten wymaga stałej kontroli i monitorowania. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi występują w Polsce lokalnie, głównie na obszarach uprzemysłowionych. W świetle badań przeprowadzonych na szeroką skalę przez IUNG gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi w stopniu wyższym niż 1 (w skali 0–5) stanowią w województwie dolnośląskim nieznacznie ponad 2% powierzchni użytków rolnych (Terelak i wsp. 1997, GUS 2009). Dane te dotyczą jednak tylko użytków rolnych. Tymczasem na obszarach o innych kategoriach użytkowania stwierdza się także występowanie podwyższonych, a niekiedy wysokich zawartości metali ciężkich w glebach. Dotyczy to w szczególności gleb na obszarach wydobywania i przetwórstwa rud metali – aktualnego i historycznego, sąsiedztwa zakładów hutniczych i metalurgicznych oraz składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych, a także terenów miejskich i poprzemysłowych. Ze względu na znaczną siłę wiązania większości metali ciężkich przez kompleks sorpcyjny gleby pierwiastki te zazwyczaj zostają unieruchomione w warstwie powierzchniowej gleby, co oznacza, że stan zanieczyszczenia pozostaje problemem na długo nawet po wyeliminowaniu źródła emisji.

Celem niniejszej pracy jest analiza problemu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi na Dolnym Śląsku, ze szczególnym uwzględnieniem tych obszarów, na których przekroczone zostały dopuszczalne zawartości metali określone w standardach jakości gleb i ziem (Rozporządzenie 2002b). Gleby takie powinny bezwzględnie podlegać rekultywacji, jednak wybór strategii postępowania służącej temu celowi nie jest prosty i wymaga każdorazowo indywidualnej analizy problemu.

ŹRÓDŁA INFORMACJI O ZANIECZYSZCZENIU GLEB METALAMI CIĘŻKIMI

Kompleksowy obraz stanu zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb użytków rolnych Polski, opublikowany przez IUNG, powstał na podstawie wyników uzyskanych dla ponad 40 tysięcy próbek gleb przeanalizowanych w latach 1992–1997 (Terelak i wsp. 1997). Badania te prowadzono na długo przed wprowadzeniem ustawowego wymogu kontroli stanu środowiska glebowego pod kątem jego zanieczyszczenia. Obecnie badania gleb poświęcone rozpoznaniu obiektów zanieczyszczonych prowadzone są głównie w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska i należą do ustawowych obowiązków starostów, wynikających z przepisów Prawo ochrony środowiska z 2001 r. (Ustawa 2001), a także z Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych z 1995 r. (Ustawa 1995). Wyniki badań monitoringowych gromadzone są i upowszechniane przez Inspekcję Ochrony Środowiska (IOŚ 2003–2009). Obowiązek prowadzenia stałych badań może być dodatkowo nałożony na podmioty władające obszarami, na których stwierdzono znaczne zanieczyszczenie środowiska glebowego. Dotyczy to zwłaszcza stref ograniczonego użytkowania, na przykład w otoczeniu hut miedzi.

Oprócz prac badawczych wynikających z wymogów prawa, służących inwentaryzacji i kontroli stanu zanieczyszczenia, wykonywane są także inne opracowania o charakterze kartograficznym, dające obraz zawartości poszczególnych pierwiastków w glebach

na różnych obszarach i w różnej skali. Należy tu w szczególności wymienić programy realizowane przez Państwowy Instytut Geologiczny, na podstawie których przygotowano atlasy geochemiczne, m.in. atlas geochemiczny Polski (Lis i Pasieczna 1995), atlasy różnych regionów, w tym najbardziej uprzemysłowionych, oraz atlas geochemiczny polskich miast (Lis i wsp. 1999, Pasieczna 2003).

Osobną grupę prac poświęconych problematyce zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi stanowią badania *stricto* naukowe, podejmowane nie tyle w celu rozpoznania obszarów zanieczyszczonych, ile dla szczegółowej analizy czynników decydujących o zagrożeniu dla zdrowia człowieka oraz dla środowiska, w zależności od rodzaju i pochodzenia zanieczyszczenia, właściwości gleb, a także różnych czynników decydujących o mobilności i bioprzyswajalności zanieczyszczeń w glebach. Autorzy niniejszego opracowania od lat zajmują się tą właśnie problematyką.

KRYTERIA OCENY ZANIECZYSZCZENIA I WYMÓG REKULTYWACJI GLEB W ŚWIETLE PRAWA

W latach dziewięćdziesiątych podstawowym i praktycznie jedynym kryterium oceny zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi były wytyczne IUNG opracowane dla gleb użytkowanych rolniczo (Kabata-Pendias i wsp. 1993). Ocena stopnia zanieczyszczenia opiera się w nich na całkowitych zawartościach metali w powierzchniowej warstwie gleby (0–20 cm), z uwzględnieniem właściwości gleb decydujących o mobilności metali, takich jak skład granulometryczny, zawartość próchnicy oraz odczyn. Choć wytyczne przeznaczone dla gleb użytków rolnych, przyjęte w nich kryteria często wykorzystywano do orientacyjnej oceny stopnia zanieczyszczenia także na obszarach użytkowanych w inny sposób.

Dopiero w roku 2001 ustawa Prawo ochrony środowiska (Ustawa 2001) wprowadziła pojęcie standardów jakości gleb i ziem, a szczegółowe wartości standardów opublikowano w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 2002 r. (Rozporządzenie 2002b). Standardy określają dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń w glebach, dla różnych form użytkowania gruntów (grupy sozologiczne A, B, C), i stanowią punkt odniesienia dla ochrony gleb przed antropogenicznym zanieczyszczeniem (tab. 1). Jednocześnie powinny być podstawą do egzekwowania obowiązku rekultywacji gleb zanieczyszczonych. Zgodnie z Prawem ochrony środowiska gleby, na których standardy zostały przekroczone, należy doprowadzić do stanu zgodnego ze standardami. Wymóg ten ma znaczenie kluczowe dla decyzji o rekultywacji gleb zanieczyszczonych, mimo że w znowelizowanej wersji Prawa ochrony środowiska (Ustawa 2001) sam termin „rekultywacja gleb” nie jest obecny.

Pojęcie rekultywacji gruntów zdegradowanych definiuje Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z 1995 r. (Ustawa 1995), jednak stosowne zapisy tej ustawy nie dotyczą gleb, które zostały zanieczyszczone „substancjami, preparatami, organizmami lub mikroorganizmami”. W takich przypadkach zasady postępowania określa Ustawa o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Ustawa 2007). Nie dotyczy ona jednak obiektów, na których zanieczyszczenie nastąpiło wcześniej niż przed 30 laty. Obowiązu-

jące są nadal regulacje prawne dotyczące obszarów ograniczonego użytkowania, istniejących wokół zakładów przemysłowych, zgodnie z Ustawą o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Ustawa 1995).

Tabela 1

Table 1

Przykładowe wartości standardów jakości gleb i ziem dla wybranych metali ciężkich, według Rozporządzenia (2002)
Examples of soil and earth quality standards for selected heavy metals, according to Rozporządzenie (2002)

Metal	Grupa obszarów – The group of areas								
	A	B						C	
	Głębokość (m) – Depth (m)								
	0–0,3	0,3–15		>15			0–2	2–15	
Wodoprzepuszczalność – Water permeability									
	–	w	n	w	n	n	–	w	n
As	20	20	20	25	25	55	60	25	100
Cu	30	150	100	100	100	200	600	200	1000
Pb	50	100	100	200	100	200	600	200	1000
Zn	100	300	350	300	300	720	1000	300	3000
Cr	50	150	150	190	150	380	500	150	800
Ni	35	100	50	100	70	210	300	70	500

Wodoprzepuszczalność: w – wysoka ($> 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), n – niska ($< 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Water permeability: w – high ($> 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), n – low ($< 10^{-7} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Należy zauważyć, że dopuszczalne zawartości zanieczyszczeń w glebach, określone jako standardy jakości gleb i ziem, zostały przyjęte arbitralnie, nie uwzględniają zróżnicowania właściwości gleb i *de facto* nie przesądzają jednoznacznie o istnieniu lub nie zagrożenia ekologicznego związanego z możliwym włączeniem tych zanieczyszczeń do obiegu biogeochemicznego. Zagrożenie takie zależy bowiem nie tylko od całkowitych zawartości zanieczyszczeń w glebie, ale od ich mobilności i bioprzyswajalności (Alloway i Ayres 1999, Kabata-Pendias i Pendias 1999). W europejskich i światowych regulacjach prawnych dotyczących rekultywacji gleb odchodzi się od określania wartości docelowych na rzecz oceny ryzyka (Gworek i wsp. 2003). Należy mieć świadomość, że zgodność zawartości zanieczyszczeń w glebie ze standardami nie musi w pełni gwarantować bezpieczeństwa ekologicznego, zwłaszcza gdy gleby zanieczyszczone charakteryzują się słabymi zdolnościami sorpcyjnymi i kwaśnym odczynem. W takich przypadkach niezbędne jest prowadzenie działań zapobiegających pogorszeniu właściwości gleby, zgodnie z ustawowym obowiązkiem przeciwdziałania degradacji gleb, zapisanym w Ustawie o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Ustawa 1995).

STRATEGIE I METODY REKULTYWACJI GLEB ZANIECZYSZCZONYCH METALAMI CIĘŻKIMI

Metody stosowane od lat w celu rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi opierają się na jednej z dwu strategii: unieruchomienia (immobilizacji) metali w glebie lub ich uruchomienia i usunięcia z gleby.

Metody stabilizacji zanieczyszczeń w glebach

Zabiegi unieruchomienia metali ciężkich w glebie nie prowadzą wprawdzie do zmniejszenia całkowitych ich zawartości, ale skutecznie ograniczają ryzyko ekologiczne. Uzyskuje się w ten sposób efekt w postaci poprawy właściwości fizycznych i chemicznych gleby, co do roku 2007 czyniło zadość wymogom rekultywacji w świetle Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Ustawa 1995). Zabiegi immobilizacji metali powinny być stosowane szczególnie tam, gdzie nie zostały przekroczone standardy jakości gleb i ziem, a także w celu tymczasowego ograniczenia ryzyka ekologicznego na obszarach przekroczeń standardów, jeśli zabieg usunięcia nadmiaru metali z gleb nie może być w krótkim czasie zastosowany. Efekt immobilizacji metali ciężkich w fazie stałej gleby można uzyskać stosunkowo łatwo, dzięki zmianie właściwości gleb decydujących o rozpuszczalności metali w glebie, a zwłaszcza – dzięki regulacji odczynu oraz poprawie zdolności sorpcyjnych gleby. Podstawowym zabiegiem ograniczającym ruchliwość metali jest odkwaszenie gleb przez wapnowanie (McBride 1994, Kabata-Pendias i Pendias 1999, Alloway i Ayres 1999). Efekt zmniejszenia mobilności metali można uzyskać ponadto, wprowadzając do gleby materiały organiczne o dużej pojemności sorpcyjnej, takie jak torf, granulowany lub sproszkowany węgiel brunatny, kompost, trociny czy korę drzewną. Rzadziej stosowanym sposobem zwiększenia zdolności sorpcyjnych gleb lekkich jest zastosowanie dodatków bogatych w minerały ilaste, na przykład w formie zabiegu łożowania, polegającego na wymieszaniu powierzchniowej warstwy gleby piaszczystej z nawiezionym materiałem zwięźlejszym. Sorpcję chemiczną metali ciężkich w glebie wspomagać można przez zastosowanie materiałów zawierających fosforany, np. fosforytów lub hydroksyapatytu (Buczowski i wsp. 2002, Karczevska 2008). Należy tu zwrócić uwagę, że słabo zhumifikowana substancja organiczna wprowadzana do gleby może zawierać niskocząsteczkowe frakcje organiczne, łatwo rozpuszczalne w wodzie i zdolne do kompleksowania metali ciężkich, co może spowodować niepożądany wzrost ich rozpuszczalności. Między innymi dlatego przepisy polskiego prawa nie zezwalają na stosowanie komunalnych osadów ściekowych do użyźniania lub rekultywacji gleb zawierających wysokie koncentracje metali ciężkich (Rozporządzenie 2002a).

Skuteczne przykrycie powierzchni gleby zwartą okrywą roślinną dodatkowo ogranicza skutki erozji gleb zanieczyszczonych i określane jest terminem fitostabilizacja. Rośliny pełnią funkcję ochronną, przeciwerozryjną, a ponadto stymulują procesy sorpcji metali w glebie i modyfikują gospodarkę wodną gleby, zmniejszając zagrożenie wypłukiwaniem metali.

Metody oparte na strategii immobilizacji metali ciężkich w glebach zanieczyszczonych były dotąd praktycznie jedyną stosowaną w Polsce formą rekultywacji tych gleb

– powszechnie dostępną i ekonomicznie zasadną. Regulacja odczynu gleb pozwala na przywrócenie życia biologicznego i odtworzenie okrywy roślinnej na terenach wcześniej całkowicie zdewastowanych, na przykład wskutek oddziaływania emisji hutniczych nie tylko w Polsce, ale także w rejonach wielkich kompleksów hutniczych w innych krajach, jak Sudbury, Tacoma, Harjavalta czy Falun. Jednak ze względu na utrzymywanie się potencjalnego zagrożenia dla środowiska – metody immobilizacji zanieczyszczeń metalicznych uważa się za tymczasowe i niewystarczające, zwłaszcza wówczas gdy przekroczone są standardy jakości gleb.

Metody usuwania zanieczyszczeń z gleb

Jeśli zawartość metali ciężkich w glebie przekracza standardy jakości gleb i ziem, zabiegiem, który należy przeprowadzić zgodnie z wymogami prawa, powinno być usunięcie z gleby ponadnormatywnych ilości metali. Uzyskuje się to bądź zdejmując najbardziej zanieczyszczoną warstwę i deponując ją na składowisku odpadów niebezpiecznych (co nie w pełni odpowiada zasadom kompleksowej ochrony środowiska), bądź zmniejszając koncentrację zanieczyszczeń w glebie. W szczególnych sytuacjach zabieg polegający na głębokim przeoraniu silnie zanieczyszczonej warstwy powierzchniowej może doprowadzić glebę do stanu zgodnego z wymogami standardów jakości, jednak jest to *de facto* półśrodek, który w niewielkim stopniu poprawia właściwości.

Techniczny proces oczyszczania (dekontaminacji) można realizować w dwojaki sposób: *in situ* – na miejscu, gdzie nastąpiło zanieczyszczenie lub *ex situ* – poza miejscem zanieczyszczenia, w stacjonarnym albo mobilnym zakładzie oczyszczania gleb. W celu uruchomienia metali z fazy stałej gleby i ich usunięcia wykorzystuje się najczęściej mechanizm wymywania (ekstrakcji), niekiedy wspomagany elektrochemicznie. Metody techniczne oczyszczania gleb z metali ciężkich budzą jednak wiele zastrzeżeń, nie tylko ze względu na ich wysokie koszty, ale na fakt radykalnej ingerencji we właściwości gleb. Procesy oczyszczania czynią z gleby martwy materiał pozbawiony żywych organizmów, często o zmienionej lub całkowicie zniszczonej strukturze. Do odtworzenia życia biologicznego niezbędne jest potem długotrwałe stosowanie metod biologicznej rekultywacji.

W świetle badań prowadzonych na świecie od początku lat dziewięćdziesiątych w celu usunięcia nadmiaru metali ciężkich z gleb duże nadzieje wiązano, i wiąże się nadal, z możliwością wykorzystania metod fitoremediacji, a zwłaszcza fitoekstrakcji. Metody te – jako nieinwazyjne, a przez to przyjazne środowisku – zyskały szerokie zainteresowanie. Efektywność fitoekstrakcji metali ciężkich z gleb jest jednak zazwyczaj bardzo niska i nie daje szans na usunięcie znaczniejszych ilości metali z gleby w realnym czasie rzędu kilkunastu – kilkudziesięciu lat. Próby zwiększenia skuteczności fitoekstrakcji, na przykład przez zastosowanie zjawiska hiperakumulacji naturalnej lub indukowanej, nie przyniosły na razie pożądanych rezultatów i pozostają nadal na etapie badań, bez widocznych perspektyw na ich zastosowanie w praktyce (Karczewska i wsp. 2008).

OBSZARY ZANIECZYSZCZONE NA DOLNYM ŚLĄSKU – W ŚWIECIE BADAŃ WŁASNYCH I PRZEGLĄDU LITERATURY

Autorzy niniejszego opracowania nie stawiają sobie za cel przedstawienia pełnego obrazu stanu zanieczyszczenia gleb Dolnego Śląska. Inwentaryzacja i monitoring wszystkich obszarów zanieczyszczonych jest zadaniem na wiele lat, które sukcesywnie jest i będzie realizowane przez wyznaczone do tego instytucje. Poniżej przedstawiono dane dotyczące stanu zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb na obszarach, gdzie należy spodziewać się wzbogacenia gleb w metale, ale skala tego wzbogacenia nie jest oczywista i wymaga badań. Do takich obszarów, wartych prezentacji, zaliczono: tereny w zasięgu oddziaływania współczesnego przemysłu miedziowego, rejon historycznej eksploatacji i przetwarzania rud metali nieżelaznych, sąsiedztwo składowisk odpadów, a także wybrane obszary miejskie, zwłaszcza w obrębie Wrocławia.

Współczesne rejon y górnictwa i przetwórstwa rud miedzi. LGOM

Produkcja miedzi w Legnicko-Głogowskim Okręgu Miedziowym obejmuje 3 podstawowe etapy: wydobywania rudy, wzbogacania (flotacji) oraz termicznego przetwarzania i końcowej obróbki w hutach. Na każdym z tych etapów metale ciężkie emitowane są do środowiska i przyczyniają się do zanieczyszczenia gleb.

Wydobycie rudy jest przyczyną emisji metali ciężkich, związanych głównie z rejonami szybów górniczych. Krajewski i Nierzewska (1995) dokumentowali stan zanieczyszczenia powierzchniowych warstw gleb w rejonie szybów terenów górniczych Rudna, Polkowice, Lubin i Sierszowice. To opracowanie, a także późniejsze prace, wskazują na zróżnicowane wzbogacenie badanych gleb w metale ciężkie, przy czym zawartości Cu w glebach mieszczą się w szerokim zakresie od kilku do 670 mg·kg⁻¹. Zawartości miedzi przekraczające 150 mg·kg⁻¹ stwierdzano w punktach zlokalizowanych w strefach bezpośredniego oddziaływania emisji z szybów. Wartość 600 mg·kg⁻¹ stanowiąca standard jakości gleb i ziem dla obszarów przemysłowych, w świetle pracy Krajewskiego i Nierzewskiej (1995), przekroczona została w pojedynczych punktach, jednak biorąc pod uwagę fakt, że zanieczyszczenie ma tam niewątpliwie charakter powierzchniowy, można przyjąć, że zawartość Cu w glebach w bezpośrednim sąsiedztwie szybów górniczych odpowiada standardom jakości gleb dla terenów przemysłowych, a w dalszej odległości od szybów – także standardom dla terenów kategorii B.

Kolejnym źródłem emisji metali do środowiska są **składowiska odpadów poflotacyjnych**, a zwłaszcza zbiornik Żelazny Most. Główny mechanizm zanieczyszczenia terenów przyległych związany jest z pyleniem z powierzchni przesuszonych plaż oraz skarp. Wieloletnie badania monitoringowe prowadzone wokół obiektu Żelazny Most potwierdzają wpływ składowiska na zawartość metali w glebach (Chodak i wsp. 1995–2004, 2006). Całkowita zawartość miedzi w powierzchniowej warstwie gleb wokół składowiska zmieściła się w 2007 r. w przedziałach 10–82 mg·kg⁻¹ (Kabała i wsp. 2009) i wykazywała wyraźny związek z odległością od korony. Najwyższe koncentracje Cu występują w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska, szczególnie przy wschodniej zaporze, co jest związane z dominującym kierunkiem wiatrów. Analiza danych z kilku lat wskazuje jednak,

że funkcjonowanie składowiska nie powoduje już obecnie wzrostu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, co świadczy o wysokiej skuteczności stosowanych metod stabilizacji osadów na składowisku. W niektórych glebach obserwowano nawet trend zmniejszania się zawartości Cu i As (Kabała i wsp. 2009). W żadnym z badanych punktów nie została przekroczona zawartość Cu określona jako standard jakości gleb dla obszarów kategorii B (Rozporządzenie 2002b), wynosząca $150 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Podobnie, nie stwierdzano przekroczenia określonych w standardach zawartości innych metali ciężkich. W żadnej z analizowanych próbek glebowych nie został w 2007 r. przekroczony standard jakości gleb dla arsenu, wynoszący $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, choć w latach 1996–2001 notowano w pojedynczych punktach zawartości tego pierwiastka nieznacznie przekraczające wartość standardu, sięgające $34,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jak już wspomniano, zanieczyszczenie gleb w rejonie składowiska Żelazny Most wiąże się głównie z procesami wywiewania materiału zdeponowanego na składowisku, o uziarnieniu sprzyjającym procesom erozji wietrznej. Problem zanieczyszczenia gleb w sąsiedztwie innych składowisk poflotacyjnych tak zwanego Starego Zagłębia (Iwiny, Lena), gdzie materiał zdeponowany ma uziarnienie zwięźlejsze, praktycznie nie istnieje (Karczewska i Król 2007).

Z istnieniem składowisk może wiązać się jeszcze jeden mechanizm chemicznego zanieczyszczenia gleb, powodowany przez niekontrolowane wydostanie się półpłynnej masy osadów poza koronę obwałowania. Taka sytuacja miała miejsce w 1967 r. w Iwinach, wskutek wytworzenia się potężnej wyrwy w obwałowaniu osadnika. Do dziś na powierzchni gleby wzdłuż doliny rzeki Bobrzycy pozostaje warstwa osadów poflotacyjnych, lokalnie przemieszana z glebą naturalną (Karczewska i Lizurek 2004). Zawartości Cu i Pb w próbkach pobranych z powierzchniowej warstwy gleb mieściły się w zakresach odpowiednio: $167\text{--}835 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ oraz $64\text{--}243 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, co oznacza, że gleby na tym obszarze nie spełniają standardów jakości dla użytków rolnych. Z drugiej strony, naniesienie na powierzchnię gleb piaszczystych osadów bogatych w węglany i frakcję ilastą wpłynęło na poprawę produktywności tych gleb, a wysoka zawartość węglanów zapobiega wymywaniu metali ciężkich do głębszych warstw gleby oraz ogranicza ich fitoprzyzwajalność.

Hutnictwo metali nieżelaznych było od wielu setek lat przyczyną emisji do środowiska zanieczyszczeń metalicznych, które – w połączeniu z oddziaływaniem silnego zakwaszenia związanego z emisją dwutlenku siarki – były przyczyną powstawania wokół hut stref zdewastowanych, pozbawionych roślin i silnie narażonych na erozję. Roczna emisja metali, zwłaszcza Cu i Pb, a także Cd oraz As, z hut LGOM wzrastała sukcesywnie od czasu uruchomienia zakładów do połowy lat osiemdziesiątych. W tym czasie zakłady te emitowały rocznie ponad 2600 ton pyłów metalurgicznych zawierających ponad 200 ton Cu i 150 ton Pb (Piestrzyński 1996). Mimo że w następnych latach udało się radykalnie ograniczyć emisje, to jednak nie rozwiązało to problemu istniejącego już zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, zwłaszcza Cu i Pb, a także As. Badania monitoringowe prowadzone w rejonie hut miedzi Legnica i Głogów – w różnym zakresie – już od lat siedemdziesiątych wskazują, że w latach dziewięćdziesiątych w rejonach hut nastąpiła stabilizacja stanu zanieczyszczenia gleb miedzią i ołowiem na poziomie, z jakim mieliśmy do czynienia przed uruchomieniem nowoczesnych instalacji redukujących emisje pyłów (Szerszeń i wsp. 1999, 2004).

Najwyższe zawartości metali w powierzchniowej warstwie gleby, notowane w najbliższym sąsiedztwie hut w początkowym okresie ich działalności, sięgały: $9800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu i $4580 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Pb w rejonie huty Legnica oraz $5000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu i $18400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Pb w rejonie hut Głogów (Weber 1987, Roszyk i Szerszeń 1988). W miarę wzrostu odległości od źródeł emisji zawartości metali w glebach zmniejszały się. Na obszarach najsilniej zanieczyszczonych utworzono strefy ochrony sanitarnej, przekształcone później w strefy ograniczonego użytkowania. W latach osiemdziesiątych przystąpiono do rekultywacji zanieczyszczonych gleb. Tereny w obrębie stref ochronnych, po zwapnowaniu i wykonaniu głębokiej orki, objęto zadrzewieniem, wykorzystując głównie najbardziej odporne na zanieczyszczenie odmiany topoli. Otwarty pozostaje nadal problem zgodności właściwości gleb na zadrzewionych obszarach ze standardami jakości (Rozporządzenie 2002b).

Badania kontrolne i monitoringowe prowadzone w rejonie huty miedzi Legnica wskazują, że zawartości Cu w warstwie 0–30 cm na około 20% powierzchni strefy ograniczonego użytkowania przekraczają wartości określone dla obszarów przemysłowych (C), a standardy jakości gleb i ziem dla obszarów B, tj. użytkowanych leśnie bądź rolniczo, spełnione są tylko na obrzeżach dawnej strefy ochronnej, szczególnie w północnej części tej strefy (Kaszubkiewicz i wsp. 2005). Podobny obraz daje także zanieczyszczenie gleb ołowiem. Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że standardy jakości dla terenów C odnoszą się do warstwy gleby 0–2 m (a nie 0–30 cm). Średnie koncentracje Cu i Pb w warstwie 0–2 m tylko w jednym (z ogólnej liczby 49) punkcie monitoringowym w sąsiedztwie huty miedzi Legnica przekraczają wartości standardów dla terenów przemysłowych (Kaszubkiewicz i wsp. 2005).

Zbliżony obraz stanu zanieczyszczenia metalami ciężkimi rysuje się również w rejonie huty miedzi Głogów (Szerszeń i wsp. 1999, 2004). Tu także jedynie w bezpośrednim sąsiedztwie huty wyróżnić można obszar, na którym nie są spełnione standardy – nie tylko dla kategorii zoologicznej B, ale też i dla obszarów kategorii C.

Obszary zanieczyszczone związane z historycznym i obecnym górnictwem oraz przetwórstwem rud metali

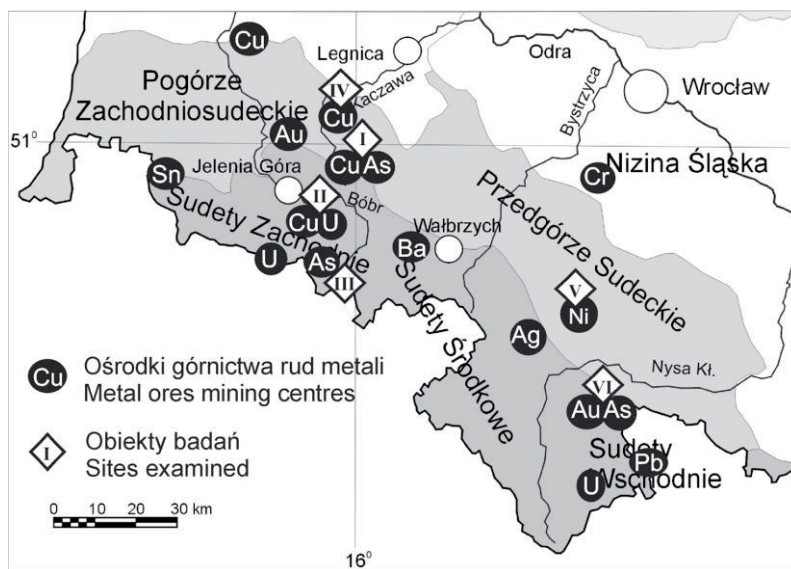
W Sudetach i na Przedgórzu Sudeckim, w wielu miejscach, występują rudy metali nieżelaznych, które eksploatowane były od średniowiecza – najpierw odkrywkowo, a potem podziemnie (Dziekoński 1979). Głębokość zalegania tych złóż jest zróżnicowana, niektóre leżą bardzo płytko, jak łupki miedzionośne w rejonie Leszczyny na Pogórzu Kaczawskim (Piątek i Piątek 1998). W wyniku prowadzonej przez wiele stuleci działalności górniczej powstawały zwały i hałdy odpadów górniczych oraz przetwórczych. Wytop rudy w hutach generował powstawanie żużli hutniczych, był także źródłem emisji do atmosfery pyłów metalonośnych, ulegających depozycji na powierzchni przyległych gleb, co doprowadziło do ich lokalnego znacznego wzbogacenia w metale ciężkie.

Przykładami rejonów górniczych objętych dawną działalnością górniczą w Sudetach i na Pogórzu Sudeckim są:

- Miedzianka i Czarnów w Rudawach Janowickich oraz rejon Żeleźniaka w Górach Kaczawskich, gdzie od XIII w. prowadzono eksploatację złóż arsenowo-polimetalicznych;
- Złoty Stok – ośrodek eksploatacji złota (XIII–XVIII w.), a następnie – górnictwa arsenu i produkcji arseniku (do roku 1962);
- Leszczyna i Chełmiec w rejonie Złotoryi, gdzie eksploatowano i przetapiano rudy miedzi;
- Marcinków i Lutynia, w rejonie Łądką Zdr. – ośrodki eksploatacji rud cynku i ołowiu;
- Szklary koło Ząbkowic Śl. i rejon przełęczy Tapadła w masywie Ślęży i Raduni – obszary mineralizacji niklowej i niklowo-chromitowej;
- Kowary i Miedzianka w Rudawach Janowickich oraz Kletno w Masywie Śnieżnika – ośrodki eksploracji polimetalicznych rud bogatych w uran;
- inne ośrodki górnictwa rud metali, w tym: baru (Boguszów, Stanisławów), cyny (Gierczyn), srebra (Srebrna Góra).

Lokalizację tych rejonów na mapie Dolnego Śląska ilustruje rysunek 1. Na wymienionych obszarach Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska UP we Wrocławiu prowadził liczne prace poświęcone określeniu zawartości metali w glebach oraz oceny ryzyka ekologicznego (Bogda i wsp. 2002, Karczevska 1999, Karczevska i wsp. 2001, 2005, 2006 ab, 2007). Wybrane dane dotyczące zawartości metali ciężkich w materialewałd pozostałych na tych obszarach, jak też w glebach sąsiadujących zwałdami przedstawiono w tabelach 2–3. Lokalnie, nie tylko w materialewałd, ale także w sąsiadujących z nimi glebach, nie wykazujących widocznych domieszek materiału odpadowego, stwierdza się znaczne przekroczenie wartości standardów gleb i ziem. Trudno określić, w jakim stopniu zanieczyszczenie ma w tych przypadkach charakter naturalny, a w jakim antropogeniczny, związany z emisją metali do środowiska na poszczególnych etapach przetwarzania rudy. Niewątpliwie jednak podwyższone zawartości metali w glebach nie mają wyłącznie charakteru naturalnego wzbogacenia i nie mogą być traktowane jako zgodne ze standardami jakości gleb i ziem (Rozporządzenie 2002b).

Najpoważniejsze przekroczenia wartości określonych w standardach na dawnych obszarach górniczych dotyczą niewątpliwie arsenu na obszarach jego eksploatacji i przetwarzania (rejon Żeleźniaka, Czarnów), a przede wszystkim – w rejonie Złotego Stoku. Tu stwierdzono silne wzbogacenie powierzchniowych warstw gleby w arsen (tab. 3) zarówno na obszarze Złotego Jaru, jak i poniżej Złotego Stoku, w dolinie rzeki Trującej, gdzie osady poflotacyjne przelały się poza koronę zbiorników i warstwą o nierównomiernej grubości pokryły gleby w dolinie rzeki. Na obszarze wielu hektarów zawartości As w glebach przekraczają $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Krysiak i Karczevska 2007). Szczegółowa analiza problemu zanieczyszczenia gleb arsenem w Złotym Stoku pozostaje jednym z ważniejszych zadań w dziedzinie ochrony i rekultywacji środowiska glebowego na Dolnym Śląsku, gdyż – ustalone wprawdzie na bardzo niskim poziomie – standardy jakości gleb dla obszarów B i C (wynoszące odpowiednio: 20 i $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) przekroczone są nie tylko na obszarach leśnych i nieużytkach przemysłowych, ale także w glebach ogrodów działkowych i pól uprawnych (Karczevska i Duszyńska 2007, Krysiak i Karczevska 2007, Karczevska i wsp. 2010).



Rys. 1. Lokalizacja ważniejszych ośrodków dawnego górnictwa rud metali na Dolnym Śląsku, z uwzględnieniem obiektów opisanych w tekście: I. Żeleźniak, II. Miedzianka, III. Czarnów, IV. Leszczyna i Chełmiec, V. Szklary, VI. Złoty Stok (Karczewska i wsp. 2006)

Fig. 1. Location of former ore mining centres in Lower Silesia and situation of the sites described in the text: I. Żeleźniak, II. Miedzianka, III. Czarnów, IV. Leszczyna i Chełmiec, V. Szklary, VI. Złoty Stok (Karczewska et al. 2006)

Tabela 2

Table 2

Całkowite zawartości metali ciężkich w materiale hałd i w glebach sąsiadujących z hałdami górnictwymi (zakresy, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) na obszarach dawniej eksploatacji rud miedzi w rejonie Miedzianki oraz Leszczyny i Chełmca (Karczewska i wsp. 2006b)

Total concentrations of arsenic and heavy metals in mine spoils material and in surrounding soils (the ranges, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in the areas of former mining of copper ores in Miedzianka, Leszczyna and Chełmiec (Karczewska et al. 2006b)

Rejon Region	Liczba punktów No of sites	Powierzchnia Area (ha)	Całkowite zawartości ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Total concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		
			Cu	Pb	Zn
Hałdy górnictwowe – Mine spoils					
Miedzianka	12	x	370–8870	156–2170	195–6150
Leszczyna i Chełmiec	5	x	53–9940	13–13600	105–1500
Gleby – Soils					
Miedzianka	9	100	180–460	139–348	213–698
Leszczyna i Chełmiec	5	10	28–2700	15–524	125–308

Tabela 3
Table 3

Całkowite zawartości arsenu i wybranych metali ciężkich w materiale hałd i w sąsiadujących z nimi glebach (zakresy, mg·kg⁻¹) na obszarach dawnej eksploatacji rud arsenu (Karczewska i wsp. 2006b, Krysiak i Karczewska 2007)
Total concentrations of arsenic and heavy metals in mine spoils material and in surrounding soils (the ranges, mg·kg⁻¹) in the areas of former mining of arsenic ores (Karczewska et al. 2006b, Krysiak and Karczewska 2007)

Rejon Region	Liczba punktów No of sites	Powierzchnia Area (ha)	Całkowite zawartości (mg·kg ⁻¹) Total concentrations			
			As	Cu	Pb	Zn
Hałdy górnicze – Mine spoils						
Żeleźniak	13	x	32–18080	8–2490	15–12120	32–420
Złoty Jar	9	x	8600–14500	88–110	7–310	52–188
Dolina Trującej*	6	x	3100–17200			
Gleby – Soils						
Żeleźniak	110	3000	1,8–6710	7–3430	5,8–2090	28–3660
Złoty Jar	28	1000	70–11500	5–100	45–320	51–280
Dolina Trującej	16	200	800–11500			

*Dolina Trującej – osadniki połotacyjne – The Trująca valley – tailings impoundments

Sąsiedztwo składowisk odpadów (komunalnych i przemysłowych)

Dane dotyczące rejonów sąsiadujących ze składowiskami odpadów przemysłowych i komunalnych gromadzone są głównie dzięki badaniom prowadzonym przez IOŚ oraz przez starostów powiatów na wytypowanych terenach narażonych na zanieczyszczenie. Z badań tych wynika, że w sąsiedztwie składowisk odpadów notuje się często stan znacznego zanieczyszczenia metalami, w tym także przekroczenie wartości określonych w standardach. Szczegółowe dane na ten temat publikowane są corocznie w raportach Wojewódzkiej Inspekcji Ochrony Środowiska (IOŚ 2003–2009).

Dla mieszkańców Wrocławia szczególnie znacznie w grupie składowisk odpadów przemysłowych ma pozostała po dawnej hucie Siechnice hałda żużła żelazochromowego, usytuowana w bezpośrednim sąsiedztwie wrocławskich terenów wodonośnych. Badania gleb w otoczeniu hałdy i na obszarze pól wodonośnych prowadzone m.in. przez IOŚ (IOŚ 2003–2009), a także autorów niniejszego opracowania (Karczewska i Bortniak 2008) wskazują, że pylenie z hałdy, a niewątpliwie także dawna emisja pyłów z huty, doprowadziły do znaczącego wzbogacenia gleb w chrom. W centralnej i wschodniej części wrocławskich pól wodonośnych stwierdzono przekroczenie standardów jakości gleb dla chromu, co wiązać należy z dawną działalnością huty żelazochromu i obecnością hałdy żużła. Analiza potencjalnej i aktualnej rozpuszczalności chromu w glebach nie potwier-

dza jednak ryzyka ługowania tego pierwiastka do wód. Wydaje się zatem, że konstrukcja standardów jakości gleb i ziem wymaga korekty, z uwzględnieniem nie tylko całkowitych zawartości zanieczyszczeń w glebach, ale także ich rozpuszczalności decydującej o ekologicznym zagrożeniu.

Inne obszary, w tym obszary miejskie – parki i ogrody działkowe

Problem zanieczyszczenia gleb miejskich stanowi w ostatnich latach przedmiot licznych prac badawczych. W dużych miastach Polski przeprowadzono m.in. kompleksowe rozpoznanie zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleb. Rozpoznanie to ma przede wszystkim charakter monitoringowy (Pasieczna 2003). Charakterystyczną cechą gleb miejskich jest lokalne występowanie w nich bardzo wysokich zawartości metali ciężkich (Pasieczna 2003, Kabała i Chodak 2002, Kabała i wsp. 2009). Problem ten stwierdzono m.in. we Wrocławiu, podobnie jak i w innych dużych miastach, takich jak Warszawa, Łódź czy Kraków (Pasieczna 2003). Większość autorów prac poświęconych badaniu gleb miejskich wskazuje na duże lokalne zróżnicowanie zanieczyszczenia, co przypisywać należy różnym mechanizmom, m.in. wpływowi emisji motoryzacyjnych, stosowaniu farb i tynków zawierających metale ciężkie, emisjom przemysłowym, wreszcie – sytuowaniu miast na terenach poprzemysłowych i wykorzystywaniu różnych materiałów oraz odpadów do niwelacji i zagospodarowania terenu, w tym także do urządzania terenów komunikacyjnych i terenów zielonych, a nawet ogrodów działkowych (Kabała i Chodak 2002, Kabała i wsp. 2009). Zagadnienie zanieczyszczenia metalami gleb miejskich, w tym także gleb miasta Wrocławia, pozostaje jednak stale na etapie rozpoznania i wymaga dalszych szczegółowych badań, poświęconych m.in. uwarunkowaniom i skutkom lokalnego zróżnicowania stanu zanieczyszczenia.

Szczególną uwagę zwraca jednak fakt, że w aglomeracjach miejskich znaczne ilości metali ciężkich stwierdza się w glebach niektórych zespołów ogrodów działkowych. Ilustruje to tabela 4, w której przedstawiono dane dla ogrodów działkowych miasta Wrocławia (Kabała i Chodak 2002). Na obszarach wrocławskich ogrodów działkowych, w szczególności w rejonie zakładu Hutmen, stwierdzano lokalnie znaczne przekroczenie standardów jakości gleb dla obszarów B. Niewątpliwie, w takich ogrodach należy wykluczyć uprawę roślin na cele konsumpcyjne, jednak problem zgodności stanu tych gleb ze standardami pozostaje nierozwiązany. Problem rekultywacji i zagospodarowania takich obszarów, jak również parków i zieleńców miejskich, na których stwierdza się lokalnie przekroczenie standardów jakości gleb, powinien być poddany szczegółowej dyskusji. W świetle dodatkowych czynników, a zwłaszcza istotnych funkcji pełnionych w miastach przez tereny zielone, wydaje się że akceptacja istniejącego stanu zanieczyszczenia i skuteczne zastosowanie zabiegów fitostabilizacyjnych jest kierunkiem działań znacznie bardziej racjonalnym niż bezkrytyczne dążenie do usunięcia nadmiaru zanieczyszczeń z takich gleb.

Tabela 4
Table 4

Całkowite zawartości metali ciężkich w glebach ogródków działkowych Wrocławia
(Kabała i Chodak 2002)
Total concentrations of heavy metals in soils of allotment garden in Wrocław
(Kabała and Chodak 2002)

Rejon Region	Osiedle Quarter	Pb	Cu	Zn	Cd
		(mg·kg ⁻¹)			
Płn.-wsch.	Psie Pole, Zalesie	17–53	13–25	38–107	0,3–0,8
Zach.	Kozanów	28–38	28–30	110–148	0,3–0,5
	Kuźniki, Szczepin	13–154	14–89	45–560	0,3–1,3
Płn.	Kowale	39–229	13–115	86–750	0,2–1,3
Płd.-zach.	Grabiszyn (zach.)	54–70	36–63	198–272	1,0–1,2
	Grabiszyn (wsch.: rejon Hutmenu)	54–660	34–595	112–2100	0,3–9,9
	Gajowice	88–110	50–93	250–560	1,5–3,7
Płd.-wsch.	Krzyki, Wojszyce	34–140	19–67	51–283	–
	Księża Wlk.	58–185	14–250	48–300	0,1–0,5

SPECJACJA I ROZPUSZCZALNOŚĆ METALI CIĘŻKICH W GLEBACH ZANIECZYSZCZONYCH

Jak już wielokrotnie nadmieniano, ryzyko ekologiczne związane z zanieczyszczeniem gleb metalami ciężkimi nie jest prostą funkcją ich całkowitej zawartości w glebie. Ocenie zagrożenia dla zdrowia ludzi oraz dla środowiska służą m.in. testy poświęcone badaniu rozpuszczalności form metali obecnych w glebach, a także ich specjacji, pozwalającej na ocenę warunków, w jakich zagrożenie może się radykalnie zwiększyć (Karczevska 2002). Coraz częściej prowadzi się badania specjacji metali w środowisku glebowym, realizowane na przykład metodą sekwencyjnej ekstrakcji chemicznej. W ocenie ryzyka środowiskowego stosowane są także coraz powszechniej testy aktywności biologicznej, testy ekotoksykologiczne oraz badania fitoprzyzwajalności i fitotoksyczności zanieczyszczeń obecnych w glebach. Możliwość powszechnego zastosowania tych testów ograniczona jest głównie wysokimi kosztami oraz pracochłonnością analiz. Niekiedy jednak prosta analiza aktualnej lub potencjalnej rozpuszczalności metali ciężkich w glebach dostarcza cennych informacji o zagrożeniu ekologicznym, wynikającym z możliwości włączania tych pierwiastków do obiegu biogeochemicznego.

W tabeli 5 przedstawiono przykładowe dane ilustrujące zróżnicowanie zawartości aktualnie rozpuszczalnych form metali ciężkich w glebach i materiale hałd dawnego górnictwa i przetwórstwa rud metali. Jak widać, zróżnicowanie to dotyczy zarówno pierwiastków, jak i poszczególnych obiektów. Jeśli pierwiastki metaliczne występują w materiale hałd w formie minerałów krzemianowych, wówczas ich rozpuszczalność jest bardzo niska. W sytuacji gdy metale obecne są w formie siarczkowej, tlenkowej lub węglanowej,

podatność na wymywanie metali z materiału zgromadzonego na hałdach może być duża i stanowić istotne zagrożenie dla środowiska. Zawartości łatwo rozpuszczalnych form metali w glebach naturalnego pochodzenia są zwykle niewielkie, jednak zanieczyszczenie antropogeniczne może w znacznym stopniu przyczynić się do ich zwiększenia. Badanie aktualnej rozpuszczalności metali w glebach pozwala na szybką ocenę bezpośredniego zagrożenia środowiska.

Tabela 5

Table 5

Rozpuszczalne formy metali ciężkich w materiale hałd i w glebach sąsiadujących z hałdami w wybranych rejonach górniczych (Karczeńska i wsp. 2006a,b)
Soluble forms of heavy metals in mine spoil material and in neighbouring soils in selected mine areas (Karczeńska et al. 2006a,b)

Obiekty Objects	Liczba punktów No of sites	Formy metali rozpuszczalne w 1M NH ₄ NO ₃ (mg·kg ⁻¹) Forms of metals soluble in 1M NH ₄ NO ₃			
		Cu	Pb	Zn	As
Hałdy górnicze – Mine spoils					
Żeleźniak	13	1,2–54	0,7–493	2,5–115	2,2–20,4
Miedzianka	12	1,3–724	1,2–87	4,0–870	0,3–2,0
Czarnów	5	<0,2–13,5	1,8–7,7	1,2–88	0,7–110
Złoty Stok	9	0,2–2,5	<0,5–79	6,0–26	<0,3–24
Leszczyna i Chełmiec	5	1,7–1990	<0,5–5800	0,7–150	n.o.
Gleby – Soils					
Żeleźniak	110	0,1–412	<0,2–79	<0,2–120	0,12–41
Miedzianka	9	<0,2–14	3,5–14,8	0,5–42	<0,3–0,5
Czarnów	4	<0,2–3,5	1,2–6,5	2,0–29	0,7–28
Złoty Stok	28	<0,2–1,0	<0,5–22	1,0–23	<0,3–2,5
Leszczyna i Chełmiec	5	<0,2–1,0	<0,5–16,8	0,5–28,5	n.o.

* hałdy – mine spoils, gleby – soils

** n.o. – nie oznaczono – not determined

DYSKUSJA

Przedstawione wyżej przykłady obszarów, na których stwierdzono występowanie przekroczeń standardów jakości gleb i ziem w zakresie metali ciężkich, wskazują na złożoność problemu oceny zagrożenia i uwarunkowań decyzji o rekultywacji. Wprawdzie Prawo ochrony środowiska (Ustawa 2001) jednoznacznie wymaga doprowadzenia takich gleb do stanu zgodnego ze standardami, jednak w praktyce podejście do tego wymogu musi być elastyczne, głównie ze względu na fakt, że szybkie doprowadzenie do stanu

zgodnego ze standardami może być uzyskane tylko w wyniku zastosowania radykalnych metod technicznych, bardzo kosztownych i zawsze stwarzających przejściowo znaczne ryzyko ekologiczne. Zwłaszcza w sytuacjach, gdy zanieczyszczenie występuje na obszarach biochemicznie i biologicznie ustabilizowanych, praktycznie nie stwarzających zagrożenia, i jednocześnie poddawanych regularnej kontroli, bezkrytyczne podejmowanie działań prowadzących do oczyszczania gleb byłoby ze wszech miar nieracjonalne. Należy podkreślić, że aktualne, realne zagrożenie ekologiczne zależy nie tylko od całkowitej zawartości metali ciężkich w glebach (uwzględnionej w standardach), ale także od właściwości gleb i innych czynników.

Coraz bardziej oczywiste staje się również to, że w świetle poszerzającego się stanu wiedzy dotyczącej zanieczyszczenia środowiska glebowego przyjęte standardy będą niewątpliwie wymagały weryfikacji (Stuczyński i wsp. 2004). Można również przewidywać, że w perspektywie oceny stanu zanieczyszczenia gleb decyzje dotyczące rekultywacji będą prowadzone nie tyle na podstawie wartości docelowych, ale metod analizy ryzyka (Stuczyński i wsp. 2004).

W tym duchu przygotowane zostały m.in. założenia Ramowej Dyrektywy Glebowej, która – mimo wstępnej akceptacji przez Komisję Europejską – nie została przyjęta przez Parlament Europejski. We wstępie uzgodnionym tekście Dyrektywy zdefiniowano remediację gleb (będącą w odniesieniu do gleb zanieczyszczonych synonimem rekultywacji) jako „poddanie gleby działaniom mającym na celu usunięcie, kontrolowanie, ograniczenie rozprzestrzeniania się lub zmniejszenie ilości substancji zanieczyszczających, tak aby teren zanieczyszczony przestał stwarzać znaczne zagrożenie dla zdrowia ludzkiego lub dla środowiska, z uwzględnieniem jego obecnego lub zatwierdzonego na przyszłość sposobu użytkowania” (Art. 13). Wyraźnie zwrócono uwagę na uwarunkowania decydujące o wyborze sposobu rekultywacji: „Działanie remediacyjne może polegać na naturalnej regeneracji. Podejmując decyzje o właściwych działaniach remediacyjnych państwa członkowskie należy uwzględniać skutki, jakie planowane działania mogą wywrzeć na społeczeństwo, gospodarkę i środowisko, a także biorą pod uwagę ich efektywność kosztową i wykonalność techniczną. Jeśli koszty [...] są nieproporcjonalnie duże w stosunku do oczekiwanych korzyści dla środowiska, na danych terenach można stworzyć warunki, dzięki którym nie będą one stwarzać znacznego zagrożenia dla zdrowia ludzkiego ani dla środowiska; w ramach tego można także ograniczyć dostęp do tych terenów” (Projekt Dyrektywy Glebowej 2006).

Takie podejście do problemu remediacji gleb wydaje się bardzo racjonalne i coraz bardziej powszechne. Raport EEA (2005) zwraca uwagę na „nowe techniki rekultywacji, z wykorzystaniem roślin silnie akumulujących metale, co będzie prowadzić do zmniejszenia zawartości metali ciężkich w glebach i jednocześnie umożliwi obniżenie kosztów rekultywacji”. W raporcie tym zaznaczono jednak, że „możliwości zastosowania tych metod i ich skuteczność są bardzo ograniczone, dlatego i powierzchnia terenów zanieczyszczonych historycznie będzie zmniejszać się bardzo wolno”.

Podobna strategia w dziedzinie rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, pozostawiająca decyzję o radykalnym oczyszczaniu gleb do ewentualnego przyszłego rozstrzygnięcia, zwłaszcza w odniesieniu do gleb zanieczyszczonych przed wielu laty, realizowana jest w praktyce w wielu krajach Europy. Wprawdzie w Niemczech do

roku 2004 poddano rekultywacji technicznej około 30% zinwentaryzowanych gleb ponadnormatywnie zanieczyszczonych (Umweltgutachten 2004, za Evangelou i wsp. 2007), to najczęściej stosowaną metodą w odniesieniu do gleb najbardziej zanieczyszczonych jest ich usunięcie z miejsca występowania i deponowanie na składowiskach odpadów. Belgia planuje usunąć zanieczyszczenia „historyczne”, pochodzące z nieczynnych już źródeł emisji w dość odległej perspektywie, bo do roku 2036, a zanieczyszczenia pilnie wymagające wyeliminowania – do roku 2021. Austria deklaruje rozwiązanie większości problemów terenów zanieczyszczonych do roku 2040. W Holandii założono, że do roku 2030 zostaną zbadane wszystkie tereny z zanieczyszczeniem historycznym, które będą kontrolowane i poddane rekultywacji tylko w razie potrzeby.

Należy zatem spodziewać się, że wkrótce zostanie zatwierdzona ramowa dyrektywa glebowa, i że stanie się ona podstawą do zmian legislacyjnych dotyczących szczególnych regulacji wymogu rekultywacji w Polsce. Niewątpliwie, to ocena zagrożenia dla zdrowia ludzi oraz ocena ryzyka środowiskowego powinna mieć kluczowe znaczenie dla wyboru metody działań rekultywacyjnych niezbędnych do przeprowadzenia na terenach zanieczyszczonych.

WNIOSKI

1. Badania monitoringowe i różne prace badawcze potwierdzają występowanie lokalne obszarów, na których istnieje zanieczyszczenie metalami ciężkimi, o różnym pochodzeniu i różnym wieku, w wielu przypadkach jest to zanieczyszczenie „historyczne”, sprzed wielu dekad lub stuleci. Do obszarów takich należą m.in. dawne obszary górnictwa i przetwórstwa rud metali.

2. Na części tych obszarów stwierdza się przekroczenie wartości określonych w standardach jakości gleb i ziem.

3. Decyzja dotycząca działań rekultywacyjnych na takich obszarach nie powinna być dyktowana bezkrytycznym dążeniem do przywrócenia standardów jakości, ale ma uwzględniać uwarunkowania decydujące o ryzyku ekologicznym, w tym specjację i bioprzyswajalność zanieczyszczeń.

4. Obszary zanieczyszczone, na których występują przekroczenia standardów jakości gleb i ziem, a które zostały zabezpieczone w drodze fitostabilizacji, wymagają obserwacji i kontroli, jednak nie jest wskazane bezkrytyczne podejmowanie działań służących doprowadzeniu gleb do standardów. Działania takie mogłyby być bezzasadne z punktu widzenia przyrodniczego i ekonomicznego.

5. Należy dążyć do udoskonalenia legislacyjnej strony tego problemu, a w szczególności – weryfikacji obowiązujących standardów jakości gleb i ziem oraz uwzględnienia szeroko rozumianej oceny ryzyka jako kryterium decydującego o sposobie postępowania z glebami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi.

PIŚMIENNICTWO

- Alloway B.J., Ayres D.C., 1999. Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska. PWN, Warszawa.
- Bogda A., Karczewska A., Lech E., Marynowicz K., 2002. Metale ciężkie w glebach sąsiadujących z hałdami dawnego górnictwa miedzi i uranu w Miedziance (Rudawy Janowickie). Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 493, I: 45–52.
- Buczkowski R., Kondzielski I., Szymański T., 2002. Metody remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Wyd. UMK Toruń: 95.
- Chodak T., Szerszeń L., Kabała C., Kaszubkiewicz J. i wsp., 1995–2004. Dokumentacja zawartości metali ciężkich w glebach i roślinach w rejonie składowiska „Żelazny Most” ze szczególnym uwzględnieniem wsi Tarnówek. Ekspertyzy dla KGHM S.A. Instytut Gleboznawstwa i Ochrony Środowiska Rolniczego AR we Wrocławiu (maszynopisy).
- Chodak T., Kaszubkiewicz J., Kabała C., Szerszeń L., Kotecki A., Mikołajczak Z., Jezierski D., Gałka B., Woźniczka P., Ochman D., 2006. Ocena degradacji oraz możliwości zagospodarowania gleb obszaru ograniczonego użytkowania w otoczeniu składowiska odpadów poflotacyjnych Żelazny Most. Zesz. Nauk. Politechniki Śląskiej, 1732, Górnictwo, 272: 21–30.
- Dziekoński T., 1979. Wydobywanie i metalurgia kruszców na Dolnym Śląsku od XIII w. do połowy XX w. Ossolineum, Wrocław.
- EEA, 2005: European Environment Agency, 2005. The European environment – state and outlook 2005. Copenhagen.
- Evangelou M.W.H., Ebel M., Schaeffer A., 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. Chemosphere, 68, 6: 989–1003.
- GUS, 2002–2009. Ochrona Środowiska 2002–2009. Wydawnictwo GUS. Warszawa.
- Gworek B., Czarnomski K., Barański A., 2003. Ocena ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi, [w:] Skiba S., Drewnik M., Kacprzak A. (red.) Gleba w środowisku. Materiały 26 Kongresu PTG, Kraków 2003: 134–136.
- IOŚ, 2003–2009. Raporty o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w roku 2002, 2003, ... 2008. WIOŚ we Wrocławiu, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wrocław.
- Kabała C., Chodak T., 2002. Gleby, [w:] Smolnicki K., Szykasiuk M. (red.). Środowisko Wrocławia – Informator 2002. Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław: 66–73.
- Kabała C., Chodak T., Szerszeń L., Karczewska A., Szopka K., Frątczak U., 2009. Factors influencing the concentration of heavy metals in soils of allotment gardens in the city of Wrocław, Poland. Fresenius Env. Bullet., 18 (7): 1118–1124.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Witek T., 1993. Ocena jakości i możliwości rolniczego użytkowania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi, [w:] Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, Puławy.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
- Karczewska A., 1999. Metale ciężkie w glebach i roślinach na hałdach pogórnich dawnych ośrodków górnictwa i hutnictwa miedzi w Parku Krajobrazowym Chelmy. Ochr. Środ. Zas. Nat., 18: 177–186.
- Karczewska A., 2008. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Podręcznik. Wydawnictwo UP we Wrocławiu.

- Karczewska A., Bogda A., Kurnikowska B., 2001. Nickel, chromium, lead and cadmium in soils and common plant species in the area of nickel mining and smelting (Szklary, SW Poland). Proc. 6th ICOBTE; Guelph 2001, GP327, 570.
- Karczewska A., 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi – formy i rozpuszczalność. Zesz. Nauk. AR Wroc. CLXXXIV, 432, Wrocław.
- Karczewska A., Lizurek S. 2004. Właściwości gleb w dolinie potoku Bobrzyca w 35 lat po katastrofie zbiornika osadów poflotacyjnych Iwiny. Roczn. Glebozn., LV, 4: 51–62.
- Karczewska A., Bogda A., Gałka B., Krajewski J., 2005. Ocena zagrożenia środowiska przyrodniczego w rejonie oddziaływania złoża rud polimetalicznych Żeleźnik (Wojcieszów – Góry Kaczawskie). Monografia. Wydawnictwo AR we Wrocławiu.
- Karczewska A., Bogda A., Gałka B., 2006a. Problem rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi na terenie dawnego górnictwa rud metali w Sudetach. Roczn. Glebozn. LVII, 1 / 2: 106–116.
- Karczewska A., Bogda A., Gałka B., Szulc A., Czwardziel D., Duszyńska D., 2006b. Natural and anthropogenic soil enrichment in heavy metals in the areas of former metallic ore mining in the Sudety Mts. Polish J. Soil Science, 39, 2: 143–150.
- Karczewska A., Bogda A., Gałka B., Kabała C., Krysiak A., Szopka K., 2007. Metale ciężkie i arsen w glebach na obszarach dawnego górnictwa rud metali w Sudetach i na Przedgórzu Sudeckim. Bezp. Pracy i Och. Środ. w Górn. Miesięcznik WUG, 4 (152): 25–27.
- Karczewska A., Duszyńska D., 2007. Metale ciężkie i arsen w powierzchniowych poziomach gleb leśnych Złotego Jaru na obszarze dawnego górnictwa złota i arsenu w Złotym Stoku. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. Z. 520/ I /101–106.
- Karczewska A., Król A., 2007. Zawartość i formy rozpuszczalne Cu, Zn i Pb w glebach rejonu składowiska odpadów poflotacyjnych „Wartowice” w rejonie Bolesławca. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych. Nr 31: 131–136.
- Karczewska A., Bortniak M., 2008. Chrom i inne metale ciężkie w glebach wrocławskich terenów wodonośnych na obszarze sąsiadującym z hałdą żużla żelazochromowego w Siechnicach. Roczn. Glebozn. LIX, 1: 106–111.
- Karczewska A., Spiak Z., Kabała C., Gałka B., Szopka K., Kocan K., Jezierski P., 2008. Ocena możliwości zastosowania metody wspomaganą fitoekstrakcji do rekultywacji gleb zanieczyszczonych emisjami hutnictwa miedzi. Monografia. Wyd. Zante, Wrocław.
- Karczewska A., Kocan K., Agata M., Krysiak A., 2010. Soil pollution with arsenic within the allotment gardens in Złoty Stok. Ecolog. Chem Engineering, 16 (w druku).
- Kaszubkiewicz J., Karczewska A., Jezierski P., Kabała C., 2005. Ekspertyza dotycząca określenia zawartości metalicznych zanieczyszczeń przemysłowych w glebach strefy ochronnej Huty Miedzi „Legnica”, w zależności od wielkości emisji w okresie działalności zakładu. Ekspertyza dla KGHM Polska Miedź S.A. Wrocław AR, IGiOŚR. 2005. Maszynopis.
- Krysiak A., Karczewska A., 2007. Arsenic extractability in soils in the areas of former arsenic mining and smelting, SW Poland. Sci Total Env., 379, 2: 190–200.
- Krajewski J., Nierzewska M., 1995. Metale ciężkie w glebach na terenach górniczych kopalń rud miedzi. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 418/ I: 407–414.
- Lis J., Pasieczna A., 1995. Atlas geochemiczny Polski 1:2 500 000. PIG, Warszawa.
- Lis J., Pasieczna A., Bojakowska I., Gliwicz T., Frankowski Z., Paślawski P., Popiołek E., Sokołowska G., Strzelecki R., Wołkowicz S., 1999. Atlas Geochemiczny Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego 1:250 000. PIG, Warszawa.
- Mc Bride M.B., 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York, NY.
- Pasieczna A., 2003. Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce. PIG Warszawa.

- Piątek E., Piątek Z., 1998. Dzieje górnictwa i hutnictwa na obszarze PK Chełmy. Dyrekcja PK Chełmy, Myślubórz (maszynopis).
- Piastrzyński A. (red.), 1996. Monografia KGHM S.A. Wyd. CBPM Cuprum, Wrocław-Lubin.
- Projekt Dyrektywy Glebowej 2006. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. Commission of the European Communities, Brussels, 22.9.2006. COM(2006) 232 final. 2006/0086 (COD).
- Roszyk E., Szerszeń L., 1988. Nagromadzenie metali ciężkich w warstwie ornej gleb stref ochrony sanitarnej przy hutach miedzi. 1: Legnica. 2. Głogów. Roczn. Glebozn., 39, 4, 135–141, 147–156.
- Rozporządzenie 2002a. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 w/s komunalnych osadów ściekowych. (Dz. U. 2002, Nr 134, poz. 1140).
- Rozporządzenie 2002b. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w/s Standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziem (Dz. U. 2002, Nr 165, Poz. 1359).
- Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Gawrysiak L. 2004. Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb. Poradnik metodyczny dla administracji. Biblioteka Monitoringu Środowiska. IOŚ, Warszawa 2004.
- Szerszeń L., Chodak T., Borkowski J., Bogda A., Karczewska A., 1995. Stan środowiska glebowego Dolnego Śląska. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 418: 61–74.
- Szerszeń L., Chodak T., Kabała C., 1999. Monitoring zawartości pierwiastków śladowych w glebach przylegających do Hut Miedzi w Głogowie i Legnicy. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 467, 2: 405–412.
- Szerszeń L., Chodak T., Kabała C., 2004. Zmiany zawartości miedzi, ołowiu i cynku w glebach w rejonie hut miedzi Głogów i Legnica w latach 1972–2002. Roczn. Glebozn., 55, 3: 195–205.
- Terelak H., Stuczyński T., Piotrowska M., 1997. Heavy metals in agricultural soils in Poland. Polish J. Soil Sci., 30, 2: 35–42.
- Ustawa 1995. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r., Dz. U. Nr 16, poz. 78, z późniejszymi zmianami.
- Ustawa 2001. Ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r., Dz. U. Nr 62, poz. 627.
- Ustawa 2007. Ustawa o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie z dnia 13 kwietnia 2007 r. Dz. U. Nr 75, poz. 493.
- Weber J., 1987. Stan ekologiczny gleb Dolnego Śląska, [w:] Stan ekologiczny Dolnego Śląska. Materiały konferencyjne, Wrocław 1987, DTSK Wrocław.

THE SOILS POLLUTED WITH HEAVY METALS AND ARSENIC IN LOWER SILESIA – THE NEED AND METHODS OF RECLAMATION

Summary

Various research works, carried out in Lower Silesia by various institutions and surveys, confirm local occurrence of soils polluted with heavy metals. This problem is related first of all to the areas affected by present and historical mining and processing of metal ores, the vicinities of industrial and municipal waste dumping sites, as well as different urban and industrial areas. In some

parts of those areas, exceeded are the threshold values for metal concentrations, established as soil and earth quality standards. Presented are several examples of such areas, with special attention given to the factors affecting ecological risk caused by the presence of heavy metals in soils. The choice of the best strategy for soil reclamation is a matter of discussion, which should involve the assessment of ecological risk as well as the requirements of present legal regulations.

KEY WORDS: soils, heavy metals, arsenic, contamination, reclamation, mining areas, industrial areas, soil quality standards

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Wójcikowska-Kapusta, UP w Lublinie

Stanisław Wróbel, Maciej Dębowski

**OCENA SZKODLIWOŚCI METALI ŚLADOWYCH
W GLEBACH ZANIECZYSZCZONYCH EMISJĄ KGHM
DLA PSZENICY JAREJ Z UWZGLĘDNIENIEM
WYBRANYCH METOD PRZECIWDZIAŁANIA**

**EVALUATION OF THE NOXIOUSNESS OF TRACE METALS
IN SOILS POLLUTED BY EMISSIONS FROM KGHM
TO SPRING WHEAT, INCLUDING SOME POLLUTION
CONTROL METHODS**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
Zakład Herbologii i Technik Uprawy Roli we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute
Department of Weed Science and Tillage Systems in Wrocław*

W badaniach określano negatywne oddziaływanie nadmiarów miedzi, cynku, ołowiu i kadmu w uprawie pszenicy jarej na glebach z terenu emisji KGHM oraz skuteczność przeciwdziałania poprzez wprowadzanie do gleb torfu i zwiększonych dawek superfosfatu. W obiektach porównawczych doświadczenia stosowano odpowiedniki tych gleb (gleby spoza terenu emisji) – niezanieczyszczone oraz zanieczyszczone symulacyjnie.

Fitotoksyczność metali w glebach zanieczyszczonych symulacyjnie, przy braku remediacji, zmniejszyła plonowanie ziarna pszenicy w zakresie 26–29%, podczas gdy na glebach zanieczyszczonych emisją KGHM utrata plonów wahała się w zakresie 12–17%, w stosunku do gleb naturalnych. Spadkom plonów towarzyszyły podwyższone zawartości metali w tkankach roślin. W stosunku do wartości krytycznych (wg IUNG-PIB) najczęściej występujące przekroczenia w ziarnie pszenicy dotyczyły Cu, Zn i Pb na glebach zanieczyszczonych symulacyjnie. Spośród trzech gleb z terenu KGHM ponadnormatywne zawartości Zn i Cd w ziarnie stwierdzano tylko na glebie lekkiej. W plonowaniu ziarna pszenicy jarej najlepsze efekty remediacji uzyskano w obiektach z łącznym stosowaniem torfu i zwiększonych dawek superfosfatu. Tym sposobem, na glebach za-

Do cytowania – For citation: Wróbel S., Dębowski M., 2010. Ocena szkodliwości metali śladowych w glebach zanieczyszczonych emisją KGHM dla pszenicy jarej z uwzględnieniem wybranych metod przeciwdziałania, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 81–96.

nieczyszczonych symulacyjnie, możliwe było uzyskiwanie plonów ziarna do poziomu 91%, a na glebach z obszaru emisji KGHM do 96% plonów z gleb naturalnych (100%).

SŁOWA KLUCZOWE: metale śladowe, zanieczyszczenie gleby, pszenica jara, remediacja gleby

WSTĘP

Wieloletnia aktywność KGHM wiąże się z emisją pierwiastków śladowych Cu, Zn, Cd, Pb, As i innych, czego efektem jest ich gromadzenie się w glebach okolicznych pól uprawnych. Szczególne znaczenie mają tutaj formy metali potencjalnie przyswajalne dla roślin i mogące przechodzić do roztworu glebowego. O ruchliwości metali decydują ich specyficzne właściwości fizykochemiczne, a także właściwości gleb. Od lat podejmowane są badania nad opracowaniem metod zapobiegania fitotoksyczności metali i ich włączania do łańcucha pokarmowego. Jednym z bardziej skutecznych i relatywnie niedrogim sposobem remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi jest wapnowanie. Powoduje ono częściowe unieruchomienie w glebie i ogranicza fitoprzyswajalność nadmiarów metali. Metoda ta nie likwiduje jednak całkowicie problemu metali ciężkich zawartych w glebach z obszarów emisji przemysłowych. Metale unieruchomione w glebie stanowią mogą nadal potencjalne ich źródło dla roślin. Czynniki mobilizacji mogą być zmiany odczynu środowiska glebowego, zmiany warunków tlenowych (potencjału redox), zmiany zawartości i rodzaju substancji organicznej o różnej zdolności kompleksowania metali ciężkich (Karczewska 1996). O dostępności metali decyduwać mogą także warunki uprawy roli, nawożenia, gatunki uprawianych roślin oraz czynniki meteorologiczne. Z chwilą zaistnienia warunków sprzyjających uruchamianiu metali uzyskiwane plody rolne w pierwszej kolejności mogą cechować się niższą jakością, ocenianą poprzez poziom zawartości w nich metali ciężkich, nie spełniając wymagań określonych w Białej Księdze ds. bezpieczeństwa żywności EUBŻ (Dziennik Urzędowy UE. Rozporządzenie WE nr 178/2002). Na następnym etapie fitotoksyczność metali ograniczać może również masa uzyskiwanych plonów.

W przeprowadzonych badaniach oceniano rozwój i plonowanie pszenicy jarej uprawianej na glebach z terenu oddziaływania KGHM, wykazujących nadmierne zawartości metali śladowych (Cu, Zn, Cd, Pb) oraz badano skuteczność ograniczania ich dostępności dla roślin poprzez wprowadzanie do gleby substancji organicznej i zwiększonych dawek nawozu fosforowego. Pobieranie metali z gleb zanieczyszczonych przez przemysł hutniczy porównywano z glebami zanieczyszczonymi symulacyjnie – poprzez dodawanie do gleby naturalnej (niezanieczyszczonej) soli tych metali w odpowiednich ilościach.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Badania przeprowadzono w trzech doświadczeniach wazonowych założonych w hali wegetacyjnej Stacji Doświadczalnej IUNG-PIB w Jelczu-Laskowicach, w sezonie wegetacyjnym 2008 roku. W każdym z tych doświadczeń testowano glebę pobraną z innej lokalizacji w powiatach polkowickim i głogowskim, narażonych na oddziaływanie

emisji KGHM: w obrębie Trzebcz – gmina Polkowice (doświadczenie nr 1), w obrębie Żukowice – gmina Żukowice (doświadczenie nr 2), w obrębie Zabiele – gmina Kotła (doświadczenie nr 3). Wybór materiału glebowego do badań podyktowany był usytuowaniem gleb względem źródeł zanieczyszczenia, poziomem zanieczyszczenia metalami śladowymi oraz reprezentatywnością gleb względem badanych obszarów. Charakterystykę agrochemiczną gleb wybranych do badań podano w tabeli 1. Wytypowane gleby odznaczały się zróżnicowaną, nadmierną wg wytycznych IUNG-PIB oraz Ministra Środowiska zawartością metali śladowych (Cu, Zn, Cd, Pb) (tab. 2). W celu utworzenia obiektów porównawczych w doświadczeniach, poza terenem emisji, wyszukano gleby odpowiadające glebom z terenu emisji KGHM zastosowanym w badaniach (pod względem składu granulometrycznego, odczynu, zawartości substancji organicznej oraz zasobności w składniki pokarmowe), (tab. 1). W ocenie właściwości fizykochemicznych gleb, przy ich doborze, stosowano metody analityczne i kryteria wyceny wyników analiz opracowane w IUNG (Metody badań... 1980 a, Metody oznaczania... 1986, Zalecenia nawozowe 1990). Gleby te stanowiły obiekty kontrolne (gleby naturalne, niezanieczyszczone – podblok A1) oraz posłużyły do utworzenia obiektów porównawczych (podblok A2) z zanieczyszczeniem symulacyjnym, imitującym skażenia przemysłowe. W tym celu gleby zostały sztucznie zanieczyszczone poprzez dodatki odpowiednich ilości metali (w postaci ich soli: $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). W tak przygotowanym materiale glebowym zastosowano remediację polegającą na wprowadzeniu do gleb torfu jako sorbentu organicznego oraz zwiększonych dawek superfosfatu potrójnego, wspomagających sorpcję metali ciężkich w glebie. W wyborze materiałów użytych do remediacji kierowano się względami praktycznymi, a więc łatwym dostępem i relatywnie niewysokimi kosztami tych materiałów. Rośliną testową była pszenica jara odmiany Zebra.

Tabela 1
Table 1

Agrochemiczna charakterystyka gleb doświadczalnych
Agrochemical properties of experimental soils

Lp. No.	Miejscowość Locality	Grupa granulometryczna Soil texture type	pH	F _s	C _{org}	Formy przyswajalne Available forms					
						P	K	Mg	B	Fe	Mn
						(mg·kg ⁻¹)					
Gleby zanieczyszczone emisją KGHM Soils polluted by KGHM emissions											
1	Trzebcz	pgm	6,4	15	1,81	140,0	106,0	82,5	1,9	880,0	95,8
2	Żukowice	glp	6,6	32	1,72	74,0	133,0	81,0	3,1	940,0	103,0
3	Zabiele	glp	7,1	35	1,68	101,0	108,0	82,0	3,4	980,0	183,0
Gleby niezanieczyszczone (odpowiedniki gleb zanieczyszczonych emisją KGHM) Unpolluted soils (corresponding to KGHM emission polluted soils)											
1	Swojec	pgm	6,2	16	1,75	129,0	109,0	110,0	1,7	910,0	94,5
2	Turów 1	glp	6,4	32	1,74	69,0	145,0	76,5	2,8	870,0	115,0
3	Turów 2	glp	7,0	34	1,72	98,0	113,0	72,5	3,1	990,0	205,0

F_s – frakcja spławiana – floatable fraction < 0,02 mm
pgm – piasek gliniasty mocny – heavy loamy sand

C_{org} – węgiel organiczny – organic carbon
glp – glina lekka pylasta – light silty clay

Tabela 2
Table 2Zanieczyszczenie metalami ciężkimi gleb pobranych z obszaru emisji KGHM
Pollution degree of soils taken from area exposed to KGHM emission

Lp. No.	Miejscowość Locality	Cu	Zn	Pb	Cd
		Stopień zanieczyszczenia* – Pollution degree* (mg·kg ⁻¹)			
1	Trzebcz	53,4 (III)*	59,7 (I)	149,3 (III)	1,97 (II)
2	Żukowice	395,3 (IV)	108,7 (I)	144,2 (II)	0,69 (I)
3	Zabiele	197,0 (IV)	160,9 (I)	106,8 (II)	0,28 (0)
Wartości krytyczne wg Min. Środowiska** Critical values acc. to Min. of Environment ** (mg·kg ⁻¹)					
		150	300	100	4

* – stopień zanieczyszczenia w skali wytycznych IUNG-PIB (Kabata-Pendias i wsp. 1993) – pollution degree acc. to IUNG-PIB recommendations (Kabata-Pendias i wsp. 1993)

** – rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9.09.2002 (Dz. U. nr 165, poz. 1359) – ordinance of the Ministry of Environment, of 9 September 2002 (Journal of Law, no 165, item 1359)

Schemat doświadczeń:

Warianty czynnika I rzędu (A = 3) – zanieczyszczenie gleb metalami:

A1 – kontrola, gleba niezanieczyszczona (naturalna),

A2 – gleba zanieczyszczona symulacyjnie,

A3 – gleba zanieczyszczona emisją przemysłową KGHM.

Warianty czynnika II rzędu (B = 4) – zastosowana remediacja:

B1 – kontrola, bez remediacji,

B2 – dodatek sorbentu organicznego (torf 3% suchej masy podłoża glebowego),

B3 – dodatek zwiększonej dawki superfosfatu potrójnego (325 mg P·kg⁻¹ suchej masy podłoża glebowego),

B4 – ww. zabiegi łącznie (sorbent organiczny + nawóz fosforowy).

Jednostkami doświadczalnymi były wazony Wagnera o pojemności 6 kg suchej masy gleby. Wazony po napełnieniu glebą z odpowiednimi dodatkami (według schematu doświadczenia) poddane zostały inkubacji w okresie 15 dni. W czasie inkubacji oraz przez cały okres wegetacji roślin utrzymywana była stała wilgotność gleby na poziomie 60% maksymalnej pojemności wodnej (codziennie ważono i podlewano wazony wodą dejonizowaną). Rozmieszczone losowo na wózkach szynowych wazony były systematycznie przestawiane oraz w zależności od warunków pogodowych i pory dnia przemieszczane do części osiatkowanej lub oszklonej hali wegetacyjnej. Łącznie doświadczenia obejmowały 144 wazony (czynniki A x B = 12 x 4 replikacje = 48 x 3 doświadczenia). Po osiągnięciu wysokości 50 cm rośliny w wazonach zostały zabezpieczone specjalnymi stelazami w celu uniknięcia uszkodzeń. Pszenicę zebrano w stadium dojrzałości pełnej. Oznaczono plony ziarna i słomy indywidualnie z każdego wazonu. Do analizy chemicznej pobrano próbki części wskaźnikowych pszenicy wg Bergmanna (1986), (części nadziemne na początku stadium strzelania w źdźbło) oraz ziarno przy zbiorze. Pobrano również średnie

obiektowe próbki gleby. Wyniki plonowania pszenicy opracowano statystycznie przy użyciu programu Statgraphics Centurion XIV, wykonując analizę wariancji i korelacji. Wyliczono wskaźnik oddziaływania zanieczyszczenia gleby metalami na plony pszenicy (indeks tolerancji roślin T_1) oraz wskaźnik przemieszczania się metalu z gleby do roślin (indeks bioakumulacji B_1).

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Metale ciężkie zawarte w badanych glebach wywarły negatywny wpływ na plonowanie pszenicy jarej w doświadczeniach. We wczesnych stadiach rozwojowych notowano słabszy rozwój roślin w obiektach z nadmiarem metali. Szczególnie wyraźnie było to widoczne w obiektach bez remediacji, na glebach zanieczyszczonych symulacyjnie. Wpływ metali na plonowanie pszenicy oceniono za pomocą indeksów tolerancji roślin (T_1). Wskaźnik ten wyraża stosunek masy plonu uzyskanego na glebie zanieczyszczonej do plonu z gleby o naturalnej zawartości metalu (Beckett i Davis 1977, Kiekens i Camerlynck 1992). Wartości $T_1 < 1$ oznaczają spadki plonowania spowodowane fitotoksycznością nadmiaru metalu. Układ indeksów tolerancji roślin w obiektach doświadczeń potwierdza, że fitotoksyczność metali była znacznie silniejsza na glebach zanieczyszczonych symulacyjnie. Przy braku remediacji wartości T_1 dla ziarna pszenicy wahały się tutaj w przedziale 0,71–0,74, co oznacza spadki plonowania w zakresie od 26 do 29%, podczas gdy dla gleby zanieczyszczonej emisją KGHM ten przedział T_1 wyniósł 0,83–0,88 (utrata plonu w zakresie 12–17%) (tab. 3).

Dla słomy wartości T_1 układały się analogicznie – (tab. 4). T_1 dla gleby zanieczyszczonej symulacyjnie 0,74–0,80 (utrata plonu 20–26%), dla gleby zanieczyszczonej emisją KGHM – od 0,82 do 0,94 (utrata plonu 6–18%). Zastosowana remediacja istotnie ograniczała fitotoksyczność nadmiarów metali w badanych glebach, przywracając w znacznym stopniu ich produktywność.

Zarówno w przypadku plonowania ziarna, jak i słomy pszenicy jarej najlepsze efekty remediacji uzyskano w obiektach z łącznym stosowaniem torfu i zwiększonych dawek superfosfatu. Tym sposobem, w stosunku do plonów z gleby naturalnej przyjętych za 100%, możliwe było uzyskanie do 91% plonów ziarna na glebie skażonej symulacyjnie oraz do 96% na glebie zanieczyszczonej emisją KGHM, w zależności od pochodzenia gleby (tab. 3). Dla plonów słomy wielkości te wynosiły odpowiednio 88% i 97% (tab. 4). Rolę substancji organicznej i związków fosforowych w immobilizacji nadmiarów metali w glebie podkreślają liczne doniesienia tematyczne (Gorlach i Gambuś 1991, Hong i Kim 2007, Kyzioł 2002, Spiak i Wall 2000, Wróbel 2007).

Tabela 3
Table 3Plony ziarna pszenicy jarej z doświadczenia i indeksy tolerancji (T_1)
Spring wheat grain yields from treatments and tolerance indices (TI)

Remediacja Soil remediation	Wariant zanieczyszczenia gleby – Soil pollution variants				
	A1 Gleba naturalna Natural soil	A2 Symulacyjnie Simulation pollution		A3 Emisją KGHM KGHM emission pollution	
	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	T_1	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	T_1
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)					
B1 – 0	34,1	24,4	0,71	30,3	0,88
B2 – torf – peat (T)	39,1	29,0	0,74	33,2	0,84
B3 – superfosfat superphosphate (S)	34,0	27,3	0,80	31,8	0,93
B4 – (T + S)	41,1	35,9	0,87	37,5	0,91
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD (g·pot ⁻¹) _{$\alpha=0,01$} II/I = 2,96; I/II = 3,71					
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)					
B1 – 0	36,3	26,9	0,74	30,0	0,83
B2 – torf – peat (T)	39,4	31,7	0,80	34,6	0,88
B3 – superfosfat superphosphate (S)	41,1	25,7	0,62	36,5	0,88
B4 – (T + S)	39,7	36,3	0,91	38,5	0,96
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD (g·pot ⁻¹) _{$\alpha=0,01$} II/I = 4,07; I/II = 4,28					
Zabiele (doświadczenie 3 – experiment 3)					
B1 – 0	26,8	18,9	0,71	22,7	0,85
B2 – torf – peat (T)	29,3	23,0	0,78	26,2	0,89
B3 – superfosfat superphosphate (S)	30,2	26,3	0,87	25,5	0,84
B4 – (T + S)	29,4	25,0	0,85	27,7	0,94
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD (g·pot ⁻¹) _{$\alpha=0,01$} II/I = 2,33; I/II = 3,63					

Tabela 4
Table 4

Plony słomy pszenicy jarej z doświadczenia i indeksy tolerancji (T_i)
Spring wheat straw yields from the treatments and tolerance indices (T_i)

Remediacja Soil remediation	Wariant zanieczyszczenia gleby – Soil pollution variants				
	A1 Gleba naturalna Natural soil	A2 Symulacyjnie Simulation pollution		A3 Emisją KGHM KGHM emis- sion pollution	
	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	T_i	Plon g·wazon ⁻¹ Yield g·pot ⁻¹	T_i
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)					
B1 – 0	47,6	35,3	0,74	39,3	0,82
B2 – torf – peat (T)	51,6	42,8	0,82	43,6	0,84
B3 – superfosfat superphosphate (S)	52,9	43,1	0,81	45,0	0,85
B4 – (T + S)	51,8	44,2	0,85	46,2	0,89
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD g·pot ⁻¹ _{α=0,01} II/I = 2,96; I/II = 3,71					
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)					
B1 – 0	39,8	26,8	0,67	33,0	0,83
B2 – torf – peat (T)	53,5	40,4	0,75	43,3	0,80
B3 – superfosfat superphosphate (S)	54,1	40,7	0,75	44,9	0,82
B4 – (T + S)	56,2	42,9	0,76	50,1	0,89
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD g·pot ⁻¹ _{α=0,01} II/I = 4,07; I/II = 4,28					
Zabiele (doświadczenie 3; experiment 3)					
B1 – 0	32,2	24,9	0,77	30,3	0,94
B2 – torf – peat (T)	39,2	28,7	0,73	35,9	0,91
B3 – superfosfat superphosphate (S)	35,4	31,3	0,88	34,1	0,96
B4 – (T + S)	38,8	33,9	0,87	37,5	0,97
NIR(g·wazon ⁻¹) – LSD g·pot ⁻¹ _{α=0,01} II/I = 3,49; I/II = 4,77					

W celu wykazania wpływu zanieczyszczenia gleb i stosowanej remediacji na skład chemiczny roślin wykonano analizę chemiczną ziarna pszenicy. Wyniki analiz na zawartość badanych metali śladowych (Cu, Zn, Pb, Cd) porównano w tabeli 5 z wartościami krytycznymi zawartości tych pierwiastków w roślinach konsumpcyjnych, opracowanymi w IUNG (Kabata-Pendias i wsp. 1993), a także z wartościami krytycznymi wg Rozporządzenia Komisji (WE) Nr 1881/2006 (Dziennik Urzędowy UE 2006).

Tabela 5
Table 5Zawartość metali śladowych w ziarnie pszenicy jarej
Content of trace elements in spring wheat grain

Remediacja Soil remediation	Wariant zanieczyszczenia gleby – Soil pollution variants											
	A1 Gleba naturalna Natural soil				A2 Symulacyjnie Simulation pollution				A3 Emisją KGHM KGHM emission pollution			
	mg kg ⁻¹ świeżej masy – mg kg ⁻¹ fresh matter											
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)												
B1 – 0	4,4	24,4	0,6	0,1	25,2	76,6	1,8	0,5	19,1	54,0	1,0	0,2
B2 – torf – peat (T)	3,4	23,4	0,5	0,0	19,9	70,4	0,9	0,9	14,8	50,0	0,9	0,1
B3 – superfosfat superphosphate (S)	4,4	24,3	0,5	0,0	22,9	68,6	1,7	0,7	16,2	51,0	0,6	0,2
B4 – (T + S)	3,0	23,3	0,4	0,1	15,5	60,5	0,7	0,7	13,7	50,0	0,6	0,1
<i>NIR – LSD</i> $p \leq 0,05$	0,47	0,92	0,11	<i>r.n. – n.s.</i>	3,89	5,66	0,63	0,21	2,25	2,20	0,33	0,08
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)												
B1 – 0	3,1	24,8	0,4	0,1	42,1	38,5	1,3	0,1	16,7	42,9	0,7	0,1
B2 – torf – peat (T)	2,1	23,2	0,3	0,1	35,6	51,6	0,6	0,1	13,7	39,9	0,7	0,1
B3 – superfosfat superphosphate (S)	3,1	24,0	0,3	0,1	36,1	52,4	1,1	0,1	15,4	37,9	0,6	0,1
B4 – (T + S)	2,2	23,2	0,3	0,1	35,2	44,1	0,6	0,1	15,4	37,4	0,6	0,1
<i>NIR – LSD</i> $p \leq 0,05$	0,67	<i>r.n. – n.s.</i>	<i>r.n. – n.s.</i>	<i>r.n. – n.s.</i>	2,85	3,70	0,59	<i>r.n. – n.s.</i>	1,16	1,09	0,07	<i>r.n. – n.s.</i>
Zabiele (doświadczenie 3 – experiment 3)												
B1 – 0	3,1	25,4	0,5	0,1	28,1	35,5	1,0	0,1	15,2	36,2	0,9	0,1
B2 – torf – peat (T)	2,5	21,9	0,3	0,1	24,4	32,2	0,7	0,1	13,8	34,2	0,7	0,1
B3 – superfosfat superphosphate (S)	3,1	22,7	0,4	0,1	25,9	33,5	0,7	0,1	14,8	34,5	0,7	0,1
B4 – (T + S)	2,6	22,2	0,3	0,1	24,2	30,9	0,8	0,1	11,8	30,4	0,7	0,1
<i>NIR – LSD</i> $p \leq 0,05$	0,34	2,17	0,13	<i>r.n. – n.s.</i>	2,07	3,55	0,11	<i>r.n. – n.s.</i>	2,01	1,08	0,12	<i>r.n. – n.s.</i>
Wartości krytyczne wg IUNG-PIB dla przydatności konsumpcyjnej roślin w mg kg ⁻¹ ś.m. (Kabata-Pendias i wsp. 1993) Critical values acc. to IUNG-PIB for edible suitability of crops in w mg kg ⁻¹ f.m. (Kabata-Pendias et al. 1993)												
	20,0	50,0	1,0	0,15	20,0	50,0	1,0	0,15	20,0	50,0	1,0	0,15
Wartości krytyczne wg Rozporządzenia Komisji (UE) Nr 1881/2006 w mg kg ⁻¹ ś.m. Critical values acc. to the Ordinance of the Commission (the EU) No 1881/2006 in mg kg ⁻¹ f.m.												
	–	–	0,20	0,20	–	–	0,20	0,20	–	–	0,20	0,20

Uwaga: przekroczenia wartości krytycznych wg IUNG-PIB zaznaczono w tabeli pogrubieniem
Note: amounts in excess of the IUNG-PIB critical values are marked in the table with bolded letters

Stwierdzone przekroczenia wartości krytycznych według IUNG w ziarnie dotyczyły przede wszystkim roślin uprawianych w doświadczeniu 1 na glebach lekkich, zarówno zanieczyszczonej emisjami KGHM (Trzebcz), jak też szczególnie na glebie zanieczyszczonej symulacyjnie (A2). Brak remediacji w tym ostatnim przypadku był równoznaczny z nadmierną (wg IUNG) zawartością w ziarnie wszystkich czterech badanych metali śladowych. Sytuacja ta utrzymywała się w przypadku cynku i kadmu mimo stosowanych zabiegów remediacyjnych. Brak skuteczności działania remediacyjnego superfosfatu (B3) dotyczył na tej glebie również miedzi i ołowiu. W dwóch kolejnych doświadczeniach (nr 2 i 3), realizowanych na glebach gliniastych, przekroczenia dotyczyły przede wszystkim miedzi. W świetle wartości krytycznych IUNG na glebach z terenu emisji KGHM nadmiary cynku i kadmu stwierdzono tylko w ziarnie uprawianym na glebie Trzebcz (gleba lekka). Remediacja w większości przypadków obniżyła te zawartości do poziomów dopuszczalnych.

Dokonując podobnej oceny na podstawie wytycznych Rozporządzenia Komisji (WE) Nr 1881/2006 (Dziennik Urzędowy UE 2006) stwierdza się przekroczenia zawartości ołowiu w ziarnie niezależnie od pochodzenia gleby i stosowanej remediacji. Uwzględniając fakt występowania podobnych nadmiarów zawartości Pb nawet w glebach naturalnych (A1), nasuwa się wniosek o zbyt rygorystycznie ustalonym progu wartości krytycznej Pb w odniesieniu do ziarna pszenicy (na poziomie $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$) w ww. Rozporządzeniu. Dla potwierdzenia przytoczyć można dane o przeciętnej zawartości Pb w ziarnie zbóż w Polsce ($n > 7000$), mieszczących się w przedziale $0,2\text{--}0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (Kabata-Pendias i Pendias 1999).

Niezależnie od opisanych zależności podkreślić należy, że podwyższone zawartości metali w ziarnie pszenicy uprawianej na glebie pobranej z terenu emisji KGHM w stosunku do podbloku kontrolnego (A1) wskazują na potencjalne niebezpieczeństwo wystąpienia przekroczeń zawartości metali ciężkich w ziarnie zbóż. Dotyczy to miedzi i ołowiu w ziarnie z wszystkich trzech doświadczeń (gleb), a na glebie lekkiej (Trzebcz) dotyczy praktycznie wszystkich czterech badanych pierwiastków śladowych. W pracach tematycznych przeważa pogląd, że warunki gleby lekkiej, o uboższym kompleksie sorpcyjnym, sprzyjają ujawnianiu się zjawisk fitotoksyczności w ostrzejszej formie (Karczewska 1996, Spiak i wsp. 2000). Niektóre badania wykazały jednak brak takich zależności (Gambuś i wsp. 2004).

Stopień przemieszczania się metali z gleby do ziarna pszenicy w poszczególnych obiektach doświadczenia scharakteryzowano, wyliczając indeksy bioakumulacji wg Kiekensa i Camerlyncka (1992), (tab. 6). Indeks bioakumulacji B_1 wyraża stosunek ilościowy przyrostu zawartości metalu w roślinie do przyrostu jego zawartości w glebie, na której roślina ta jest uprawiana. Wzrost wartości B_1 świadczy o zaistnieniu warunków zwiększających transfer metali z gleby do roślin. Jak wynika z zestawienia, relatywnie wysokie wartości indeksów na wszystkich trzech glebach dotyczą cynku, metalu o wysokich zdolnościach mobilizacji i bioakumulacji (Karczewska 2002, Strączyński 2004). Problem miedzi ogranicza się natomiast do gleb lekkich (doświadczenie 1). Podkreślić należy, że dotyczy to w zbliżonym stopniu zarówno gleb pobranych z obszaru emisji, jak i skażonych symulacyjnie.

Tabela 6
Table 6

Indeksy bioakumulacji (B_1)* metali ciężkich dla ziarna pszenicy jarej uprawianej w wariantach A2 i A3
Indices of bioaccumulation (B_1)* of heavy metals for the grain of spring wheat grown in A2 and A3 variants of soil pollution

Remediacja Soil remediation	Wariant zanieczyszczenia gleby – Soil pollution variants							
	A2 Symulacyjnie Simulation pollution				A3 Emisją KGHM KGHM emission pollution			
	Wartości B_1 – B_1 values							
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)								
B1 – 0	0,38	0,87	< 0,01	0,20	0,27	0,49	< 0,01	0,05
B2 – torf peat (T)	0,30	0,78	< 0,01	0,45	0,21	0,44	< 0,01	0,05
B3 – superfosfat superphosphate (S)	0,34	0,74	< 0,01	0,35	0,22	0,44	< 0,01	0,10
B4 – (T + S)	0,23	0,62	< 0,01	0,30	0,20	0,44	< 0,01	0,00
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)								
B1 – 0	0,09	0,32	< 0,01	0,00	0,03	0,16	< 0,01	0,00
B2 – torf peat (T)	0,08	0,26	< 0,01	0,00	0,02	0,15	< 0,01	0,00
B3 – superfosfat superphosphate (S)	0,08	0,26	< 0,01	0,00	0,03	0,12	< 0,01	0,00
B4 – (T + S)	0,08	0,19	< 0,01	0,00	0,03	0,13	< 0,01	0,00
Zabiele (doświadczenie 3 – experiment 3)								
B1 – 0	0,12	0,16	< 0,01	0,00	0,06	0,17	< 0,01	0,00
B2 – torf peat (T)	0,11	0,16	< 0,01	0,00	0,05	0,20	< 0,01	0,00
B3 – superfosfat superphosphate (S)	0,11	0,17	< 0,01	0,00	0,05	0,19	< 0,01	0,00
B4 – (T + S)	0,10	0,14	< 0,01	0,00	0,04	0,13	< 0,01	0,00

* B_1 – stosunek przyrostu zawartości metalu w roślinie do przyrostu zawartości metalu w glebie

B_1 – ratio of the increment of metal content in plant to increment of metal content in soil

Po zakończeniu doświadczenia wykonano analizę chemiczną gleb z poszczególnych obiektów doświadczalnych, oznaczając zawartość badanych pierwiastków metalicznych (Cu, Zn, Pb i Cd), przy zastosowaniu roztworu 1 mol HCl dm⁻³ jako ekstrahenta, który używany jest powszechnie w praktyce analitycznej stacji chemiczno-rolniczych do oznaczania tzw. form przyswajalnych mikroelementów (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), (Gembarzewski i Korzeniowska 1990). Celem tej analizy było stwierdzenie zmian dostępności metali pod wpływem stosowanej remediacji, czego nie można uzyskać, stosując oznaczenie ich form całkowitych, np. w tzw. wodzie królewskiej. Uzyskane wyniki potwierdziły skuteczność remediacji zarówno na glebie z terenu oddziaływania KGHM, jak i zanieczyszczonej symulacyjnie.

W glebach obiektów kontrolnych (bez remediacji – B1), zanieczyszczonych symulacyjnie stwierdzono wysokie zawartości form rozpuszczalnych w 1 mol HCl dm⁻³, zbliżone w części przypadków do poziomu całkowitych zawartości metali, w tym miedzi (72–98% formy całkowitej), cynku 54–94%, ołowiu 91–96%, kadmu 66–87%. Udział rozpuszczalnych form metali w glebach zanieczyszczonych przez przemysł miedziowy był wyraźnie niższy: miedzi w zakresie 61–72%, cynku 46–60%, ołowiu 58–82%, kadmu 36–72%. Relatywnie duże ilości metali oznaczone w 1 mol HCl dm⁻³ wskazują na niebezpieczeństwo ich pobierania przez rośliny uprawne (Spiak 1996, Spiak i wsp. 2000, Wróbel 2010). Stosowana remediacja ograniczała rozpuszczalność badanych metali w 1 mol HCl dm⁻³ zarówno w glebach symulacyjnych (A2), jak i w pochodzących z terenu KGHM (A3) (tab. 7).

Oznaczono również inne właściwości chemiczne gleb, pozostające pod bezpośrednim wpływem czynników remediacji (zawartość węgla organicznego, fosforu oraz odczyn). Stwierdzono, że stosowanie torfu zwiększało udział węgla organicznego w glebie nawet o 167%, a wprowadzenie superfosfatu spowodowało wzrost zawartości przyswajalnych form P o 228% w stosunku do obiektu kontrolnego (B1), (tab. 8). Te właśnie zmiany chemizmu gleby oddziaływały bezpośrednio na zawartość form dostępnych badanych metali. Świadczą o tym istotne korelacje pomiędzy oznaczonymi cechami gleby a zawartością metali śladowych rozpuszczalnych w 1 mol HCl dm⁻³: C_{org}/Cu ; $r = -0,713$; P/Cd ; $r = -0,525$, przy $\alpha = 0,01$ (przykłady). Innego rodzaju zależność dotyczyła odczynu gleby. Stwierdzono spadki pH_{KCl} w glebie obiektów, gdzie stosowano torf. Prawidłowość ta wynika z zakwaszających właściwości stosowanego torfu wysokiego. Niewielkie spadki wartości pH nie miały jednak wpływu na zawartość Cu, Zn, Pb i Cd w badanych glebach i roślinach.

Wykazana w badaniach lepsza rozpuszczalność, a zatem i silniejsza fitotoksyczność metali w glebach zanieczyszczonych symulacyjnie, wynika z różnic stopnia stabilizacji metali w tych glebach. Gleby pobrane z terenu emisji KGHM ulegały zanieczyszczeniu na przestrzeni wielu dziesiątków lat, w czasie których metale zostały wbudowane w związki trudniej dostępne dla roślin (Karczewska 2002). Stosowane systematycznie wapnowanie wspomagało ten proces. Symulacyjne zanieczyszczenie gleb poprzez dodatki łatwo rozpuszczalnych związków miedzi, cynku, ołowiu i kadmu umożliwiło obserwację skutków fitotoksyczności tych metali w ostrzejszej formie. Również efekty stosowanej remediacji były w tym przypadku łatwiejsze do uzyskania. Wyniki badań nad fitotoksycznością i efektywnością remediacji gleb zanieczyszczonych sztucznie do celów eksperymentalnych nie mogą jednak służyć do bezpośredniego formułowania zaleceń gospodarowania na glebach zanieczyszczonych emisjami przemysłowymi (Brooks i wsp. 2005).

Mimo wykazanej słabszej dostępności dla roślin metali z gleb pochodzących z terenu emisji KGHM istnieje jednak niebezpieczeństwo zanieczyszczenia roślin uprawnych w przypadku niepożądanych zmian warunków środowiska glebowego, np. zakwaszenia, ubytku substancji organicznej, nadmiernego uwilgotnienia itp. (Karczewska 1996).

Tabela 7 Table 7

Zawartość form metali rozpuszczalnych w 1 mol HCl dm⁻³, w glebie po zakończeniu doświadczeń
(mg kg⁻¹ powietrznie suchej masy gleby)

Content of 1 mol HCl dm⁻³ soluble forms of the analyzed metals in soil after the termination
of the experiment (mg kg⁻¹ air dry soil mass)

Remediacja Soil remediation	Warianty zanieczyszczenia gleby Soil pollution variants											
	A1 Gleba naturalna Natural soil				A2 Symulacyjnie Simulation pollution				A3 Emisją KGHM KGHM emission pollution			
	Zawartość form rozpuszczalnych – Content of soluble forms (mg·kg ⁻¹)											
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)												
B1 – 0	8,5	26,7	18,1	0,2	52,2 ⁹⁸	52,6 ⁸⁸	136,1 ⁹¹	1,30 ⁶⁶	38,2 ⁷²	35,8 ⁶⁰	122,0 ⁸²	0,7 ³⁶
B2 – torf peat (T)	6,2	19,7	13,3	0,1	51,3	51,9	116,1	1,2	29,4	31,5	110,8	0,5
B3 – superfosfat superpho- sphate (S)	6,7	23,8	15,7	0,2	52,1	54,3	130,3	1,3	36,1	36,0	115,0	0,4
B4 – (T + S)	5,9	21,0	12,9	0,1	42,3	54,3	115,9	1,5	25,2	30,8	116,5	0,4
<i>NIR – LSD</i> <i>p ≤ 0,05</i>	1,12	2,12	2,03	0,03	6,11	1,14	11,05	0,14	5,23	3,01	9,21	0,17
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)												
B1 – 0	9,7	27,3	17,4	0,3	362,2 ⁹²	102,3 ⁹⁴	136,9 ⁹⁵	0,6 ⁸⁷	240,1 ⁶¹	65,5 ⁶⁰	105,1 ⁷³	0,5 ⁷²
B2 – torf peat (T)	8,0	21,5	13,6	0,2	354,0	101,7	136,2	0,5	218,3	61,5	99,2	0,4
B3 – superfosfat superpho- sphate (S)	8,6	23,0	14,4	0,2	364,0	100,2	133,9	0,6	243,5	66,0	95,4	0,3
B4 – (T + S)	7,9	22,2	14,0	0,2	214,5	100,5	133,7	0,6	230,6	60,9	95,0	0,4
<i>NIR – LSD</i> <i>p ≤ 0,05</i>	1,22	3,08	2,80	0,05	33,83	<i>r.n. – n.s</i>	<i>r.n. – n.s</i>	<i>r.n. – n.s</i>	8,22	4,07	8,27	0,13
Zabiele (doświadczenie 3 – experiment 3)												
B1 – 0	9,6	26,9	18,2	0,3	147,2 ⁷⁵	86,9 ⁵⁴	102,7 ⁹⁶	0,3	125,7 ⁶⁴	74,0 ⁴⁶	61,7 ⁵⁸	0,2
B2 – torf peat (T)	8,5	22,3	14,0	0,2	135,6	81,0	100,8	0,2	122,4	69,3	56,0	0,2
B3 – superfosfat superpho- sphate (S)	8,4	21,0	14,0	0,2	133,0	80,8	101,5	0,3	123,0	67,6	57,3	0,2
B4 – (T + S)	8,0	22,0	13,5	0,1	124,0	78,8	100,3	0,2	120,9	65,6	56,8	0,2
B1 – 0	1,08	3,22	2,99	0,08	11,36	4,03	<i>r.n. – n.s</i>	<i>r.n. – n.s</i>	4,06	3,21	3,20	<i>r.n. – n.s</i>

Uwaga: w indeksach górnych podano procentowy udział form metali oznaczonych w 1 mol HCl dm⁻³, w zawartości ogólnej – Note: the superscripts give the percentage of the forms of metals determined in 1 mol HCl dm⁻³ in the total content

Tabela 8
Table 8Wybrane parametry charakteryzujące gleby po zakończeniu doświadczeń
Some parameters characterizing the soil after the experiments

Remediacja Soil remediation	Warianty zanieczyszczenia gleby Soil pollution variants								
	A1 Gleba naturalna Natural soil			A2 Symulacyjnie Simulation pollution			A3 Emisją KGHM KGHM emission pollution		
	pH _{KCl}	P* (mg·100g ⁻¹)	C _{org} (%)	pH _{KCl}	P* (mg·100g ⁻¹)	C _{org} (%)	pH _{KCl}	P* (mg·100g ⁻¹)	C _{org} (%)
Trzebcz (doświadczenie 1 – experiment 1)									
B1 – 0	5,8	9,3	1,1	5,5	7,8	0,8	5,9	8,3	0,9
B2 – torf peat (T)	5,0	7,7	2,1	4,8	6,4	1,9	5,2	7,4	2,0
B3 – su- perfosfat superpho- sphate (S)	5,9	29,8	1,1	5,3	27,5	1,1	6,1	30,6	1,1
B4 – (T + S)	4,9	30,4	1,9	4,7	26,6	1,9	5,7	29,6	2,4
Żukowice (doświadczenie 2 – experiment 2)									
B1 – 0	6,9	23,3	1,9	6,4	25,7	2,0	6,8	26,7	2,1
B2 – torf peat (T)	6,2	20,6	2,6	5,9	16,4	2,7	6,2	18,6	2,7
B3 – su- perfosfat superpho- sphate (S)	6,9	44,5	1,9	6,5	40,1	1,9	6,8	42,7	1,8
B4 – (T + S)	6,1	43,4	2,5	5,9	40,1	2,5	6,1	42,7	2,9
Zabiele (doświadczenie 3 – experiment 3)									
B1 – 0	7,1	16,5	2,1	7,3	13,6	2,2	7,4	15,5	2,0
B2 – torf peat (T)	6,6	14,0	2,9	6,8	14,0	3,1	6,8	14,0	2,9
B3 – su- perfosfat superpho- sphate (S)	7,0	43,8	2,3	7,2	42,3	2,3	7,1	42,9	2,2
B4 – (T + S)	6,7	45,3	2,7	6,8	44,7	3,2	6,9	43,4	2,8

* – forma P rozpuszczalna w 1 mol HCl · dm⁻³
1 mol HCl · dm⁻³ soluble form of P

WNIOSKI

1. Stwierdzono negatywny wpływ zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi (Cu, Zn, Pb i Cd) na plonowanie pszenicy jarej w doświadczeniach. Skutek tego oddziaływania wyrażał się spadkiem poziomu plonowania ziarna w zakresie 12–17% na glebach z terenu emisji KGHM oraz 26–29% na glebach zanieczyszczonych symulacyjnie.

2. Najbardziej skuteczny efekt remediacji uzyskano w obiektach doświadczenia z łącznym stosowaniem torfu i zwiększonych dawek superfosfatu. Tym sposobem możliwe było uzyskanie do 91% plonów ziarna na glebie skażonej symulacyjnie oraz do 96% na glebie zanieczyszczonej emisją KGHM, przyjmując plony z gleby naturalnej za 100%. Zastosowany oddzielnie superfosfat działał lepiej w poprawie plonowania niż w ograniczaniu pobierania metali przez pszenicę.

3. Spadkom plonów towarzyszyły podwyższone zawartości metali w tkankach roślin, jednak nadmierne, w świetle wartości krytycznych opracowanych w IUNG-PIB zawartości stwierdzane w ziarnie pszenicy występowały głównie w warunkach zanieczyszczeń symulowanych. W odniesieniu do gleb z terenu emisji KGHM dotyczyły one tylko Zn i Cd na glebie lekkiej (Trzebcz).

4. Ocena translokacji metali z gleb zanieczyszczonych emisją KGHM do nadziemnych części roślin, dokonana za pomocą indeksów bioakumulacji, wykazała istniejące ryzyko wystąpienia przekroczeń dopuszczalnych zawartości Zn w ziarnie pszenicy. Na glebie lekkiej (Trzebcz) dotyczyło to również Cu.

5. Wykazano pozytywne zmiany właściwości chemicznych gleb pod wpływem stosowanej remediacji (wzrost zawartości węgla organicznego i fosforu w glebie). W wyniku tych zmian zmniejszał się udział nadmiaru metali ciężkich, występujących w formach rozpuszczalnych w 1 mol HCl·dm⁻³, uznawanych za przyswajalne dla roślin.

6. W świetle przeprowadzonych badań, stwierdzić należy potencjalną możliwość zanieczyszczenia metalami śladowymi (Cu, Zn, Pb, Cd) roślin uprawianych w obszarze emisji KGHM.

PIŚMIENNICTWO

- Beckett P.H.T., Davis R.D., 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytol.*, 79: 95–106.
- Bergmann W., 1986. Bemerkungen und Tabellen zur analytischen Pflanzendiagnose der Pflanzen oder Blattanalyse. VEB Fischer Verlag Jena: 1–38.
- Brooks K., Mertens J., Smolders E., 2005. Toxicity of heavy metals in soil assessed with various soil microbial and plant growth assays. *Environ. Toxicol. Chem.* Vol. 24, 3: 101–107.
- Dziennik Urzędowy UE Dziennik Urzędowy W.E. Rozporządzenie (WE) nr 178/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 28.01.2002 r. ustanawiające ogólne zasady i wymagania prawa żywnościowego, powołujące Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności oraz ustanawiające procedury w zakresie bezpieczeństwa żywności: 463–486.
- Dziennik Urzędowy UE Rozporządzenie Komisji (WE) Nr 1881/2006, z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. (Tekst mający znaczenie dla EOG). L 364: 5–24.

- Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej nr 165, poz. 1359. 2002. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9.09.2009 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi: 10561–10564.
- Gambuś F., Rak M., Wieczorek J., 2004. Wpływ niektórych właściwości gleby na fitoprzysswajalność i rozpuszczalność cynku, miedzi i niklu w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 502 (1): 71–79.
- Gembarzewski H., Korzeniowska J., 1990. Simultaneous Extraction of B, Cu, Fe, Mn, Mo and Zn from Mineral Soils and an Estimation of the Results. *Agribiol. Res.*, 43(2): 115–127.
- Gorlach E., Gambuś F. 1991. The effect of liming, adding peat, and phosphorus fertilization on uptake of heavy metals by plants. *Polish J. Soil Sci. XXIV/2*: 199–204.
- Hong C.O., Kim P.J., 2007. Feasibility of phosphate fertilizer to immobilize cadmium in a field conditions. *Biogeochemistry of trace elements – environmental protection, remediation and human health*. Editors: Yongguan Zhu, Nicholas Lepp, Ravi Naidu. Tsinghua University Press. Bei Jing: 178–180.
- Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T., 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG Puławy. P(53): 1–20.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN: 1–398.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Pietruch Cz., 1995. *Podstawy chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. PIOŚ, IUNG Warszawa: 1–34.
- Karczewska A., 1996. Formy miedzi w silnie zanieczyszczonych glebach LGOM-u oraz ich przemiany związane z warunkami zawodnienia. Miedź i molibden w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne. *Zesz. Nauk. Kom. „Człowiek i Środowisko”*, 14: 240–246.
- Karczewska A., 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi – formy i rozpuszczalność. *Zesz. Nauk. AR Wroc*. 432: 1–159.
- Kiekens L., Camerlynck R., 1992. Determination of upper critical level heavy metals in plants. *Prot. VDLUFA Kongress, Munster*: 255–261.
- Kyzioł J., 2002. Sorpcja i siła wiązania wybranych jonów metali ciężkich z substancją organiczną na przykładzie torfów. PAN IPIŚ Zabrze: 1–97.
- Metody badań laboratoryjnych w stacjach chemiczno-rolniczych. 1980a. Cz. I. Badanie gleb. IUNG Puławy: 1–76.
- Metody badań laboratoryjnych w stacjach chemiczno-rolniczych. 1980 b. Cz. II. Badanie materiału roślinnego. IUNG Puławy: 1–126.
- Metody oznaczania ruchomych form mikroelementów w glebie do rutynowych oznaczeń w stacjach chemiczno-rolniczych (wspólna ekstrakcja 1 M HCl). 1986, IUNG Wrocław: 1–11.
- Spiak Z., 1996. Wpływ formy chemicznej cynku na pobieranie tego pierwiastka przez rośliny. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 434: 97–1003.
- Spiak Z., Romanowska M., Radoła J., 2000. Toksyczna zawartość cynku w glebach dla różnych gatunków roślin uprawnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 471: 1125–1134.
- Spiak Z., Wall L. 2000. Wpływ nawożenia mineralnego na zawartość cynku w glebach zanieczyszczonych przez hutę miedzi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 471: 1135 – 1143.
- Strączyński S., 2004. Bioakumulacja mikroelementów w grochu siewnym uprawianym w rejonie zanieczyszczonym przez hutnictwo miedzi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 502: 987–994.
- Wróbel S., 2007. Interaction of organic sorbents and liming in remediation of light soil contaminated with copper and zinc. *Biogeochemistry of trace elements: environmental protection, remediation and human health*. Editors Yongguan Zhu, Nicholas Lepp and Ravi Naidu. Tsinghua University Press, Bei Jing: 931–933.

- Wróbel S., 2010. Sunflower yields as an indicator of zinc polluted soil detoxification. *Fresenius Environmental Bulletin*, Parlar Scientific Publications, Vol. 19, 2a: 330–334.
- Zalecenia Nawozowe 1990. Cz. I. Liczby graniczne do wyceny zawartości w glebach makro- i mikroelementów. Praca zbiorowa. Wyd. IUNG Puławy. P (44): 1–34.

EVALUATION OF THE NOXIOUSNESS OF TRACE METALS IN SOILS POLLUTED BY EMISSIONS FROM KGHM TO SPRING WHEAT, INCLUDING SOME POLLUTION CONTROL METHODS

Summary

The most common measure undertaken in order to restrain the phytoavailability of excessive amounts of trace metals in soils exposed to industrial emissions is soil liming. However, the metals immobilized in soil by liming can still pose a threat to plants. Some of the factors that can mobilize such metals are changes in the soil chemical properties, e.g. in soil reaction, oxygen conditions (redox potential), as well as changes in the content and type of organic substance characterized by a varied capability of complexing heavy metals, or changes in the soil tillage, meteorological conditions, etc.

In the present study, negative effect of excessive amounts of copper, zinc, lead and cadmium has been evaluated in cultivation of spring wheat on soils exposed to emissions from the company KGHM, a copper smelter. Another aspect of the investigations has been to assess the effectiveness of counteractive measures, such as introduction of peat to soil and increased rates of superphosphate. For comparison, samples of analogous types of soil (outside the area affected by the emissions), unpolluted and simulation polluted, were tested.

The phytotoxicity of metals in simulation polluted soils, in the absence of soil remediation, decreased the wheat grain yield by 26–29%, while on soil polluted with emissions from KGHM, the loss of grain yield was 12–17% compared to natural soils. Yield losses were accompanied by raised levels of the metals in plant tissues. Relative to the critical values (acc. to IUNG-PIB), most frequent excessive quantities of metals in wheat grain were determined for Cu, Zn and Pb on soils under simulation pollution. Among the three soils sampled from the area affected by KGHM, excessive amounts of Zn and Cu in grain were found only on light soil. Better remediation effects concerning wheat grain yields were obtained in treatments where peat and higher rates of superphosphate were applied in conjunction. Under such conditions, it was possible to obtain grain yield up to 91% on simulation polluted soils, and 96% on soils polluted by emissions from KGHM compared to natural soils (100%).

KEY WORDS: trace metals, soil pollution, spring wheat, soil remediation

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Karczewska, UP we Wrocławiu

Cezary Kabała¹, Anna Karczewska¹, Marcin Kozak²

**PRZYDATNOŚĆ ROŚLIN ENERGETYCZNYCH
DO REKULTYWACJI I ZAGOSPODAROWANIA
GLEB ZDEGRADOWANYCH**

**ENERGETIC PLANTS IN RECLAMATION
AND MANAGEMENT OF DEGRADED SOILS**

¹*Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University
of Environmental and Life Sciences*

²*Katedra Szczegółowej Uprawy Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Department of Crop Production, Wrocław University of Environmental
and Life Sciences*

W pracy dokonano przeglądu aktualnego stanu wiedzy na temat przydatności najważniejszych gatunków roślin energetycznych do rekultywacji gleb zdegradowanych chemicznie oraz gruntów rekultywowanych, szczególnie w warunkach nawożenia osadami ściekowymi lub kompostami. Pod uwagę wzięto tolerancję na zanieczyszczenie metalami ciężkimi oraz zdolność ich akumulacji przez wierzbę, topolę, miskant, ślazier i topinambur na glebach zanieczyszczonych lub przy nawożeniu osadami zawierającymi wysokie stężenia pierwiastków śladowych. Większość analizowanych roślin odznacza się zdolnością akumulacji cynku i kadmu w biomase części nadziemnych oraz gromadzenia miedzi i ołowiu w korzeniach. Na glebach słabo zanieczyszczonych, a także na gruntach rekultywowanych możliwa jest uprawa wszystkich roślin energetycznych, w tym miskanta i ślazier, pod warunkiem zapewnienia odpowiedniej zasobności podłoża w składniki nawozowe oraz wilgotności. Do uprawy na glebach średnio i silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi zalecane są wybrane klony wierzby wiciowej, o relatywnie dużej tolerancji na zanieczyszczenie, dużych zdolnościach fitoekstrakcji metali oraz zadowalająco wysokim plonie biomasy. Plantacje topoli stosowane są przede wszystkim do fitostabilizacji ołowiu, miedzi i kadmu. Potwierdzono dużą przydatność osadów ściekowych do nawożenia plantacji roślin energetycznych. Najwyższą łączną efektywność plonowania oraz fitoekstrakcji metali uzyskuje się przy nawożeniu osadami, w których stężenie metali ciężkich nie przekracza zawartości dopuszczalnych we właściwych prze-

Do cytowania – For citation: Kabała C., Karczewska A., Kozak M., 2010. Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 97–118.

pisach prawnych. Postępy inżynierii genetycznej pozwalają przypuszczać, że w najbliższej przyszłości pojawią się nowe odmiany roślin energetycznych o coraz wyższej zdolności plonowania, zapewniającej ekonomiczną efektywność plantacji, oraz o zdecydowanie większych zdolnościach fitoekstrakcji pierwiastków śladowych.

SŁOWA KLUCZOWE: grunty marginalne, rekultywacja, fitoremediacja, metale ciężkie, wierzba, topola, miskant, ślázowiec, topinambur

WSTĘP

W rolniczej przestrzeni produkcyjnej każdej gminy występuje pewien areał gleb marginalnych, to jest takich, które pozostając w ewidencji gruntów rolnych, mają małe znaczenie dla rolnictwa ze względu na nieopłacalność produkcji lub też nie nadają się do produkcji roślin konsumpcyjnych. Zalicza się do nich na ogół: (1) nieurodzajne gleby niższych klas bonitacyjnych, na których ze względu na niekorzystne uwarunkowania glebowe lub erozję nie opłaca się prowadzić produkcji rolnej; (2) obszary zdegradowane geotechnicznie lub zrehabilitowane ze słabo ukształtowaną warstwą próchniczną; (3) gleby zanieczyszczone chemicznie (Józefaciuk i Józefaciuk 1998). Tradycyjną formą zagospodarowania gleb marginalnych, w tym zdegradowanych, jest ich zalesianie (Strzelecki, Sobczyk 1972), ale w aktualnych uwarunkowaniach ekonomicznych nabierają znaczenia alternatywne sposoby użytkowania semirolniczego (Ostrowski 2004). Wobec założeń wspólnej polityki rolnej oraz polityki ochrony środowiska Unii Europejskiej szczególną rolę mogą odegrać wieloletnie plantacje roślin uprawianych na cele energetyczne (Gostomczyk 2008, Ociepa i wsp. 2008). Dalekosiężnym celem polityki klimatycznej i energetycznej UE jest osiągnięcie do 2020 roku przynajmniej 20% udziału energii ze źródeł odnawialnych. Zgodnie z podjętymi zobowiązaniami – w Polsce udział energii odnawialnej w pierwotnym zużyciu ma wynosić 7,5% w roku 2010 oraz 15% w roku 2020. W tym kontekście szacuje się, że zapotrzebowanie na biomasę roślin uprawianych na cele energetyczne wzrośnie nawet o 8 mln ton do roku 2020. Nie jest możliwe, by tak duże zapotrzebowanie pokryte zostało wyłącznie biomasą odpadową, co stwarza perspektywę rozszerzania areału plantacji roślin energetycznych, mimo niestabilnej polityki finansowego wsparcia upraw (Gostomczyk 2008). Innym motorem rozwoju plantacji roślin energetycznych może stać się fitoremediacyjna metoda rekultywacji gleb zanieczyszczonych chemicznie, realizująca cele ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. 2007.75.493). Ważnym aspektem upowszechniania roślin energetycznych na gruntach marginalnych, w tym słabo produktywnych terenach po eksploatacji surowców mineralnych, jest możliwość jednoczesnego zagospodarowania osadów ściekowych i kompostów do nawożenia upraw (Kalembasa i wsp. 2009, Krzywy i wsp. 2003, Liphadzi i wsp. 2003, Niemiec i wsp. 2007).

PODZIAŁ ROŚLIN UPRAWIANYCH NA CELE ENERGETYCZNE I CHARAKTERYSTYKA NAJWAŻNIEJSZYCH GATUNKÓW

Wprawdzie określenie „rośliny energetyczne” jest niepoprawne pod względem semantycznym, lecz wskutek wieloletniego i powszechnego stosowania utrwaliło się w literaturze naukowej oraz popularnej jako skrót określenia „rośliny uprawiane na cele energetyczne” (Kościk 2003). Do grupy tej zaliczane są rośliny, których płody wykorzystuje się do wytwarzania ciepła, energii elektrycznej albo paliw ciekłych lub gazowych:

- rośliny wieloletnie albo jednoroczne o dużym przyroście biomasy, która może być stosowana w celach grzewczych (np. miskant, wierzba, ślazier, topola, ale także słoma zbóż);
- rośliny jednoroczne o dużej zawartości cukru i skrobi, wykorzystywane do produkcji etanolu (np. zboża, ziemniaki, buraki cukrowe i półcukrowe, topinambur);
- rośliny oleiste, z których nasion wyłacza się olej roślinny przetwarzany następnie na tzw. bio-diesel (np. rzepak, słonecznik, len, konopie).

W niniejszym opracowaniu uwaga zostanie skupiona na roślinach przeznaczonych na cele energetyczne (szczególnie opałowe), alternatywnych wobec zbóż i rzepaku. Szczególnie na glebach zanieczyszczonych zaleca się bowiem uprawę roślin niekonsumpcyjnych, w celu uniknięcia ich przenikania na rynek produktów spożywczych. Rośliny energetyczne uprawiane w celach opałowych, zależnie od cech anatomicznych i fizjologicznych, można podzielić na kilka grup:

- rośliny drzewiaste szybkiej rotacji, nazywane również odroślowymi (m.in. topola, wierzba i robinia akacja);
- pozostałe gatunki drzewiaste (nieodroślowe), tzw. lasotwórcze (m.in. brzoza, jesion, buk, olsza szara i czarna, klon, jawor);
- rośliny trawiaste (m.in. miskant olbrzymi i cukrowy, spartina preriowa, palczatka Gerarda, proso różgowate, mozga trzcinowata, manna mielec, kostrzewa trzcinowa, trzcina pospolita);
- inne rośliny wieloletnie i zielne (m.in. ślazier, róża wielokwiatowa, topinambur, konopie siewne).

Podstawowymi cechami, które powinny charakteryzować rośliny przeznaczone do plantacyjnej uprawy dla celów grzewczych, są: wysoka wartość opałowa biomasy, duży plon biomasy, odporność roślin na choroby i szkodniki, umiarkowane wymagania siedliskowe, a także możliwość mechanizacji prac przy zbiorze biomasy oraz przy zakładaniu i likwidacji plantacji. W warunkach klimatycznych Polski jest lub może być uprawianych wiele gatunków roślin spełniających powyższe wymagania, jednak w przypadku wielu z nich nie opracowano jeszcze optymalnych technologii uprawy i nie przetestowano ekonomicznej efektywności upraw (Faber i wsp. 2008, Nalborczyk 1996).

Wierzba wiciowa (*Salix viminalis*), nazywana również wierzbą krzaczastą, krzewiastą lub witwą, wśród ponad 300 gatunków wierzb występujących we wszystkich niemal strefach klimatycznych, jest gatunkiem prawdopodobnie najbardziej przydatnym do celów energetycznych. Roczny przyrost długości pędów wynosi 2–3 m. Obsada roślin na jednostce powierzchni waha się w granicach 20–60 tys. sztuk · ha⁻¹, a w praktyce najczęściej

wynosi 32 tys. sztuk · ha⁻¹ (rozstawa 40 x 70 cm, przejazdy 2,8 m, co 17 metrów). Roślinę tę rozmnaża się w sposób wegetatywny za pomocą sadzonek sztabowych. Przygotowanie stanowiska pod założenie plantacji wierzby powinno uwzględniać odchwaszczenie i spulchnienie gleby. Przyrost biomasy jest bardzo uzależniony od warunków siedliskowych, nawożenia oraz cyklu zbiorów. Choć powszechnie uważa się, że wierzba ma niewielkie wymagania siedliskowe, to najlepiej udaje się na glebach klas IIIa–IVa, natomiast na gorszych (szczególnie piaszczystych) tylko przy odpowiednio wysokim poziomie wód gruntowych (Ostrowski i Gutkowska 2008). Latem, w okresie intensywnego wzrostu, wierzba jest bardzo wrażliwa na niedobory wilgoci. Eksploatacja plantacji powinna trwać co najmniej 15–20 lat z możliwością 5–8-krotnego pozyskiwania drewna w ilości 10–20 ton suchej masy w przeliczeniu na 1 ha rocznie (tab. 1). Uważa się, że najbardziej efektywne ekonomicznie jest użytkowanie plantacji w cyklu 3-letnim (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003).

Tabela 1

Table 1

Plon biomasy najważniejszych wieloletnich roślin energetycznych uprawianych na cele opałowe
Biomass yields of leading perennial energetic plants used for heat production

Gatunek Species	Plon reprezentatywny ¹ Reference yield	Plony rzeczywiste ² Actual yields
	t · ha ⁻¹ suchej masy t · ha ⁻¹ d.m.	
Wierzba wiciowa <i>Salix viminalis</i>	8	7–18 (22) ³
Miskant olbrzymi <i>Miscantus x giganteus</i>	10	8–20 (25) ³
Spartina preriowa <i>Spartina pectinata</i>	8	7–18
Ślaziolec pensylwański <i>Sida hermaphrodita</i>	9	9–21 (25) ³
Róża wielokwiatowa <i>Rosa multiflora</i>	8	10–16
Topinambur <i>Helianthus tuberosus</i>	8	10–18
Topola <i>Populus</i> spp.	8	8–14
Robinia akacjowa <i>Robinia pseudoacacia</i>	7	4–12

Objaśnienia: ¹Plon reprezentatywny według rozporządzenia Min. Roln. i Rozw. Wsi. z 26.02.2009 (Dz. U. 2009.36.283); ²Plony rzeczywiste na podstawie krajowych doświadczeń zestawionych przez Kościak (2003), Fabera i wsp. (2008), Węgorka (2003) oraz Zabielskiego (1998); ³Plony maksymalne uzyskiwane w optymalnych warunkach doświadczeń polowych.

Explanation: ¹Reference yield according to regulation of Polish Ministry of Agriculture and Rural Development (Dz. U. 2009.36.283); ²Actual yields – data based on Polish experiments recapitulated by Kościak (2003), Faber et al. (2008), Węgorek (2003) and Zabielski (1998); ³Maximal yields obtained in optimal conditions of field experiments.

Miskant olbrzymi (*Miscanthus x giganteus*) pochodzi z terenów Azji Środkowo-Wschodniej i jest mieszańcem międzygatunkowym, powstałym ze skrzyżowania diploidalnego miskanta chińskiego (*M. sinensis*) z tetraploidalnym miskantem cukrowym (*M. sacchariflorus*). Powstały w ten sposób triploidalny gatunek Miskanta olbrzymiego jest rośliną sterylną nie wytwarzającą nasion, która może być rozmnażana jedynie wegetatywnie poprzez podział podziemnych kłączy lub kultury *in vitro* (Jeżowski 1998). Fakt sterylności mieszańca właściwie uniemożliwia wprowadzenie nowych, korzystnych cech na drodze hodowli krzyżówkowej, a także może z czasem prowadzić do degeneracji materiału genetycznego. Z drugiej jednak strony, brak nasion może być postrzegany również jako cecha pożądana u rośliny obcego pochodzenia, gdyż zabezpiecza przed niekontrolowanym rozprzestrzenianiem się gatunku, czy też przypadkowym krzyżowaniem z roślinami pokrewnymi (Kozak 2006). Miskant dobrze wykorzystuje składniki pokarmowe i wodę dzięki głębokiemu systemowi korzeniowemu penetrującemu glebę nawet do 2,5–3 m w głąb. Osiąga wysokość 3–4 m. Plon suchej masy miskanta stabilizuje się od 3 roku użytkowania plantacji na poziomie do 15–25 t·ha⁻¹ rocznie (tab. 1). Miskant może być uprawiany na glebach klasy IVa i IVb lub lepszych. Na glebach podścielonych piaskiem słabiej plonuje w lata suche. Miskant jest sadzony w zagęszczeniu 1–3 rośliny·m⁻² na przełomie maja i czerwca z uwagi na wrażliwość sadzonek na przymrozki. Użytkowanie komercyjne plantacji trwa na ogół 15–20 lat (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003). Miskant cukrowy (*Miscanthus sacchariflorus*) jest wieloletnią, kępiastą trawą o wysokości 1–4 m i o wymaganiach klimatyczno-glebowych zbliżonych do miskanta olbrzymiego. Plon suchej masy waha się w granicach 6–20 t·ha⁻¹, jednak plantacja jest użytkowana nieco krócej, na ogół przez 10–12 lat. Spartina perriowa (*Spartina pectinata*) jest trawą osiagającą wysokość do 2 metrów. Ma duże zdolności adaptacyjne, toteż udaje się nawet na glebach słabych, ale odchwaszczonych. Palczatka Gerarda (*Andropogon gerardii*) to kolejna trawa przydatna na cele energetyczne. W uprawie plantacyjnej osiąga wysokość do 2,5 m. Ma niewielkie wymagania glebowe, udaje się nawet na glebach klasy V i VI, znosi gleby suche i zasolone, ale jest wrażliwa na zachwaszczenie. Plony suchej masy w sprzyjających warunkach osiagają 15–20 t·ha⁻¹. Proso różgowate (*Panicum virgatum*) pochodzi z Ameryki Północnej, gdzie występuje na trawiastej prerii, w widnych lasach oraz na obrzeżach słonych bagien. Wytwarza kępy osiagające 1–3 m wysokości. Może być uprawiane na glebach lekkich lub średnio zwięzłych, umiarkowanie zasolonych lub zasadowych. Proso różgowate pełnię rozwoju osiaga w trzecim roku uprawy, dlatego wymaga starannego przygotowania i odchwaszczenia pola, zwłaszcza usunięcia innych traw.

Ślaziovec pensylwański (*Sida hermaphrodita*), zwany również sidą, jest byliną pochodzącą z Ameryki Północnej, osiagającą wysokość do 4 metrów. Zalecana obsada roślin waha się w granicach od 20 do 60 tys. sztuk · ha⁻¹. Na cele energetyczne preferowane jest mniejsze zagęszczenie roślin na jednostce powierzchni, natomiast większe stosuje się przy uprawie na paszę. Plon suchej masy wynosi od 12 do 25 t·ha⁻¹ przy rozstawie rzędów 60–80 cm (tab. 1). Roślinę można rozmnażać w sposób wegetatywny (przez sadzonki) lub generatywny (przez nasiona). Rośliny rozmnażane wegetatywnie charakteryzują się szybszym rozwojem niż te wysiewane bezpośrednio do gruntu i w pierwszych latach dają obfitsze plony. Ślaziovec jest odporny zarówno na niskie, jak i wysokie temperatury,

wytrzymuje także okresy umiarkowanej suszy dzięki głębokiemu systemowi korzeniowemu. Wymagania siedliskowe ślázowca nie są duże, dobrze plonuje na glebach klas III i IV, jednak należy unikać zbyt suchych gruntów klasy V i VI. Gleba pod uprawę powinna być starannie przygotowana, gdyż w pierwszych latach użytkowania ślázowiec jest wrażliwy na zachwaszczenie. Okres użytkowania plantacji wynosi na ogół nie dłużej niż 15 lat (Faber i wsp. 2008, Kościak 2003).

Róża wielokwiatowa (*Rosa multiphora*), zwana również różą bezkolcową, pochodzi ze wschodniej Azji, ale obecnie występuje także w całej Europie, w tym na nizinnych obszarach Polski. Wytwarza długie, nawet do 4 m, łukowato wygięte pędy. Jest odporna na niskie temperatury oraz na suszę. Zalecana obsada róży wielokwiatowej w polskich warunkach klimatycznych wynosi 5 lub 10 tys. sztuk·ha⁻¹. Nadaje się do nasadzeń na glebach słabych i bardzo słabych, nawet V i VI klasy, choć wiadomo że na lepszych glebach uzyskuje się większe przyrosty biomasy. Plantacja róży może być użytkowana nawet do 30 lat. Plony suchej masy wynoszą 10–15 t·ha⁻¹ (tab. 1). Jedyna polska odmiana (Jatar) selekcyjonowana była pod kątem przydatności do celów rekultywacyjnych, z uwzględnieniem takich cech jak: mrozoodporność, dobre przyrosty na słabych stanowiskach glebowych i brak kolców. Oprócz wykorzystania energetycznego róża wielokwiatowa jest też stosowana do tworzenia pasów fitosanitarnych w plantacjach innych roślin energetycznych. Odgrywa również pozytywną funkcję przyrodniczą, gdyż dostarcza karmy dla dzikich zwierząt (Faber i wsp. 2008).

Słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus*), zwany topinamburem, pochodzi z Ameryki Północnej, ale obecnie uprawiany jest na wszystkich kontynentach. W Polsce rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie. Jest to roślina dobrze znosząca zmienne warunki klimatyczne w okresie wegetacji. Bulwy topinamburu, które są materiałem rozmnożeniowym, w przeciwieństwie do bulw ziemniaka, dobrze znoszą niskie temperatury, nawet do –30°C. Rośliny wytwarzają podziemne rozłogi (stolony), na końcach których tworzy się nawet 50–80 (pod jedną rośliną) bulw o nieregularnych kształtach. Masa jednej bulwy wynosi średnio 20–25 g, a w sprzyjających warunkach może dochodzić do ponad 100 g. Wysokość pędów nadziemnych osiąga od 2 do 4 m. Najlepiej udaje się na glebach średnich, przewiewnych, o dużej zasobności w składniki pokarmowe i dostatecznej wilgotności. Dobrze znosi mrozy oraz okresy suszy. Słonecznik bulwiasty można uprawiać na zieloną masę (do 3 pokosów w roku), na bulwy do produkcji bioetanolu albo dla pozyskania suchych łądyg w celach energetycznych. Aktualnie w Polsce są zarejestrowane dwie odmiany uprawne topinamburu – Albik i Rubik (Faber i wsp. 2008, Nalborczyk 1996).

Rodzaj topola (*Populus sp.*) obejmuje według różnych szacunków od 30 do ponad 100 gatunków, tworzących trudną do określenia liczbę mieszańców. W Polsce ich naturalne siedliska łągowe występują w dolinach cieków i w otoczeniu zbiorników wodnych (z wyjątkiem topoli osiki, preferującej siedliska świeże). Na żyznym i wilgotnym podłożu topole są najszybciej rosnącymi drzewami strefy umiarkowanej, szczególnie w wieku młodocianym, to jest do około 20 lat. Odmiany uprawiane na masę drzewną mają szczególnie duże wymagania siedliskowe (Zabielski 1998). Plantacje topoli na gruntach rolnych wymagają gleb żyznych o dobrych stosunkach powietrzno-wodnych i odczynie zbliżonym do obojętnego, zaliczanych do II, III i IVa klas bonitacyjnych. W Holandii i Belgii wyselekcjonowano oraz wprowadzono do użytkowania na cele energetyczne

kilka odmian topoli, jednak sygnalizuje się, że problemem w warunkach polskich może być trwałość plantacji (Węgorzek 2003).

Robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) jest gatunkiem introdukowanym z Ameryki Północnej, ale obecnie bardzo rozpowszechnionym w Polsce. Odnacza się dużą zdolnością wydawania odrośli zarówno z pni, jak i korzeni, co zwiększa plenność i trwałość plantacji. Robinia odporna jest na przymrozki, dobrze znosi suszę i zasolenie gleby oraz zanieczyszczenia powietrza. Może być uprawiana w różnorodnych warunkach siedliskowych, w tym ubogich, nieodpowiednie są dla niej jedynie gleby ciężkie i podmokłe (Węgorzek 2003, Zabielski 1998). Drewno robinii nie ustępuje pod względem wartości opałowej drewnu dębowemu (Kraszkiewicz, Szpryngiel 2008). Biorąc pod uwagę możliwość częściowego zaopatrywania się przez robinie w azot z powietrza, można spodziewać się zadowalających plonów suchej masy na gruntach marginalnych. Jednak wobec braku wyników badań produktywności i wierności plonowania w skróconym cyklu produkcyjnym w warunkach polskich – gatunku tego tymczasowo nie poleca się do zakładania plantacji na skalę przemysłową (Faber i wsp. 2008).

PRZYDATNOŚĆ ROŚLIN ENERGETYCZNYCH DO REKULTYWACJI GLEB ZANIECZYSZCZONYCH

Naturalna zdolność niektórych gatunków roślin do akumulacji metali ciężkich może być wykorzystywana w procesie oczyszczania środowiska, czyli tzw. fitoremediacji. W zależności od efektu działania wyróżnia się kilka technologii fitoremediacji (Karczewska 2003):

- fitoekstrakcja – polega na usuwaniu pierwiastków śladowych i innych substancji (np. radioaktywnych) dzięki ich intensywnemu pobieraniu i akumulacji w nadziemnych częściach roślin; odmianą fitoekstrakcji jest ryzofiltracja, definiowana jako absorpcja makro- i mikrośladników z wód oraz ścieków (Dushenkov i wsp. 1995);
- fitodegradacja – rozkład substancji organicznych przez rośliny i związane z nimi grzyby i mikroorganizmy; osobno definiowana bywa fitostymulacja, polegająca na wspomaganie przez rośliny naturalnych procesów degradacji mikrobiologicznej w ryzosferze;
- fitowolatyżacja – przeprowadzenie zanieczyszczeń w stan lotny;
- fitostabilizacja – unieruchamianie metali w glebie i zmniejszanie ich dostępności w środowisku (w tym toksyczności dla organizmów, wymywania do wód gruntowych itd.).

Najbardziej obiecującą oraz względnie tanią techniką remediacji gleb jest fitoekstrakcja. Znanych jest kilkadziesiąt gatunków roślin – nazywanych hiperakumulatorami – gromadzących nawet do 1–2% metali ciężkich w tkankach (w przeliczeniu na suchą masę). Ich praktyczna skuteczność jest na ogół ograniczona niewielkimi plonami biomasy i płytkim systemem korzeniowym, co przekłada się na ograniczony efekt remediacyjny. Dlatego w ostatnich latach coraz większą uwagę przywiązuje się do roślin wydających

duży plon użytkowej biomasy. Rośliny te akumulują przeciętne ilości metali w tkankach, ale całkowite pobranie metali w ogromnym plonie biomasy może być porównywalne lub nawet przewyższać efekt działania roślin hiperakumulatorów (Greger, Landberg 1999, Karczewska i wsp. 2008). Rośliny selekcionowane do fitoremediacji powinny więc odznaczać się tolerancją wobec toksycznych substancji, posiadać duże zdolności pobierania i akumulacji substancji w użytkowej biomasie oraz wydawać duży plon biomasy. W grupie roślin o potencjale fitoremediacyjnym wymienia się większość roślin uprawianych do celów energetycznych, zarówno przetwarzanych na paliwa płynne lub gazowe (rzepak, kukurydza, zboża na ziarno), jak też spalanych dla uzyskania energii cieplnej albo elektrycznej (zboża na słomę, wierzba, topola, ślazier, miskant i inne). Efekt fitoremediacyjny zależy w dużym stopniu od tych samych czynników, które decydują o wielkości uzyskiwanych plonów biomasy i wyrównaniu plonów w kolejnych latach uprawy, a więc przede wszystkim od wyboru odmian (klonów) roślin i właściwości podłoża, w tym zdolności retencji wody i zasobności w składniki pokarmowe (Kościk 2003, Kuzovkina i Quigley 2004, Tlustos i wsp. 2007). Poważne badania nad wykorzystaniem roślin wieloletnich i drzewiastych prowadzone są już od kilku dziesięcioleci, głównie w Europie (Pulford i Watson 2003). Szczególne miejsce w tych badaniach zajmują wierzby jako rodzime gatunki o szerokich możliwościach adaptacyjnych, dużym potencjale produkcyjnym oraz potwierdzonych zdolnościach fitoekstrakcyjnych (Greger i Landberg 1999).

Drewno wierzby wiciowej uprawianej na cele energetyczne w warunkach polowych zawiera niewielkie ilości metali ciężkich, w tym (w suchej masie): 70–140 mg · kg⁻¹ Zn, 7–10 mg · kg⁻¹ Cu, 5–11 mg · kg⁻¹ Ni, 1–3 mg · kg⁻¹ Pb, 0,1–0,3 mg · kg⁻¹ Cr i 0,3–0,6 mg · kg⁻¹ Cd (Borkowska i wsp. 1996, Kalembasa i wsp. 2009, Kaniuczak i wsp. 2000), co powoduje, że metale ciężkie w popiele ze spalania wierzby nie stanowią przeszkody w jego rolniczym wykorzystaniu (Kalembasa 2006). Spośród pierwiastków śladowych popiół wierzby wiciowej zawierał najwięcej Zn, Cu i Ni, podczas gdy zawartość Pb i Cd była kilkakrotnie niższa (Kalembasa 2006). Wierzba pozyskiwana z siedlisk naturalnych w dorzeczu Wisły zawiera podobne ilości metali, jednak rośliny z niektórych stanowisk (poddanych antropopresji) wykazywały zdecydowanie wyższe zawartości Pb w korzeniach oraz Zn i Cd w pędach nadziemnych i liściach (Wiśniowska-Kielian i Niemiec 2005). Duże zdolności wierzby do pobierania cynku i kadmu z podłoża oraz akumulacji w częściach nadziemnych potwierdzone zostały w wielu doświadczeniach wazonowych i polowych (Baran i wsp. 2001, Borkowska i wsp. 2001, Boyter i wsp. 2009, Meers i wsp. 2007, Pulford i wsp. 2002, Rosselli i wsp. 2003, Vervaeke i wsp. 2003) oraz hydroponicznych (Kuzovkina i Quigley 2004, Zacchini i wsp. 2009). Tlustos i wsp. (2007) podają, że w ciągu 3-letniego doświadczenia wazonowego z zanieczyszczoną glebą, z drewnem wierzby usunięto z gleby do 30% kadmu i do 5% cynku. Drewno wierzby uprawianej na glebach silnie zanieczyszczonych emisjami hut metali nieżelaznych może zawierać nawet do 4000 mg · kg⁻¹ Zn i 64 mg · kg⁻¹ Cd oraz do 20 mg · kg⁻¹ Cu i 10 mg · kg⁻¹ Pb (Mathe-Gaspar i Anton 2005, Boyter i wsp. 2009). Stosunek koncentracji cynku i kadmu w korzeniach i częściach nadziemnych wierzby często zbliżony jest do jedności, podczas gdy zawartość miedzi i ołowiu może być 10–30-krotnie wyższa w korzeniach niż w drewnie części nadziemnych (Mathe-Gaspar i Anton 2005, Szakova i wsp.

2004). Chociaż niektóre doświadczenia wskazują, że akumulacja miedzi w częściach nadziemnych wierzby może być względnie duża (Kuzovkina i Quigley 2004, Pulford i wsp. 2002), jednak większość autorów uważa, że mierzalny efekt fitoekstrakcyjny można uzyskać przede wszystkim w przypadku kadmu i cynku (Meers i wsp. 2005). Jednocześnie, cytowane badania potwierdzają fitostabilizacyjne zdolności wierzby w odniesieniu do miedzi i ołowiu, co ma niebagatelne znaczenie tam, gdzie ważna jest ochrona jakości wód podziemnych. Większość autorów podkreśla znaczenie czynników biologicznych w uzyskiwanym efekcie fitoremediacyjnym, a więc przede wszystkim odmienne zdolności pobierania metali przez różne klony wierzby (Boyter i wsp. 2009, Tlustos i wsp. 2007), oraz wpływ związków mikoryzowych na stymulację lub hamowanie pobierania niektórych metali przez korzenie wierzby (Krupa i Jaworska 2007, Kuzovkina i Quigley 2004). Greger i Landberg (1999) stwierdzili nawet 40-krotne różnice w zdolnościach pobierania i akumulacji kadmu wśród 70 porównywanych gatunków i klonów wierzby. Mimo dużej tolerancji wierzby na zanieczyszczenie podłoża metalami większość autorów zwraca uwagę, że dużą efektywność fitoremediacji można osiągnąć przy umiarkowanym zanieczyszczeniu metalami, gdyż w warunkach zbyt silnego zanieczyszczenia maleją plony wierzby, rośnie ilość martwych krzewów i skraca się okres efektywnego wykorzystania plantacji (Borkowska i wsp. 2001, Jensen i wsp. 2009, Pulford i wsp. 2002, Vervaeke i wsp. 2003). Oznacza to, że zastosowanie fitoremediacyjne wierzby tylko do pewnego poziomu zanieczyszczenia gleby jest do pogodzenia z ekonomiczną opłacalnością produkcji biomasy plantacji (tab. 2).

Fitoekstrakcja metali z gleb zanieczyszczonych może być istotnie zwiększona przez zastosowanie środków zwiększających rozpuszczalność i mobilność metali, na przykład związków kompleksujących w rodzaju EDTA i EDDS. Potwierdzono, że stymulacja z użyciem EDDS powoduje wyraźny wzrost pobrania przez testowane klony wierzby: cynku z 5 do 27 kg ha⁻¹ oraz kadmu z 0,25 do 0,65 kg ha⁻¹. Wyraźnie również wzrosło pobranie miedzi. Drastyczny wzrost stężenia przyswajalnych form metali w roztworze glebowym może jednak wywołać silny efekt stresowy, w skrajnym przypadku nawet zamieranie roślin (Karczewska i wsp. 2008), co w oczywisty sposób uniemożliwia osiągnięcie celu fitoremediacyjnego. Użycie EDDS lub EDTA w warunkach naturalnych może również w niekontrolowany sposób zwiększyć wymywanie metali ciężkich do wód podziemnych (Cooper i wsp. 1999, Karczewska i wsp. 2008). Na obszarach o płytkim zaleganiu wód gruntowych zastosowanie tej techniki jest raczej wykluczone.

Tabela 2
Table 2

Pobranie miedzi, cynku i kadmu z gleb przez rośliny energetyczne uprawiane przy optymalnym nawożeniu na glebach niezanieczyszczonych i zanieczyszczonych – synteza w oparciu o wyniki badań cytowanych w artykule
Copper, zinc and cadmium uptake by energetic plants cropped under optimal fertilization level on uncontaminated and contaminated soils – synthesis based on results of experiments cited in present paper

Pierwiastek Element	Uprawa na glebie niezanieczyszczonej Plantation on uncontaminated soil				Uprawa na glebie zanieczyszczonej Plantation on contaminated soil			
	Plon maksymalny Maximum yield (t · ha ⁻¹)	Stężenie metalu w biomacie Metal conc. in plant biomass (mg · kg ⁻¹ · d.m.)	Roczne pobranie Annual uptake (g · ha ⁻¹)	Ubytek w glebie w ciągu 10 lat 10-year decrease in soil (mg · kg ⁻¹)	Plon referencyjny Reference yield ^a (t · ha ⁻¹)	Stężenie metalu w biomacie Metal conc. in plant biomass (mg · kg ⁻¹ · d.m.)	Roczne pobranie Annual uptake (g · ha ⁻¹)	Ubytek w glebie w ciągu 10 lat 10-year decrease in soil (mg · kg ⁻¹)
<i>Wierzba wiciowa Salix viminalis</i>								
Cu	18	10	180	0,69	8	20	160	0,62
Cd	18	0,6	10,8	0,04	8	50	400	1,54
Zn	18	150	2700	10,4	8	1000	8000	30,8
<i>Miskant olbrzymi Miscanthus x giganteus</i>								
Cu	20	5	100	0,38	10	20	200	0,77
Cd	20	0,3	6	0,02	10	10	100	0,38
Zn	20	50	1000	3,85	10	200	2000	7,69
<i>Słazowiec pensylwański Sida hermaphrodita</i>								
Cu	20	5	100	0,38	9	20	180	0,69
Cd	20	0,5	10	0,04	9	10	90	0,35
Zn	20	40	800	3,08	9	200	1800	6,92
<i>Topinambur Helianthus tuberosus</i>								
Cu	18	5	90	0,35	8	20	160	0,62
Cd	18	0,3	5,4	0,02	8	10	80	0,31
Zn	18	40	720	2,77	8	200	1600	6,15

Objaśnienia: ^aPlon reprezentatywny – minimalny akceptowalny plon biomasy z plantacji energetycznej, możliwy do osiągnięcia na glebie zanieczyszczonej przy optymalnym nawożeniu (według rozporządzenia Min. Roln. i Rozw. Wsi. z 26.02.2009, Dz. U. 2009.36.283).

Explanation: ^aReference yield – minimal acceptable biomass yield from energetic plantation, available on contaminated soil at optimal fertilization (based on regulation of Polish Ministry of Agriculture and Rural Development, Dz. U. 2009.36.283).

Nieustające zainteresowanie wśród specjalistów zajmujących się fitoremediacją i zagospodarowaniem gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi budzą topole (Pulford i Watson 2003). Są to gatunki drzew lub mieszańce częściowo rodzime, posiadające charakter lasotwórczy, odznaczające się dużą produktywnością i tolerancją na zanieczyszczenie powietrza oraz gleb (Stobrawa, Lorenc-Plucińska 2008, Węgorek 2003, Zabielski 1998), co predestynuje je zarówno do plantacyjnej uprawy na cele energetyczne, jak też do celów fitoremediacyjnych na terenach zanieczyszczonych. Jednoznacznie wykazano, że w biomase topoli uprawianej na glebach zanieczyszczonych są akumulowane wyższe ilości metali niż na glebach niezanieczyszczonych. W częściach nadziemnych (drewnie, korze i liściach) gromadzi się nawet 10-krotnie więcej kadmu i 5-krotnie więcej cynku w porównaniu z obiektami kontrolnymi (Dominguez i wsp. 2008, Sebastiani i wsp. 2004). Madejon i wsp. (2004) stwierdzili maksymalnie do $140 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Zn i $7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Cd w drewnie topoli na słabo zanieczyszczonej glebie. Na glebach silniej zanieczyszczonych topola może pobierać do $57 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ kadmu i do $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ cynku rocznie w biomase drewna (Laureysens i wsp. 2005). Równocześnie, koncentracja ołowiu i miedzi w drewnie topoli uprawianej na glebach zanieczyszczonych nie rośnie lub jest nie więcej niż 2-krotnie wyższa w porównaniu do drzew uprawianych na glebach nie zanieczyszczonych (Madejon i wsp. 2004). Potwierdzono jednak bardzo silną akumulację tych metali w korzeniach topoli uprawianej w rejonie huty miedzi Głogów, nawet do $800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Cu i $70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Pb (Stobrawa i Lorenc-Plucińska 2008). W niektórych doświadczeniach hydroponicznych wykazano ponadto hiperakumulacyjne (do 1,7% s.m.) zdolności gromadzenia kadmu w korzeniach niektórych klonów (Zacchini i wsp. 2009). Próby indukowanej fitoekstrakcji z doglebowym zastosowaniem środków zwiększających mobilność i przyswajalność metali (np. EDTA) przynoszą w przypadku topoli niejednoznaczne wyniki. Komarek i wsp. (2007, 2008) stwierdzili wyraźny wzrost pobrania i akumulacji w pędach zdrewniałych: cynku (do $430 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.) i kadmu (do $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.) oraz mniej intensywny wzrost akumulacji miedzi i ołowiu. Koncentracje metali w liściach tych samych drzew były od 20% (miedź) do 100% (kadm) wyższe niż w pędach zdrewniałych. Z kolei Liphadzi i wsp. (2003) nie wykazali wzrostu akumulacji żadnego z analizowanych pierwiastków śladowych w warunkach stymulacji wzrastającymi stężeniami EDTA. Wszyscy autorzy zgodnie jednak potwierdzają szkodliwość dla topoli wyższych dawek EDTA oraz ogromne różnice w stymulowanym pobieraniu metali przez poszczególne klony topoli (Komarek i wsp. 2008, Laureysens i wsp. 2005, Liphadzi i wsp. 2003, Sebastiani i wsp. 2004). Podsumowując, topola posiada zdolności akumulowania znacznych ilości cynku i kadmu w pędach nadziemnych oraz ołowiu i miedzi, a prawdopodobnie również kadmu – w korzeniach. Na terenach zanieczyszczonych cynkiem i kadmem może być więc wykorzystywana do usuwania tych metali ze środowiska glebowego, natomiast na terenach zanieczyszczonych miedzią i ołowiem – do ich unieruchamiania. Efektywność oczyszczania gleb przez topolę jest niższa w porównaniu z wierzbą wiciową, co wynika nie tylko z mniejszej akumulacji metali w pędach nadziemnych topoli, ale też niższych plonów biomasy (w ujęciu rocznym). Jak jednak podkreślają Pulford i Watson (2003), nawet stosunkowo ograniczone zdolności pobierania metali mogą w praktyce eliminować zagrożenie z ich strony w środowisku glebowym, bowiem z reguły tylko niewielka część całkowitej ilości metali jest w danym momencie w formach

rozpuszczalnych, które na bieżąco podlegają adsorpcji korzeniowej. Inne gatunki drzew rozważanych w kontekście wykorzystania energetycznego, z reguły, nie mają potwierdzonych zdolności ekstrakcji i transportu metali ciężkich do części nadziemnych. Robinia akacjowa odznacza się dobrą tolerancją na zanieczyszczenie gleb ołowiem, miedzią i cynkiem, ale nie akumuluje ich w drewnie, lecz zatrzymuje w korzeniach (Mathe-Gasparr i Anton 2005, Wińska-Krysiak i Bernat 2008). Podobnie takie gatunki lasotwórcze, jak jesion oraz olsze posiadają pewne zdolności do akumulacji metali w korzeniach, co umożliwia ich fitostabilizacyjne zastosowanie. Spośród testowanych gatunków drzew leśnych jedynie brzoza ma porównywalne z wierzbą i topolą zdolności wynoszenia z gleby cynku i kadmu (Rosselli i wsp. 2003), jednakże nie należy do drzew odnawiających się z odrośli, co zmniejsza jej energetyczne zastosowania (Faber i wsp. 2008, Kościk 2003).

Poważnym zainteresowaniem wśród producentów biomasy na cele energetyczne cieszy się w ostatnich latach miskant olbrzymi oraz spokrewnione z nim inne gatunki traw (Kościk 2003). Słoma miskanta uprawianego na niezanieczyszczonych gruntach rolnych zawiera, w porównaniu z drewnem wierzby wiciowej, wyższe ilości makroskładników (Kaniuczak i wsp. 2001, Krzywy i wsp. 2003), ale wyraźnie mniejsze ilości pierwiastków śladowych (w suchej masie): 10–45 mg · kg⁻¹ Zn, 2,5–4 mg · kg⁻¹ Cu, 1,5–3,5 mg · kg⁻¹ Ni, 0,6–2 mg · kg⁻¹ Pb i 0,02–0,25 mg · kg⁻¹ Cd (Kalembasa i Malinowska 2005, 2009a, Kozak i wsp. 2006). Kalembasa i Malinowska (2005) podkreślają równocześnie wyraźne różnice w zdolnościach akumulacji poszczególnych metali przez testowane kłony miskanta: podczas gdy zawartości cynku, miedzi i niklu w słomie porównywanych klonów różniły się nieznacznie, to stężenie kadmu różniło się nawet 5–10-krotnie – na tym samym podłożu. Wykazano pozytywny wpływ nawożenia mineralnego i organicznego na wielkość plonu biomasy miskanta (Kalembasa i Malinowska 2009a, Krzywy i wsp. 2004), ale nie ustalono dotychczas jednoznacznie wpływu nawożenia na stężenie metali w słomie roślin w kolejnych latach uprawy. Krzywy i wsp. (2004) wskazują na wzrost koncentracji miedzi i cynku w słomie w drugim roku uprawy. W trzecim roku uprawy miskanta (Iżewska 2006) stwierdzono wyraźnie wyższe stężenia kadmu i niklu, ale niższe stężenia ołowiu i cynku. Z kolei Kalembasa i Malinowska (2009b) stwierdziły w słomie roślin zasilanych nawozami mineralnymi (zbiór zimowy) wyższe zawartości żelaza, miedzi i niklu, niższe zawartości cynku, ołowiu, kobaltu, manganu, molibdenu i arsenu oraz brak zmian stężenia kadmu i chromu w stosunku do uprawy na glebie nienawożonej. W reakcji na wzrost zawartości metali ciężkich w podłożu – rośnie stężenie metali w częściach nadziemnych miskanta, potwierdzone w przypadku kadmu, miedzi i cynku (Arduini i wsp. 2003, Kalembasa, Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006, Krzywy i wsp. 2004). Stężenie ołowiu w miskancie uprawianym na podłożu zanieczyszczonym tym pierwiastkiem nie zmienia się znacząco lub nawet maleje (Kalembasa i Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006). W warunkach prowadzonych doświadczeń stwierdzono, że koncentracja metali w słomie miskanta może osiągać: 70 mg · kg⁻¹ Zn, 15 mg · kg⁻¹ Cu, 4 mg · kg⁻¹ Ni, 4 mg · kg⁻¹ Pb i 1,5 mg · kg⁻¹ Cd (Arduini i wsp. 2003, Kalembasa i Malinowska 2009a, Kozak i wsp. 2006). Wzrost koncentracji niektórych metali w słomie miskanta uprawianego na zanieczyszczonych podłożach nie jest jednak jednoznaczny z większym efektem fitoremediacyjnym, gdyż niektórzy badacze zanotowali równocześnie niższe plony biomasy (Arduini i wsp. 2003, Kozak i wsp. 2006). Doniesienia te świadczą o mniejszej (w porównaniu

z wierzwą wiciową) tolerancji miskanta na wysokie stężenia metali ciężkich w glebach i dowodzą potrzeby dalszego testowania fitoremediacyjnych zdolności poszczególnych odmian miskanta (tab. 2).

Ślázowiec pensylwański rozpowszechniany był początkowo jako potencjalna roślina paszowa, toteż nie zaskakują niskie zawartości pierwiastków śladowych w roślinach z upraw polowych (w słomie łądyg): 5–20 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 1,5–3 mg · kg⁻¹ Cu, 0,2–3 mg · kg⁻¹ Ni, 0,5–1,5 mg · kg⁻¹ Pb i 0,08–0,5 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2005, Borkowska i Lipiński 2008, Szyszlak-Bargłowicz i Piekarski 2009). Stężenia te porównywalne są z występującymi w słomie miskanta, a niższe niż w drewnie wierzby wiciowej. Wykazano, że ślázowiec odznacza się wyższą tolerancją na zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi w porównaniu z innymi roślinami energetycznymi (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002b, Borkowska i wsp. 2001). Reaguje, wiadomo, obniżeniem plonu biomasy, przy bardzo silnym zanieczyszczeniu nawet o 50–60% w stosunku do plonów kontrolnych, lecz w łądygach może gromadzić nawet do 50 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 5 mg · kg⁻¹ Cu, 10 mg · kg⁻¹ Ni, 5 mg · kg⁻¹ Pb i aż do 10 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002b, 2005). Z niektórych doświadczeń wynika, że mimo przeciętnych stężeń metali w jednostce masy ślázowiec może efektywniej oczyszczać glebę z ołowiu, cynku i miedzi niż wierzba – wskutek większej tolerancji na zanieczyszczenie gleby i mniejszy spadek plonu biomasy (Borkowska i wsp. 2001). Antonkiewicz i Jasiewicz (2002a, b) wykazali ponadto, że korzenie ślázowca mogą wiązać ogromne ilości metali ciężkich (do 30 mg · kg⁻¹ s.m. Pb, 40 mg · kg⁻¹ Cu, 150 mg · kg⁻¹ Ni, i aż do 400 mg · kg⁻¹ Zn oraz 60 mg · kg⁻¹ Cd), co daje perspektywy wykorzystania tego gatunku do zastosowań fitostabilizacyjnych. Niestety, nie są jeszcze dostępne wyniki badań nad wieloletnią powtarzalnością plonowania oraz trwałością plantacji ślázowca na zanieczyszczonych glebach.

Topinambur (słonecznik bulwiasty) był dotychczas uprawiany głównie do celów paszowych, na glebach niezanieczyszczonych, toteż informacje na temat jego zdolności fitoremediacyjnych są nadzwyczaj skąpe. Jednak duży plon biomasy części nadziemnych, dość stabilny w warunkach niezbyt silnego zanieczyszczenia podłoża, potencjalnie sprzyja takim zastosowaniom (Borkowska i wsp. 2001). Wykazano, że łądygi topinamburu mogą zawierać do 145 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 4 mg · kg⁻¹ Cu, 3,7 mg · kg⁻¹ Ni, 3,8 mg · kg⁻¹ Pb i do 2,3 mg · kg⁻¹ Cd (Borkowska i wsp. 1996). W liściach stężenie metali może być wielokrotnie wyższe i osiągać poziom 690 mg · kg⁻¹ s.m. Zn, 60 mg · kg⁻¹ Ni i 30 mg · kg⁻¹ Cd (Antonkiewicz i Jasiewicz 2003, Jasiewicz i Antonkiewicz 2002). Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń uważa się, że topinambur może być użyteczny przy oczyszczaniu gleb zanieczyszczonych kadmem i cynkiem (tab. 2). Wśród roślin uprawianych na cele energetyczne odznacza się też relatywnie największymi (obok wierzby) zdolnościami akumulacji miedzi (Antonkiewicz i Jasiewicz 2002a).

Róża wielokwiatowa, dzięki rozwijaniu wyjątkowo głębokiego systemu korzeniowego, jest szczególnie przydatna do urządzania plantacji na glebach przesychniętych i mniej żyznych (Kościk 2003). Od dawna jest stosowana w rekultywacji hałd górniczych, do obsadzania skarp narażonych na erozję oraz obrzeży dróg. Nie są dostępne wyniki badań nad odpornością róży na zanieczyszczenie gleby, ale jej ekspansywność wzdłuż niektórych autostrad w USA świadczy o tolerancji na podwyższone stężenia przynajmniej niektórych pierwiastków (Derr 1989). Podobnie nie potwierdzono dotychczas

fitoekstrakcyjnych zdolności tego gatunku, ale informacje o zdolności akumulacji kadmu (Lai i wsp. 2004) zachęcają do przetestowania możliwości gromadzenia innych metali w nadziemnych pędach róży.

WYKORZYSTANIE ROŚLIN ENERGETYCZNYCH DO ZAGOSPODAROWANIA GRUNTÓW REKULTYWOWANYCH Z UŻYCIEM KOMPOSTÓW I OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Gleby rekultywowanych wyrobisk, składowisk odpadów górniczych, energetycznych i przemysłowych, a także gleby terenów poprzemysłowych odznaczają się na ogół wadliwym uziarnieniem, brakiem właściwej struktury, wadliwymi stosunkami powietrzno-wodnymi oraz niedostatkami próchnicy i składników pokarmowych dla roślin. Warunkiem udanej rekultywacji biologicznej jest równoczesna korekta fizykochemicznych właściwości podłoża oraz jego nawożenie, co może być zapewnione przy zastosowaniu nawozów organicznych (Karczewska 2008, Klimont 2007). Ze względu na łatwą dostępność oraz niskie koszty, często stosowane są surowce odpadowe lub uboczne, np. osady z oczyszczania ścieków komunalnych i z przemysłu spożywczego, komposty i wermikomposty z osadów ściekowych lub odpadów komunalnych, mineralno-organiczne osady denne itp. Nawozowe wykorzystanie osadów i kompostów jest uzasadnione przyrodniczo i powinno być popierane wszędzie tam, gdzie brak jednoznacznych przeciwwskazań (Chomczyńska i Wysocka 2007, Wierzbicki 2003). Osady, komposty oraz nawozy produkowane na ich bazie muszą spełniać kryteria jakościowe wymagane odpowiednimi przepisami. Jednym z częściej podnoszonych mankamentów osadów ściekowych jest nadmierna zawartość metali ciężkich, szczególnie kadmu i cynku, która może być powodem zarówno zanieczyszczenia gleby, jak i roślin. Dlatego od lat prowadzone są badania nad możliwością wykorzystania osadów ściekowych do nawożenia upraw roślin niekonsumpcyjnych, w tym przede wszystkim przemysłowych i energetycznych.

Stosowanie osadów ściekowych i kompostów w kombinacji z nawożeniem mineralnym podnosi plonowanie roślin uprawianych do celów energetycznych, co potwierdzono w doświadczeniach z wierzbą (Kalembasa i wsp. 2009, Kaniuczak i wsp. 2000, Klimont 2007), miskantem (Kalembasa i Malinowska 2009a, b, Krzywy i wsp. 2003, 2004), ślaczowcem (Borkowska i wsp. 1996) i topinamburem (Borkowska i wsp. 1996). Przyrost plonu biomasy uprawianych roślin nie jest zależny wyłącznie od dawki nawozów. Podkreślany jest wpływ rodzaju osadu/kompostu oraz stopnia rozkładu materii organicznej (dojrzałości kompostu) na plonowanie, np. miskanta (Iżewska 2006, Krzywy i wsp. 2003) oraz wierzby (Adegbidi i Briggs 2003). Kalembasa i wsp. (2006) wykazali odmienną reakcję różnych gatunków wierzby krzewiastej na wyższe dawki osadów ściekowych. Czynnikiem ograniczającym plon biomasy może być nadmierne zanieczyszczenie osadów (kompostów) pierwiastkami śladowymi (Borkowska i wsp. 2001). Nawet jeśli w pierwszym roku po zastosowaniu osadu plon biomasy i pobranie mikroskładników są wysokie, to z reguły w kolejnych latach pojawiają się objawy toksyczności oraz stopniowo zmniejsza się plon biomasy (Borkowska i wsp. 2001, Kozak i wsp. 2006). Stoso-

wanie do celów nawozowych silnie zanieczyszczonych osadów mija się więc z celem, gdyż skutek toksyczności pierwiastków śladowych nie mogą być wykorzystane makroskładniki (szczególnie azot i fosfor). Wyniki doświadczeń prowadzą do wniosku, że najbardziej efektywne wykorzystanie składników nawozowych oraz największe pobranie pierwiastków śladowych w relatywnie dużym plonie biomasy roślin energetycznych ma miejsce przy stosowaniu osadów ściekowych i kompostów zawierających pierwiastki śladowe w koncentracjach formalnie dozwolonych w obowiązujących przepisach prawnych (Dimitriou i wsp. 2006). Zastosowanie osadów o takich stężeniach metali nie prowadzi do zanieczyszczenia gleby, gdyż pierwiastki te są wiązane w plonie produkowanej biomasy (Klimont 2007).

Ograniczeniem w stosowaniu osadów ściekowych jest konieczność niezwłocznego ich wymieszania z glebą, co praktycznie zawęża ich użycie tylko do momentu orki przed założeniem wieloletniej plantacji (Faber i wsp. 2008).

Wierzba i inne rośliny o znaczeniu energetycznym wykorzystywane są w biologicznej rekultywacji różnorodnych terenów pogórnicych i przemysłowych (Jakubiak i Sliwka 2008, Klimont 2007, Stańczyk i wsp. 2005, Strzelecki i Sobczyk 1972), w tym składowisk odpadów po flotacji rud miedzi (Hao i wsp. 2004). Zastosowanie osadów ściekowych wyraźnie podnosi udatność i trwałość nasadzeń wierzby (Jońca 2000), jednak w przypadku składowisk i zwałowisk nadpoziomowych głównym problemem pozostaje niedobór wilgoci, uniemożliwiający produkcję odpowiedniej ilości biomasy (Stańczyk i wsp. 2005). Efektywność ekonomiczną mogą więc osiągnąć jedynie uprawy na rekultywowanych gruntach położonych w odpowiednich warunkach wilgotnościowych. Wśród wymagających rekultywacji wyrobisk piaskowni lub żwirowni – do urządzania rentownych plantacji wierzby nadają się tylko te ze spągiem piaszczysto-gliniastym (Strzelecki i Sobczyk 1972). Wydaje się, że właściwymi obszarami uprawy roślin na cele energetyczne są tereny otaczające istniejące obiekty energetyczne, przemysłowe lub górnicze, wokół których wyznaczane były „strefy ochrony sanitarnej” lub „strefy ograniczonego użytkowania” i gdzie występują jakiegokolwiek ograniczenia dla produkcji roślin konsumpcyjnych. Efektywność stosowania osadów ściekowych i kompostów w nawożeniu plantacji roślin energetycznych może być w tym wypadku taka sama jak na gruntach rolnych.

PERSPEKTYWY I OGRANICZENIA

Uprawa roślin na cele energetyczne, w szczególności na gruntach marginalnych lub w warunkach nawożenia osadami ściekowymi, łączy w sobie realizację szeregu celów trwałego i zrównoważonego środowiskowo rozwoju gospodarczego. Należy więc oczekiwać, że w najbliższej przyszłości jednakowo akcentowane będą trzy podstawowe aspekty uprawy roślin energetycznych:

- produkcja biomasy jako źródła energii odnawialnej, pozwalającej ograniczyć eksploatację zasobów nieodnawialnych oraz stwarzającej alternatywę dla energetycznego wykorzystania drewna leśnego;

- zagospodarowanie osadów ściekowych do celów nawozowych, pozwalające ograniczyć wykorzystanie nawozów sztucznych, a także przywracające składniki biogenne do obiegu w ekosystemach lądowych;
- fitoremediacja gleb zdegradowanych chemicznie.

W kontekście tak sformułowanych celów uprawy roślin energetycznych niezbędne są prace nad wyselekcjonowaniem odmian roślin gwarantujących wysokie i wyrównane plony biomasy, a także odmian o znacznie wyższych zdolnościach fitoekstrakcji metali ciężkich. Prawdopodobnie największą rolę w tej dziedzinie odegra inżynieria genetyczna, gdyż już obecnie testowanych jest szereg nowych odmian roślin transgenicznych odznaczających się silnym wzrostem oraz podwyższoną tolerancją na metale ciężkie w podłożu lub zwiększonymi możliwościami ich akumulacji w tkankach (Baranowska-Morek 2003, Eapen i Souza 2005, Rugh i wsp. 1998).

Intensywne pobieranie pierwiastków śladowych z gleby i ich akumulacja w biomasie roślin energetycznych stwarza jednocześnie nowe problemy techniczne i środowiskowe. Pozostałości po procesach spalania lub innego przerobu biomasy roślin hiperakumulatorów (popioły lub szlamy) mogą zawierać wysokie stężenia metali, co kwalifikuje je do grupy odpadów niebezpiecznych dla środowiska. Jako tzw. biorudy (ang. bioore) powinny być kierowane do zakładów przerabiających rudy metali (Ghosh i Singh 2005) celem uniknięcia deponowania na zwykłych składowiskach popiołów energetycznych. Problem ten w pewnym sensie rozwiązuje tzw. współspalanie biomasy roślin z węglem kamiennym, prowadzące do zmniejszenia koncentracji metali w popiele lub żużlu (Rybak 2006). Jest to jednak na razie problem czysto teoretyczny, gdyż stężenie pierwiastków śladowych w popiele aktualnie testowanych odmian wierzby, miskanta i ślazuca nie przekracza łącznie 0,5–1,5% masy popiołu właściwego, czyli około 0,2–0,7% popiołu surowego (Kalembasa 2006). Innym mankamentem uprawy wieloletnich roślin energetycznych (np. topoli) na zanieczyszczonych glebach jest gromadzenie dużych ilości pierwiastków śladowych w biomasie liści, nie podlegających zbiorowi z drewnem lub słomą. Akumulacja metali z opadających liści powoduje wtórny wzrost, choć prawdopodobnie przejściowy, zanieczyszczenia najbardziej powierzchniowej warstwy gleby (Kabała i wsp. 2008).

Przeciwno upowszechnianiu monokulturowych plantacji roślin obcego pochodzenia (szczególnie miskantów oraz ślazuca) wypowiadają się niektóre środowiska przyrodników (Kochanowska i Gamrat 2007), co wzmacnia pozycję rodzimych gatunków roślin energetycznych, szczególnie wierzby, oraz zwiększa zainteresowanie rodzimymi trawami, na przykład kostrzewą trzciniową i manną mielec (Żurek i Majtkowski 2009).

PIŚMIENNICTWO

- Adegbidi H.G., Briggs R.D., 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy*, 25, 6: 665–673.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2002a. Ocena przydatności różnych gatunków roślin do fitoremediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. *Acta Scientiarum Polonorum – Kształtowanie Środowiska*, 1, 1–2: 119–130.

- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2002b. The use of plant accumulating heavy metals for detoxication of chemically polluted soils. EJPAU, Environmental Development, 5, 1.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2003. Ocena przydatności topinamburu do fitoremediacji gleby zanieczyszczonej Cd, Pb, Ni, Cu i Zn. Arch. Ochr. Środow., 29, 4: 81–87.
- Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., 2005. Następczy wpływ chemicznego zanieczyszczenia gleby na zawartość metali ciężkich w śłazowcu pensylwańskim, [w:] Obieg pierwiastków w przyrodzie. IOŚ, Monografia, 3: 290–297.
- Arduini I., Masoni A., Ercoli L., Mariotti M., 2003. Growth and cadmium uptake of *Miscanthus sinensis* as affected by cadmium. Agric. Mediterran., 133, 3–4: 169–178.
- Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Jaworska B., 2001. Przydatność wikliny do sanitacji gleb zanieczyszczonych miedzią i ołowiem. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 477: 187–193.
- Baranowska-Morek A., 2003. Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. Kosmos, 52, 2–3: 283–295.
- Borkowska H., Jackowska I., Piotrowski J., Styk B., 1996. Wstępna ocena przydatności kilku gatunków roślin wieloletnich do rekultywacji osadów pościekowych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 434: 927–930.
- Borkowska H., Jackowska I., Piotrowski J., Styk B., 2001. Suitability of cultivation of some perennial plant species on sewage sludge. Polish J. Environ. Studies, 10, 5: 379–381.
- Borkowska H., Lipiński W., 2008. Porównanie zawartości wybranych pierwiastków w biomase śłazowca pensylwańskiego uprawianego w różnych warunkach glebowych. Acta Agrophysica, 11, 3: 589–595.
- Boyster M.J., Brummer J.E., Leininger W.C., 2009. Growth and metal accumulation of geyer and mountain willow grown in topsoil versus amended mine tailings. Water Air Soil Pollut., 198: 17–29.
- Chomczyńska M., Wysocka A., 2007. Wpływ osadów ściekowych na środowisko gruntowo-wodne w warunkach upraw energetycznych. Chemia i Inż. Ekolog., 14, 8: 773–780.
- Cooper E.M., Sims J.T., Cunningham S.D., Huang J.W., Berti W.R., 1999. Chelate-assisted phytoextraction of lead from contaminated soils. J. Environ. Qual., 28: 1709–1719.
- Derr J.F., 1989. Multiflora rose control with metsulfuron. Weed Technology, 3: 381–384.
- Dimitriou I., Eriksson J., Adler A., Aronsson P., Verwijst T., 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. Environ. Pollut., 142, 1: 160–169.
- Dominguez M.T., Maranon T., Murillo J.M., Schulin R., 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. Environ. Pollut., 152, 1: 50–59.
- Dushenkov V., Kumar P.B., Motto H., Raskin I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. Environ. Sci. Technol., 29: 1239–1245.
- Eapen S., D'Souza S.F., 2005. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. Biotech. Advances, 23: 94–114.
- Faber A., Kuś J., Matyka M., 2008. Uprawa roślin na potrzeby energetyki. PKPP Lewiatan, Vattenfall AB, Warszawa.
- Ghosh M., Singh S.P., 2005. A review of phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. Applied Ecology and Environ. Research, 3, 1, 1–18.
- Gostomczyk W., 2008. Ekonomiczne i prawne problemy tworzenia rynku odnawialnych źródeł energii. Zesz. Nauk. Instytutu Ekonomii i Zarządzania, Politechnika Koszalińska, 2: 39–49.
- Greger M., Landberg T., 1999. Use of willow in phytoextraction. Int. J. Phytoremed., 1: 115–123.
- Hao X., Zhou D., Si Y., 2004. Revegetation of copper mine tailings with ryegrass and willow. Pedosphere, 14, 3: 283–288.

- Iżewska A., 2006. Zawartość metali ciężkich w *Miscanthus sacchariflorus* jako wskaźnik użyteczności osadów ściekowych i kompostów z osadów. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 512: 165–171.
- Jakubiak M., Śliwka M., 2008. Zagospodarowanie i rekultywacja terenów o podwyższonym zasoleniu zdegradowanych w wyniku działalności górniczej. Gosp. Surowcami Mineralnymi, 24, 3: 129–138.
- Jasiewicz C., Antonkiewicz J., 2002. Ekstrakcja metali ciężkich przez topinambur z gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Chemia i Inż. Ekolog., 9, 4: 379–386.
- Jensen J.K., Holm P.E., Nejrup J., Larsen M.B., Borggaard O.K., 2008. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. Environ. Pollut., 157, 3: 931–937.
- Jeżowski S., 1998. Szanse i problemy hodowli traw z rodzaju *Miscanthus* jako roślin alternatywnych. Hodowla Roślin i Nasiennictwo, H 2: 45–48.
- Jońca M., 2000. Zastosowanie osadów ściekowych w rekultywacji gruntów Kopalni Siarki Jeziórko. Inż. Ekolog., 1: 27–30.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz., 1998. Marginalne grunty orne – geneza i wydzielanie. Bibl. Fragm. Agron., 5: 317–326.
- Kabała C., Chodak T., Szerszeń L., 2008. Influence of land use on heavy metals dynamics in soils around the copper smelter as observed in 34-year-long cycle of monitoring investigation. Zemes Ukio Mokslai (Agricultural Sciences, Litwa), 15, 3: 8–12.
- Kalembasa D., 2006. Ilość i skład chemiczny popiołu z biomasy roślin energetycznych. Acta Agrophysica, 7, 4: 909–914.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2005. Skład chemiczny i plon biomasy wybranych klonów trawy *Miscanthus*. Obieg pierwiastków w przyrodzie. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, Monografia, 3: 315–318.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2009a. Działania następcze osadu ściekowego zastosowanego do gleby w doświadczeniu wazonowym na zawartość metali ciężkich w trawie *Miscanthus sacchariflorus*. Acta Agrophysica, 13, 2: 377–384.
- Kalembasa D., Malinowska E., 2009b. The yield and content of trace elements in biomass of *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack. and in soil in the third year of a pot experiment. J. Elementol., 14, 4: 685–691.
- Kalembasa D., Malinowska E., Siewniak M., 2006. Wpływ nawożenia na plonowanie wybranych gatunków wierzby krzewiastej. Acta Agrophysica, 8, 1: 119–126.
- Kalembasa S., Wysokiński A., Cichuta R., 2009. Zawartość metali ciężkich w wierzbie (*Salix viminalis*) przy zróżnicowanym nawożeniu azotowym. Acta Agroph., 13, 2: 385–392.
- Kaniuczak J., Błażej J., Gašior J., Gierlicki P., 2001. Zawartość makroelementów w klonach wikliny szybko rosnącej uprawianej w różnych warunkach siedliskowych, [w:] Kształtowanie środowiska. Uwarunkowania przyrodnicze, techniczne i społeczno-ekonomiczne, 1: 284–285.
- Kaniuczak J., Błażej J., Gašior J., 2000. Zawartość pierwiastków śladowych w różnych klonach wikliny. Cz. I. Zawartość żelaza, manganu, miedzi i cynku. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 472: 379–385.
- Karczewska A., 2003. Perspektywy zastosowania fitoremediacji w rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Ochrona Środ. Zas. Nat., 25/26: 27–54.
- Karczewska A., 2008. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Uniw. Przyrodn., Wrocław.

- Karczevska A., Spiak Z., Kabała C., Gałka B., Szopka K., Kocan K., Jezierski P., 2008. Ocena możliwości zastosowania metody wspomaganą fitoekstrakcji do rekultywacji gleb zanieczyszczonych emisjami hutnictwa miedzi. Monografia. Zante, Wrocław.
- Klimont K., 2007. Ocena przydatności wybranych gatunków roślin użytkowanych do rekultywacji terenów zdewastowanych przez przemysł i gospodarkę komunalną. Probl. Inż. Rol., 2: 27–36.
- Kochanowska R., Gamrat R., 2007. Uprawa miskanta cukrowego (*Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Hack.) – zagrożeniem dla polskich pól i lasów? Łąkarstwo w Polsce, 10: 223–228.
- Komarek M., Tlustos P., Szakova J., Chrastny V., Ettler V., 2007. The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. Chemosphere, 67: 640–651.
- Komarek M., Tlustos P., Szakova J., Chrastny V., 2008. The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils. Environ. Pollut., 15, 1: 27–38.
- Kościk B. (red.), 2003. Rośliny energetyczne. Wyd. AR, Lublin.
- Kozak M., 2006. Możliwość uprawy i wykorzystania miskanta olbrzymiego na cele energetyczne w Polsce. Cz. I. Ekonatura, Wrocław, 2: 24–26.
- Kozak M., Kotecki A., Dobrzański Z., 2006. The *Miscanthus giganteus* response to chemical contamination of soil, [w:] Górecki H. (red.) Chemistry and biochemistry in the agricultural production and environment protection. Czech-Pol-Trade, Prague: 520–524.
- Kraszkievicz A., Szpryngiel M., 2008. Wilgotność drewna robinii akacjowej w aspekcie wykorzystania na cele energetyczne. Inż. Rol., 9: 159–163.
- Krupa P., Jaworska M., 2007. Willow (*Salix viminalis*) and abiotic factors affecting its growth under heavy metals stress. Chemia i Inż. Ekolog., 14, 9: 981–987.
- Krzywy E., Iżewska A., Jeżowski S., 2003. Ocena możliwości wykorzystania komunalnego osadu ściekowego do nawożenia trzciny chińskiej (*Miscanthus sachariflorus* (Maxim.) Hack.). Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 494: 225–232.
- Krzywy E., Iżewska A., Wołoszyk C., 2004. Bezpośredni i następczy efekt osadów ze ścieków komunalnych oraz kompostów z osadów na plon i zawartość mikroelementów w słomie *Miscanthus sachariflorus*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 502: 865–875.
- Kuzovkina Y.A., Quigley M.F., 2004. Cadmium and copper uptake and translocation in five willow species. Int. J. Phytoremed., 6, 3: 269–287.
- Lai F., Ye Q., Tu S., Guo C., Luo Y., 2004. Investigation on plants in heavy metal contaminated area. Acta Agricult. Univ. Jiangxiensis, 3 (streszcz. w jęz. ang.).
- Laureysens I., Temmerman L., Hastir T., Van Gysel M., Ceulemans R., 2005. Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. Environ. Pollut., 133, 3: 541–551.
- Liphadzi M.S., Kirkham M.B., Mankin K.R., Paulsen G.M., 2003. EDTA-assisted heavy-metal uptake by poplar and sunflower grown at a long-term sewage-sludge farm. Plant and Soil, 257: 171–182.
- Madejon P., Maranon T., Murillo J.M., Robinson B., 2004. Wite poplar as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. Environ. Pollut., 132: 145–155.
- Mathe-Gaspar G., Anton A., 2005. Study of phytoremediation by use of willow and rape. Acta Biolog. Szeged., 49, 1–2: 73–74.
- Meers E., Lamsal S., Vervaeke P., Hopgood M., Lust N., Tack F.M.G., 2005. Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site. Environ. Pollut., 137, 2: 354–364.

- Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vengronsveld J., Tack F.M.G., 2007. Potential of five willow species for phytoextraction of heavy metals. *Environ. and Experim. Botany*, 60, 1: 57–68.
- Nalborczyk E., 1996. Nowe rośliny uprawne i perspektywy ich wykorzystania, [w:] Nowe rośliny uprawne na cele spożywcze, przemysłowe i jako odnawialne źródło energii. SGGW, Warszawa: 5–20.
- Niemiec W., Sobolewska P., Jasiński T., 2007. Wybrane możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych. *Zesz. Nauk. Polit. Rzeszowskiej*, 240: 63–72.
- Ociepa A., Lach J., Gałczyński Ł., 2008. Korzyści i ograniczenia wynikające z zagospodarowania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi pod uprawy roślin przemysłowo-energetycznych. *Proc. of EC Opole*, 2, 1: 231–235.
- Ostrowski J., 2004. Ekologiczna restytucja marginalnych użytków rolnych i jej funkcje w środowisku. *Acta Agrophysica*, 108: 41–88.
- Ostrowski J., Gutkowska A., 2008. Model diagnostyczny typowania gruntów przydatnych do uprawy roślin energetycznych. *Probl. Inż. Rol.*, 2: 145–152.
- Pulford I.D., Riddell-Black D., Steward C., 2002. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremed.* 4, 1: 59–72.
- Pulford I.D., Watson C., 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environ. Int.* 29, 4: 529–540.
- Rosselli W., Keller C., Boschi K., 2003. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. *Plant and Soil*, 256: 265–272.
- Rugh C.L., Seccecoff J.F., Meagher R.B., Merkle S.A., 1998. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. *Nat. Biotechnol.*, 16: 925–928.
- Rybak W., 2006. Spalanie i współspalanie biopaliw stałych. Ofic. Wyd. Polit. Wrocławskiej.
- Sebastiani L., Scabba F., Tognetti R., 2004. Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Reidano (*Populus deltoides x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste. *Envir. Experim. Botany*, 52, 1: 79–88.
- Stańczyk K., Gogoła K., Bajerski A., 2005. Analiza możliwości upraw roślin energetycznych na terenach zdegradowanych na przykładzie wierzby wiciowej. *Prace Nauk. GIG. Górnictwo i Środowisko*, 3: 103–110.
- Stobrawa K., Lorenc-Plucińska G., 2008. Thresholds of heavy-metal toxicity in cuttings of European black poplar (*Populus nigra* L.) determined according to antioxidant status of fine roots and morphometrical disorders. *Sci. Total Environ.*, 390: 86–96.
- Strzelecki W., Sobczyk R., 1972. Zalesianie nieużytków i gruntów trudnych do odnowienia. PWRiL, Warszawa.
- Szakova I., Tlustos P., Vyslouzilova M., Pavlikova D., Najmanova J., 2004. Cumulative phytoremediation efficiency of *Salix* spp. for removal of Cd and Pb from soils in three-year pot experiment. *Chemia i Inż. Ekolog.*, 11, 7: 665–672.
- Szyszlak-Bargłowicz J., Piekarski W., 2009. Zawartość wybranych pierwiastków metali ciężkich w biomacie ślazuwca pensylwańskiego (*Sida hermaphrodita* Rusby). *Ochr. Środow. Zas. Nat.*, 40: 357–364.
- Tlustos P., Szakova I., Vyslouzilova M., Pavlikova D., Weger J., Javorska H., 2007. Variation in the uptake of arsenic, cadmium, lead and zinc by different species of willows grown in contaminated soils. *Central Europ. J. Biology*, 2: 254–275.
- Vervaeke P., Luyssaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M.G., Lust N., 2003. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environ. Pollut.*, 126, 2: 275–282.

- Węgorzek T., 2003. Drzewa, [w:] *Rośliny energetyczne*, red. B. Kościak, Wyd. AR w Lublinie, Lublin.
- Wierzbicki T.L., 2003. Rolnicze wykorzystanie komunalnych osadów ściekowych. *Zesz. Nauk. Polit. Białost., Inż. Środow.*, 16, 2: 272–276.
- Wińska-Krysiak M., Bernat J., 2008. Lead tolerance mechanisms in *Robinia pseudoaccacia* – an attempt to a practical approach. *Acta Scient. Polon., Hort. Cultus*, 7, 3: 77–86.
- Wiśniowska-Kielian B., Niemiec M., 2005. Assessment of heavy metals contents in willow growing along the banks of Dunajec river. *Chemia i Inż. Ekolog.*, 12: 145–155.
- Zabielski S., 1998. *Plantacyjna uprawa drzew i krzewów szybko rosnących*. Wyd. AR, Poznań.
- Zacchini M., Petrini F., Scarasia G., Iori V., 2009. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air and Soil Pollut.* 197: 23–34.
- Żurek G., Majtkowski W., 2009. Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych. *Probl. Inż. Rol.*, 3: 83–89.

ENERGETIC PLANTS IN RECLAMATION AND MANAGEMENT OF DEGRADED SOILS

Summary

The paper summarizes current knowledge on the usefulness of leading species of energetic plants to reclamation of chemically degraded soils and management of reclaimed grounds fertilized with municipal sewage sludge or composts. Tolerance and ability of heavy metals accumulation was analyzed of such species as willow, poplar, miscanthus, sida and topinambur cropped on contaminated soils or fertilized with sewage sludge containing large concentration of heavy metals. Most of plants under analysis have significant ability to zinc and cadmium accumulation in above-ground biomass, as well as copper and lead accumulation in roots. Cultivation of all energetic plant species is allowed on soils slightly contaminated and on reclaimed grounds, however, sufficient availability of nutrients and humidity have to be allowed. Inversely, on soils highly contaminated with trace elements, only selected clones of willow are recommended to energetic plantation. The preferred clones have relatively higher tolerance on soil contamination, larger ability to phytoextraction of metals, and satisfactory high yields of biomass. Poplar plantations are generally recommended to phytostabilization of lead, copper, and cadmium in contaminated soils. Municipal sewage sludge has large testified usability to fertilization of energetic crops. The best combined effectiveness of biomass yields and metal's phytoextraction is achieved with use of sewage sludges that contain trace elements in amounts officially allowed by Polish law regulations. Advances in genetic engineering allow expecting, in close future, an introduction of new transgenic clones of energetic plants, those large yields will secure economic effectiveness of plantation, and will open up new avenues for efficient phytoremediation of contaminated soils.

KEY WORDS: degraded lands, reclamation, phytoremediation, heavy metals, willow, poplar, miscanthus, sida, topinambur

Recenzent – Reviewer: prof. Anna Wójcikowska-Kapusta, UP w Lublinie

**Jarosław Kaszubkiewicz, Dorota Kawałko, Tadeusz Chodak,
Daniel Ochman, Paweł Jezierski**

**RELACJE MIĘDZY ZAWARTOŚCIĄ
KATIONÓW ZASADOWYCH W ROZTWORZE GLEBOWYM
I KOMPLEKSIE SORPCYJNYM**

**RELATIONS BETWEEN CONCENTRATION
OF EXCHANGEABLE BASES IN SOIL SOLUTION
AND SORPTIVE COMPLEX**

*Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University
of Environmental and Life Sciences*

W pracy przedstawiono wyniki dotyczące określenia ruchliwości kationów i ich zdolności przechodzenia do roztworów glebowych. Analizowano gleby nawożone i nienawożone o zróżnicowanym uziarnieniu. Badania pokazały, że ruchliwość wszystkich badanych kationów w glebach nawożonych była wyraźnie wyższa niż w glebach nienawożonych. Mobilność kationów Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^{+} w obu badanych populacjach gleb malała wraz ze wzrostem zawartości iłu koloidalnego. W glebach nawożonych znaczna część kationów uwalniana była ze zgromadzonych w glebie związków o dużej rozpuszczalności. Szczególnie dotyczyły to jednowartościowych kationów Na^{+} i K^{+} .

SŁOWA KLUCZOWE: gleby użytkowane rolniczo, pojemność sorpcyjna, kationy wymienne, ruchliwość

WSTĘP

Właściwości sorpcyjne gleb należą do tych, które w istotny sposób regulują procesy wymywania składników pokarmowych z gleby, a tym samym decydują o efektywności nawożenia (Hartmann i wsp. 1998). Wielu autorów analizowało wpływ nawożenia

Do cytowania – For citation: Kaszubkiewicz J., Kawałko D., Chodak T., Ochman D., Jezierski P., 2010. Relacje między zawartością kationów zasadowych w roztworze glebowym i kompleksie sorpcyjnym, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 119–132.

mineralnego i organicznego na zawartość kationów zasadowych (Skłodowski i Zarzycka 1995, Gondek 2008). Zarówno w Polsce, jak i za granicą trwają nieustanne badania dotyczące zależności pomiędzy zawartością frakcji koloidalnej i próchnicy a kationową pojemnością sorpcyjną (Jaworska i wsp. 2008, Manrique i wsp. 1991). Dynamika właściwości sorpcyjnych skłania do określenia mobilności kationów wymiennych w profilu glebowym (Kozanecka i wsp. 2009), jak i oceny przydatności różnych modeli szacowania pojemności wymiennej kationów (Gruszczyński 2009).

Celem przeprowadzonych badań było określenie ruchliwości kationów i ich zdolności przechodzenia do roztworów glebowych gleb nawożonych i nienawożonych. Badano ponadto zależność zdolności przechodzenia kationów z kompleksu sorpcyjnego do roztworów wodnych w relacji do składu granulometrycznego charakteryzowanego przez medianę i zawartość frakcji iłu koloidalnego. Określono względną zdolność do przechodzenia do roztworu, charakteryzującą energię wiązania poszczególnych kationów przez kompleks sorpcyjny w obu grupach gleb.

MATERIAŁY I METODYKA

Badania prowadzono dla dwóch populacji gleb. Pierwsza z nich obejmuje 11 profili gleb od wielu lat nieużytkowanych rolniczo, które są zlokalizowane na terenie gminy Rudna w województwie dolnośląskim. Są to gleby należące do działu gleb semihydrogenicznych typu gruntowo-glejowych (3 profile) oraz typu czarnych ziem (2 profile), działu gleb autogenicznych typu brunatnych kwaśnych (1 profil), typu brunatnych właściwych (2 profile) oraz typu gleb rdzawych (2 profile) i działu gleb napływowych typu mad rzecznych (1 profil). Skałę macierzystą wymienionych gleb stanowią utwory polodowcowe, głównie fluwiogłajalne, z wyjątkiem jednego profilu wytworzonego z utworów aluwialnych. W ramach tej populacji badano 47 poziomów glebowych, w tym 17 poziomów darniowych i akumulacyjnych Ad i A, 3 poziomy Bbr, 10 poziomów C, 13 poziomów Cgg i G, oraz po 1 poziomie Bv, Bfe, Bv, i Ees.

Druga populacja badanych gleb obejmuje 10 profili glebowych z obiektów doświadczalnych Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, od wielu lat intensywnie użytkowanych rolniczo i intensywnie nawożonych. Są to gleby należące do działu gleb autogenicznych, typu gleb pływowych (6 profili) oraz do typu gleb brunatnych właściwych (4 profile). W ramach tej populacji badano 36 poziomów glebowych, w tym 12 poziomów akumulacyjnych i darniowych, 2 poziomy Eet, 5 poziomów Bt, 4 poziomy Bbr, 8 poziomów Cgg, 2 poziomy C i 3 poziomy mieszane.

W zgromadzonym materiale oznaczono następujące właściwości:

- skład granulometryczny oznaczano wg normy branżowej BN-78/9180-11 metodą Casagrande'a w modyfikacji Pruszyńskiego;
- medianę składu granulometrycznego każdorazowo odczytywano z krzywych uziarnienia;
- średnią średnicę ziaren obliczano w następujący sposób:

- wyznaczano średnie średnice przedziałów klasowych dla poszczególnych frakcji granulometrycznych d_i ,
- obliczano wartości w skali logarytmicznej $\phi_i = -\log_2 d_i$,
- obliczano wartość średniej średnicy w skali ϕ :

$$\bar{\phi} = \sum_{i=1}^n \phi_i f_i \quad (1)$$

gdzie f_i jest udziałem i -tej frakcji w całości utworu glebowego,

- obliczano następnie średnią średnicę ziaren w [mm] wg wzoru

$$\bar{d} = 2^{-\bar{\phi}} \quad (2)$$

- odczyn gleb w 1 M KCl potencjometrycznie;
- stan obsady kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym metodą Pallmana z zastosowaniem octanu amonu dla gleb o $\text{pH} < 7$ i chlorku amonu dla gleb o $\text{pH} > 7$, oznaczenia Ca^{2+} , Na^+ , K^+ przeprowadzono fotometrem płomieniowym, natomiast Mg^{2+} – z zastosowaniem atomowego spektrofotometru absorpcyjnego;
- stężenie kationów w roztworach wodnych w stosunku wagowym gleba:woda jak 1:5, oznaczenia Ca^{2+} , Na^+ , K^+ przeprowadzono fotometrem płomieniowym, natomiast Mg^{2+} – z zastosowaniem atomowego spektrofotometru absorpcyjnego;
- stężenie to przeliczano na ilość kationów wypłukiwanych ze 100 g gleby, stosując założenie, że gęstość fazy stałej gleby wynosi $2,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$;
- ilość poszczególnych kationów wypłukiwanych z gleby wodą odnoszono do ilości kationów w kompleksie sorpcyjnym wg wzoru:

$$k_{Ca} = \frac{Ca_r^{+2}}{Ca_k^{+2}} \quad (3)$$

gdzie Ca_r^{+2} oznacza masę jonów wapnia wypłukiwanych do roztworu ze 100 g gleby, natomiast Ca_k^{+2} to masa jonów wapnia związana wymiennie w 100 g gleby; obliczone w powyższy sposób współczynniki będą w dalszej części pracy umownie określane jako „mobilność” kationu;

- wszystkie analizy właściwości fizykochemicznych wykonywano po poprzednim oddzieleniu frakcji szkieletowych ($d > 1 \text{ mm}$).

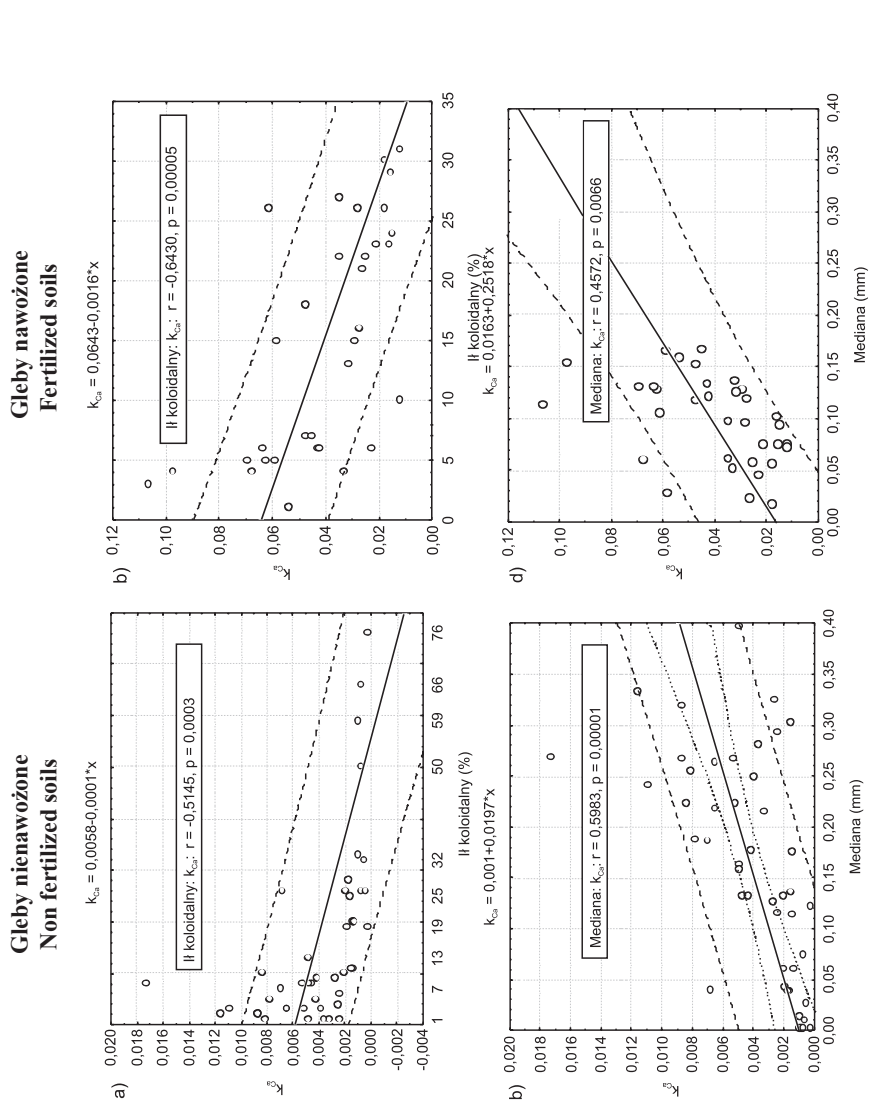
WYNIKI I DYSKUSJA

Na etapie początkowym określono, dla obu populacji gleb, relacje między wskaźnikami opisującymi skład granulometryczny (mediana, zawartość łu koloidalnego oraz średnia średnica ziaren) a wskaźnikiem k_{Ca} opisującym przechodzenie wapnia do roztworu wodnego.

Analizowana populacja poziomów genetycznych z gleb nienawożonych charakteryzowała się zróżnicowanymi wartościami pH mieszczącymi się w granicach od 3,3 do 7,4 z medianą na poziomie pH – 5,62. W tej grupie odczyn bardzo kwaśny stwierdzono w 14 poziomach genetycznych, odczyn kwaśny w 8, lekko kwaśny w 13, obojętny w 11 i zasadowy w 1 poziomie.

Analizowane poziomy genetyczne z gleb nawożonych charakteryzowały się pH w granicach od 4,7 do 7,5 z medianą wynoszącą 6,5. W tej grupie odczyn kwaśny stwierdzono w 4 poziomach genetycznych, lekko kwaśny w 24, obojętny w 5 i zasadowy w 3 poziomach.

Dla gleb nienawożonych stwierdzono, że udział wapnia przechodzącego do roztworu wodnego wynosi do 0,017 jego zawartości w kompleksie sorpcyjnym i maleje wraz ze wzrostem zawartości łu koloidalnego w glebie (rys. 1a), rośnie natomiast jednocześnie ze wzrostem mediany i średniej średnicy ziaren (rys. 1c). Na wykresach przedstawiono ponadto równania regresji dla zależności współczynnika k_{Ca} od wyżej wspomnianych parametrów charakteryzujących skład granulometryczny oraz wartość współczynnika regresji r i współczynnika istotności p dla prostej regresji, a także granice pasa, w którym mieści się 80% wyników. W analogiczny sposób kształtują się relacje pomiędzy wskaźnikami charakteryzującymi skład granulometryczny a współczynnikiem k_{Mg} opisującym przechodzenie magnezu do roztworu wodnego (obliczonym analogicznie jak k_{Ca}). Wartości współczynnika k_{Mg} maleją wraz ze wzrostem zawartości łu koloidalnego oraz rosną jednocześnie ze wzrostem mediany i średniej średnicy ziaren. Wartości współczynnika k_{Mg} są wyższe niż dla wapnia i wynoszą do 0,033. Podobne prawidłowości stwierdzono dla zawartości potasu. Wartości współczynnika k_K obliczanego analogicznie jak poprzednie były zdecydowanie wyższe od współczynników dla wapnia i magnezu i osiągały wartości nawet do 0,24 (wartość odstająca nie przedstawiona na rys. 3b). Również i dla tego pierwiastka stwierdzono spadek wartości współczynnika k_K przy wzroście zawartości łu koloidalnego (tab. 1) i wzrost wartości współczynnika wraz ze wzrostem mediany czy też średniej średnicy ziaren. Nieco inny obraz obserwuje się w przypadku sodu. Wartości współczynnika k_{Na} pozostają na poziomie zbliżonym do potasu (poniżej 0,12 – wartość odstająca nie przedstawiona na rys. 3b). Nie stwierdzono natomiast związku między współczynnikiem k_{Na} a parametrami charakteryzującymi skład granulometryczny (rys. 2a, c).



Rys. 1a-d. Zależność ruchliwości jonów wapnia od składu granulometrycznego (mediana) dla gleb nienawożonych i nawożonych
 Fig. 1a-d. Dependence of mobility of calcium ions from the granulometric composition (median) of fertilized and non fertilized soils

Tabela 1
Table 1

Równania regresji, współczynniki korelacji (r) i istotność związku (p) dla mobilności poszczególnych kationów w funkcji mediany i zawartości iłu koloidalnego w glebach nienawożonych i nawożonych

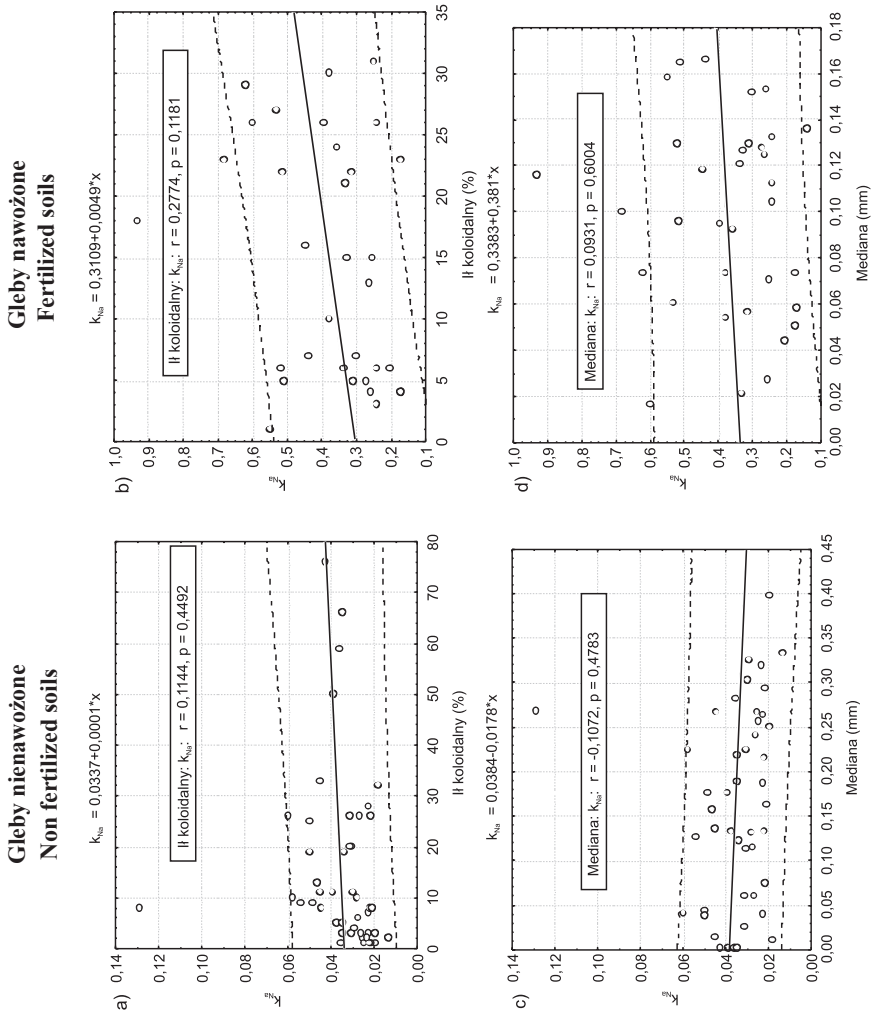
Regression equations, correlation coefficients (r) and the importance of relation (p) for the mobility of each cations as a function of the median and colloidal clay content in fertilized and non fertilized soils

		Gleby nienawożone Non fertilized soils			Gleby nawożone Fertilized soils		
		Równanie regresji Regression equations	r	p	Równanie regresji Regression equations	r	p
Ił koloidalny Colloidal clay	k_{Ca}	$k=0,0058-0,0001 \cdot x$	-0,5145	0,0003	$k=0,0643-0,0016 \cdot x$	-0,6430	0,00005
	k_{Mg}	$k=0,0157-0,0003 \cdot x$	-0,5998	0,00001	$k=0,1207-0,0027 \cdot x$	-0,4902	0,0033
	k_K	$k=0,0043-0,0009 \cdot x$	-0,4033	0,0055	$k=0,3762-0,0084 \cdot x$	-0,5631	0,0005
	k_{Na}	$k=0,0337+0,0001 \cdot x$	0,1144	0,4492	$k=0,3109+0,0049 \cdot x$	0,2744	0,1181
Mediana Median	k_{Ca}	$k=0,0010-0,0197 \cdot x$	0,5983	0,00001	$k=0,0163+0,2518 \cdot x$	0,4572	0,0066
	k_{Mg}	$k=0,0050+0,0404 \cdot x$	0,5552	0,00006	$k=0,0157+0,6772 \cdot x$	0,5404	0,0010
	k_K	$k=0,0047+0,1506 \cdot x$	0,4192	0,0037	$k=0,0363+2,2230 \cdot x$	0,6462	0,00004
	k_{Na}	$k=0,0384-0,0178 \cdot x$	-0,1072	0,4783	$k=0,3383+0,3810 \cdot x$	0,0931	0,6004

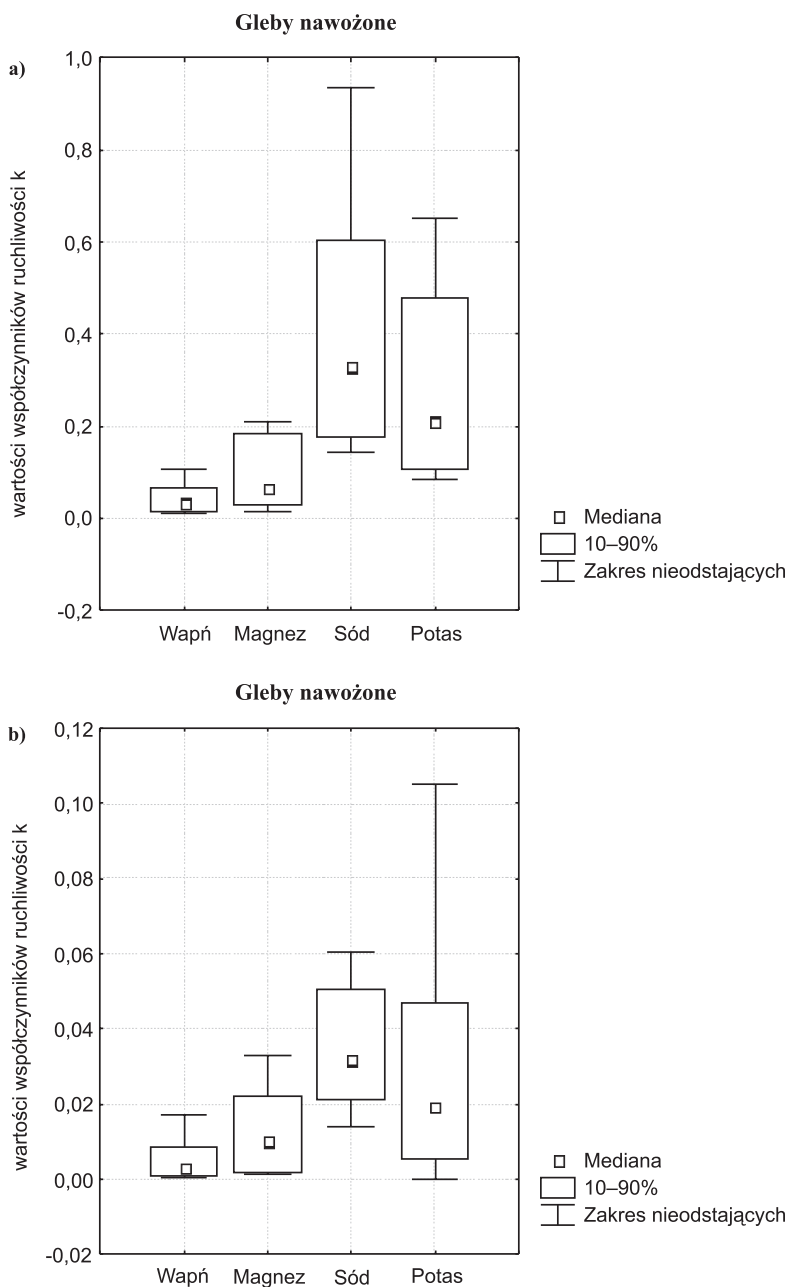
Czcionką pogrubioną zaznaczono związki statystycznie nieistotne

Bold type indicates a statistically insignificant relationship

Dla gleb nawożonych udział wapnia przechodzącego do roztworu wodnego jest wielokrotnie wyższy niż dla gleb nienawożonych (osiąga wartości do 0,11, a 90% wyników mieści się w granicach od 0,01 do 0,08). Jednocześnie obserwujemy tu podobne jak dla poprzedniej populacji gleb relacje z parametrami charakteryzującymi skład granulometryczny (rys. 1b, d), a zatem spadek przy wzroście zawartości iłu koloidalnego i wzrost przy wzroście wartości mediany i średniej średnicy ziaren. Udział magnezu przechodzącego do roztworu wodnego w glebach nawożonych jest również wielokrotnie wyższy niż w populacji gleb nienawożonych i osiąga wartości nawet do 0,21 (rys. 3a). Sienkiewicz i wsp. (2009) w swoich badaniach także potwierdzają ponad dwukrotny wzrost zawartości przyswajalnego magnezu w glebach nawożonych obornikiem i nawozami mineralnymi.



Rys. 2a-d. Zależność mobilności sodu od parametrów charakteryzujących skład granulometryczny
Fig. 2a-d. Sodium dependence of the mobility of the parameters characterizing the granulometric composition



Rys. 3a–b. Współczynniki ruchliwości poszczególnych kationów zasadowych dla gleb nienawożonych i nawożonych

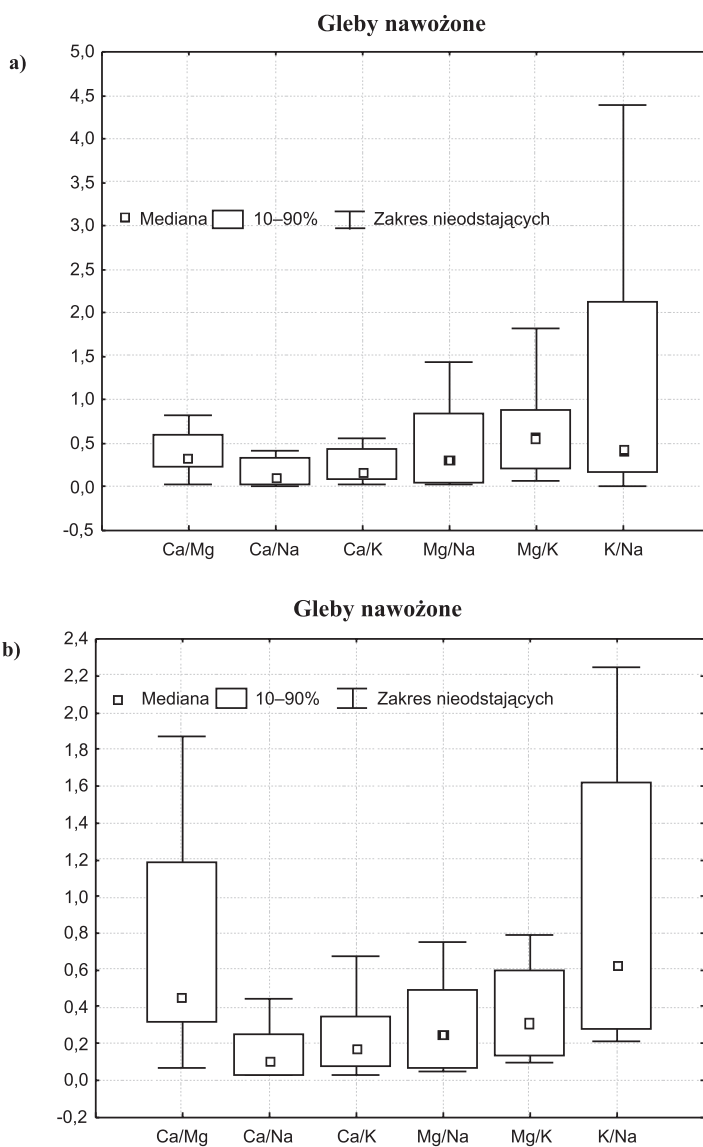
Fig. 3a–b. Mobility coefficients of each bases for fertilized and non fertilized soils

Relacje ze składem granulometrycznym są w tym przypadku również podobne jak dla gleb nienawożonych. Dla potasu stwierdzone wartości współczynnika k_K były wysokie i dochodziły do 0,65. Także i w tym przypadku obserwowano tendencję do spadku mobilności jednocześnie ze wzrostem zawartości iłu koloidalnego i tendencję do wzrostu mobilności wraz ze wzrostem mediany i średniej statystycznej średnicy ziaren. Podobnie jak w przypadku gleb nienawożonych inny obraz przedstawia się w przypadku sodu. Wartości współczynnika k_{Na} pozostają na poziomie zbliżonym do potasu (90% wyników poniżej 0,5). Nie stwierdzono natomiast związku między współczynnikiem k_{Na} a parametrami charakteryzującymi skład granulometryczny (rys. 2b, d).

Porównując, dla poszczególnych kationów, udziały form rozpuszczalnych w wodzie w stosunku do całkowitej ilości kationów można stwierdzić, że w glebach nawożonych ich wielkość (wartość współczynników: k_{Ca} , k_{Mg} , k_K i k_{Na}) jest o rząd wielkości większa niż w glebach nienawożonych), (rys. 3a, b). Do podobnych wniosków doszły Murawska i Spychaj-Fabisiak (2009). Analizując wpływ wieloletniego intensywnego nawożenia azotem i potasem, stwierdziły istotne zróżnicowanie zawartości K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} w roztworze glebowym.

Różnica pomiędzy wartościami średnimi, testowana testem t-Studenta, jest statystycznie istotna z prawdopodobieństwem $p = 5,2 \cdot 10^{-11}$ dla Ca^{2+} , $p = 2,8 \cdot 10^{-9}$ dla Mg^{2+} , $p = 2,1 \cdot 10^{-13}$ dla Na^+ i $p = 7,3 \cdot 10^{-11}$ dla K^+ .

Należy oczywiście pamiętać, że populacje gleb nienawożonych i nawożonych charakteryzowały się odmiennymi składami granulometrycznymi. W populacji gleb nienawożonych zawartość iłu koloidalnego mieściła się w granicach od 1 do 76%, a wartości mediany wynosiły od 0,001 do 0,398 mm. Znacznie mniejszym zróżnicowaniem składów granulometrycznych charakteryzowały się gleby nawożone. Zawartość iłu koloidalnego mieściła się w granicach od 1 do 31% i stąd mniej zróżnicowane wartości mediany (od 0,001 mm do 0,166 mm) i średniej średnicy ziaren. Dube i wsp. (2001) prowadząc badania nad adsorpcją i migracją metali ciężkich w środowisku glebowym, potwierdzili fakt, że pojemność wymienna gleby względem kationów maleje wraz ze wzrostem ilości frakcji gruboziarnistej w glebie. Można zatem zakładać, że różnica między mobilnością kationów jest wynikiem (przynajmniej w części) różnic w składzie granulometrycznym, a nie wynika z różnic w nawożeniu. Aby wyeliminować ten element zmienności, obliczono stosunek współczynników k_{Ca} , k_{Mg} , k_K i k_{Na} do wartości mediany. Różnica pomiędzy wartościami średnimi, tak otrzymanych wskaźników w obu populacjach gleb, testowana testem t-Studenta, jest statystycznie istotna z prawdopodobieństwem $p = 2,4 \cdot 10^{-7}$ dla Ca^{2+} , $p = 1,1 \cdot 10^{-7}$ dla Mg^{2+} i $p = 6,7 \cdot 10^{-8}$ dla K^+ . W przypadku sodu otrzymana różnica jest również statystycznie istotna, ale tylko na poziomie $p = 0,046$. Podobny obraz widać, jeśli jako parametr charakteryzujący skład przyjąć zawartość iłu koloidalnego. Różnica między wartościami średnimi tak otrzymanych wskaźników w obu populacjach gleb, testowana testem t-Studenta, jest statystycznie istotna z prawdopodobieństwem $p = 1,6 \cdot 10^{-3}$ dla Ca^{2+} , $p = 4,3 \cdot 10^{-4}$ dla Mg^{2+} , $p = 3,8 \cdot 10^{-3}$ dla Na^+ i $p = 9,6 \cdot 10^{-3}$ dla K^+ . Na zróżnicowanie mobilności poszczególnych kationów wynikające z długotrwałego stosowania nawożenia wskazuje też inny układ linii trendu (przedstawiony w tab. 1).



Rys. 4a-b. Względne ruchliwości poszczególnych kationów w glebach nawożonych i nie-nawożonych

Fig. 4a-b. Relative mobilities of each bases in fertilized and non fertilized soils

Na podstawie zgromadzonych wyników podjęto także próbę określenia względnej ruchliwości poszczególnych kationów w obu populacjach gleb. W tym celu obliczano w obu populacjach współczynniki postaci:

$$\begin{aligned} Ca/Mg &= \frac{k_{Ca}}{k_{Mg}}; & Ca/Na &= \frac{k_{Ca}}{k_{Na}}; & Ca/K &= \frac{k_{Ca}}{k_K}; \\ Mg/Na &= \frac{k_{Mg}}{k_{Na}}; & Mg/K &= \frac{k_{Mg}}{k_K}; & K/Na &= \frac{k_K}{k_{Na}} \end{aligned} \quad (4)$$

obrazujące względną mobilność poszczególnych kationów. Jeśli wartość współczynnika jest mniejsza od jedności, to oznacza, że kation wymieniony w liczniku charakteryzuje się mniejszą ruchliwością od kationu wymienionego w mianowniku. Na rysunku 4a przedstawiono wartości opisanych współczynników w układzie minimum; percentyl 10%; mediana; percentyl 90%; maksimum. Pominięto wartości ekstremalne i odbiegające. Jak widać, dla populacji gleb nienawożonych, kationy można na podstawie wykresu uszeregować według ich mobilności:

$$Na = K > Mg > Ca$$

Różnice w ruchliwości (mobilności) poszczególnych kationów testowano sparowanym testem t-Studenta. Stwierdzono, że różnice w mobilności wymienionych w powyższym szeregu pierwiastków są statystycznie istotne (poziomy istotności od $1,0 \cdot 10^{-3}$ dla pary magnez – potas do $7,3 \cdot 10^{-17}$ dla pary wapń – sól) z wyjątkiem sodu i potasu, gdzie nie stwierdzono statystycznie istotnej różnicy w ruchliwości obu kationów. Potwierdza to zatem układ ruchliwości przedstawiony w formie powyższego szeregu.

Podobnie postępując dla populacji gleb nawożonych, otrzymano wykres 4b, a szereg mobilności kationów ma w tym przypadku postać:

$$K > Na > Mg > Ca$$

Poziomy statystycznej istotności, testowane podobnie jak poprzednio, wynoszą od $1,1 \cdot 10^{-3}$ dla pary sól – potas do $8,4 \cdot 10^{-13}$ dla pary wapń – sól.

WNIOSKI

1. Mobilność kationów Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} wyrażona przez współczynniki: k_{Ca} , k_{Mg} i k_{Na} w obu badanych populacjach gleb (nawożonych i nienawożonych) malała wraz ze wzrostem zawartości ilu koloidalnego i rosła przy wzrastającej wartości mediany oraz średniej statystycznej średnicy ziaren. Jednocześnie mobilność kationów Na^{+} w obu populacjach gleb nie wykazywała, statystycznie istotnych, związków z parametrami charakteryzującymi skład granulometryczny.

2. Ruchliwość wszystkich badanych kationów w glebach nawożonych była wyraźnie wyższa niż w glebach nienawożonych. Jak pokazano, różnice te nie wynikały ze zróżnicowania składu granulometrycznego w obu populacjach badanych gleb, ale były skutkiem odmiennego sposobu użytkowania.

3. W glebach nawożonych znaczna część kationów uwalniana była ze zgromadzonych w glebie związków o dużej rozpuszczalności. Szczególnie dotyczyło to jednowartościowych kationów Na^+ i K^+ .

4. Porównanie względnej mobilności poszczególnych kationów w glebach nienawożonych wskazuje, że najwyższą zdolnością przechodzenia do roztworu charakteryzowały się kationy Na^+ i K^+ , mniejszą kationy Mg^{2+} , a najmniejszą kationy Ca^{2+} . W glebach nawożonych najwyższą zdolność przechodzenia do roztworu wykazywały kationy Na^+ , a następnie kolejno K^+ , Mg^{2+} i Ca^{2+} .

PIŚMIENNICTWO

- Dube A., Zbytniewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewski B., 2001. Adsorption and migration of heavy metals in soil. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. X, No. 1: 1–10.
- Gondek K., 2008. Assessment of mineral and organic fertilization impact on selected physico-chemical properties of soils. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. XLI, No. 1: 81–95.
- Gruszczyński S., 2009. Assessment of suitability of various models of estimating cation exchange capacity (CEC). *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. XLII, No. 1: 15–29.
- Hartman A., Grasic W., Horn R., 1998. Cation exchange processes in structured soils at various hydraulic properties. *Soil and Tillage Research* 47: 67–72.
- Jaworska H., Kobierski M., Dąbkowska-Naskręt H., 2008. Kationowa pojemność wymienna i zawartość kationów wymiennych w glebach pływowych o zróżnicowanym uziarnieniu. *Rocz. Glebozn.*, 59, 1: 84–89.
- Kozanecka T., Brogowski Z., Kisiel M., Stępień W., 2009. Mobility of exchangeable cations in soils from long term field experiments in Skierniewice. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. XLII, No. 1: 2–14.
- Manrique L.A., Jones C.A., Dyke P.T., 1991. Predicting cation – exchange capacity from soils physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 787–794.
- Murawska B., Spychaj-Fabisiak E., 2009. Effect of nitrogen and potassium fertilisation on the content of ions in the soil solution. *J. Elementol.*, 14 (4): 737–743.
- Sienkiewicz S., Krzebietke S., Wojnowska T., Żarczyński P., Omilian M., 2009. Effect of long term differentiated fertilization with farmyard manure and mineral fertilizers on the content of available. *J. Elementol.*, 14 (4): 779–786.
- Skłodowski P., Zarzycka H., 1995. Wpływ rolniczego użytkowania gleb na ich niektóre właściwości chemiczne. *Rocz. Glebozn.*, 46, 3/4: 37–43.

**RELATIONS BETWEEN CONCENTRATION
OF EXCHANGEABLE BASES IN SOIL SOLUTION
AND SORPTIVE COMPLEX**

S u m m a r y

The main aim of this study was analyzing mobility of exchangeable cations and their ability to getting on soil solution. There were analyzed fertilized and non fertilized soils of different texture. The results showed that the mobility of each cation in the fertilized soils was higher than in the non fertilized arable lands. In both populations of soils the mobility of Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^{+} decreased with growth of colloidal clay. In the fertilized soils the significant part of cation's origin was the solubilization of soluble compounds. It especially regard to one valuable cations Na^{+} and K^{+} .

KEY WORDS: arable lands, cation exchange capacity, exchangeable bases, mobility

Recenzent – Reviewer: prof. Halina Smal, UP w Lublinie

Jarosław Kaszubkiewicz, Dorota Kawalko, Paweł Jezierski

**WYBRANE ASPEKTY STANU ZANIECZYSZCZENIA GLEB
NA TERENIE POWIATU JELENIOGÓRSKIEGO**

**CHOSEN ASPECTS OF SOIL POLLUTION WITH
HEAVY METALS AT JELENIA GÓRA DISTRICT AREA**

Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University
of Environmental and Life Sciences

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące zawartości Zn, Cu, Pb, Cd, Ni oraz As i Hg w glebach w rejonach hałd odpadów polimetalicznych i nielegalnych składowisk odpadów na terenie powiatu jeleniogórskiego. Dla oznaczenia stopnia oddziaływania poszczególnych obiektów na gleby określono tło geochemiczne poprzez analizę zawartości metali w gruntach rolnych 9 gmin powiatu jeleniogórskiego. Badania pokazały, iż zanieczyszczenia gleb na wybranych obszarach gruntów rolnych powiatu jeleniogórskiego praktycznie nie występują lub mają charakter incydentalny, natomiast wokół „obektów uciążliwych” stwierdzono istotnie podwyższone w stosunku do tła zawartości metali ciężkich. Koncentracje Zn, Cu, Pb i As występują w sposób skojarzony, tzn. podwyższonej zawartości jednego z tych pierwiastków towarzyszą podwyższone zawartości pozostałych.

SŁOWA KLUCZOWE: górnictwo metali kolorowych, nielegalne składowiska odpadów, metale ciężkie, grunty rolne

WSTĘP

W glebach zanieczyszczonych zawartości metali ciężkich mogą wielokrotnie przekraczać wartości naturalne. Problem poważniejszego zanieczyszczenia gleb występuje w sąsiedztwie znaczniejszych źródeł emisji (jakimi są np. huty metali kolorowych) oraz w przypadkach bezpośredniego zanieczyszczenia bogatymi w metale odpadami lub

Do cytowania – For citation: Kaszubkiewicz J., Kawalko D., Jezierski P., 2010. Wybrane aspekty stanu zanieczyszczenia gleb na terenie powiatu jeleniogórskiego, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 133–148.

innymi substancjami (Kabata-Pendias i Piotrowska 1995, Kabata-Pendias i Pendias 1999). Zawartość form rozpuszczalnych pierwiastków śladowych i stopień ich uruchomienia (udział formy rozpuszczalnej w całkowitej) są wskaźnikami określającymi ich mobilność w środowisku, w tym także łatwość wejścia w łańcuch pokarmowy (Karczewska, Bortniak 2008).

Powiat jeleniogórski położony jest w południowo-zachodniej Polsce, w województwie dolnośląskim. Obejmuje obszar o powierzchni 628,2 km², na który składa się 5 gmin wiejskich: Janowice Wielkie, Jeżów Sudecki, Mysłakowice, Podgórzyn i Stara Kamienica oraz 4 gminy miejskie: Karpacz, Kowary, Szklarska Poręba i Piechowice (nie prowadzono badań na terenie gminy miejskiej Jelenia Góra).

Charakterystyczne dla powiatu jeleniogórskiego jest występowanie w niektórych rejonach hałd odpadów polimetalicznych związanych z dawnym górnictwem metali kolorowych oraz hałd odpadów po wydobyciu rudy uranowej (gminy Kowary, Karpacz i Janowice Wielkie). Dodatkowymi źródłami zanieczyszczenia gleb na terenie powiatu są nielegalne wysypiska odpadów zarówno o charakterze komunalnym, jak i przemysłowym. W rejonie tych wysypisk oprócz metali ciężkich istnieje (ze względu na skład odpadów) zagrożenie występowaniem podwyższonych koncentracji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Kaszubkiewicz i wsp. 2010).

Wysypiska te występują na terenie gmin Kowary, Podgórzyn, Piechowice oraz Janowice Wielkie. Kolejnymi potencjalnymi źródłami zanieczyszczeń są funkcjonujące obecnie zakłady przemysłowe, np. huta szkła kryształowego „Julia” w Piechowicach, fabryka płytek ceramicznych „Polcolorit”, fabryka dywanów w Kowarach czy zakłady porcelany elektrotechnicznej „Polam” w Mysłakowicach.

Wszystkie wymienione źródła mają charakter lokalny, a zasięg ich oddziaływania na gleby jest wyraźnie ograniczony przestrzennie (Terelak i wsp. 1995). Dla określenia wielkości tego oddziaływania oraz jego nasilenia – zawartości metali ciężkich odniesiono do tła określonego dzięki badaniom zawartości metali na gruntach rolnych poszczególnych gmin powiatu (Huczyński 1986). Celem analizy było określenie, w jakim stopniu i w przypadku których pierwiastków metalicznych wspomniane obiekty oddziałują na stan zanieczyszczenia przyległych gleb metalami ciężkimi.

MATERIAŁ I METODYKA

Na terenie powiatu jeleniogórskiego wytypowano obiekty „uciążliwe”, w otoczeniu których spodziewano się podwyższonej zawartości metali ciężkich. Było to 12 nielegalnych składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych (50 próbek) oraz 10 rejonów związanych z dawnym górnictwem rud uranowych (42 próbki), w części przypadków pokrywających się z terenami dawnego wydobywania rud metali. Próki gleby do badań pobierano w odległości nie większej niż 10 metrów od granicy wspomnianych obiektów, z gleb o różnym sposobie użytkowania: łąki, pastwiska, grunty orne, nieużytki, gleby leśne. Sposoby użytkowania, ilość próbek na poszczególnych obiektach oraz ich lokalizację zestawiono w tabeli 2.

Dla określenia stopnia oddziaływania poszczególnych obiektów na gleby określono tło geochemiczne poprzez badanie zawartości metali w gruntach ornych (88 próbek) oraz użytkach zielonych (68 próbek) 9 gmin powiatu jeleniogórskiego. Próbkę glebową pobierano z głębokości 0–30 cm, tworząc próbkę średnią poprzez mieszanie 3–5 próbek cząstkowych.

We wszystkich pobranych próbkach – zarówno na gruntach użytkowanych rolniczo – obiekty stanowiące tło geochemiczne, jak i w otoczeniu „obiektów uciążliwych” oznaczano:

- skład granulometryczny – metodą areometryczno-sitową zgodną z normą PN-R-04032;
- odczyn gleby: pH w wodzie i w 1M KCl – metodą potencjometryczną wg PN-ISO 10390 (1997).

W materiale glebowym pobranym na obszarach gruntów ornych w poszczególnych gminach powiatu oznaczono we wszystkich punktach:

- zawartość form całkowitych metali ciężkich w glebie: Zn, Cu, Pb, Cd, Ni – techniką AAS po mineralizacji próbek w wodzie królewskiej wg PN-ISO 11047 (2001) i PN-ISO 11466 (2002).

W 51 wybranych próbkach oznaczano ponadto:

- zawartość formy całkowitej As w glebach – metodą ICP aparatem Varian Liberty 220, po mineralizacji w wodzie królewskiej;
- zawartość formy całkowitej Hg techniką AAS z amalgamacją zimnych par rtęci z użyciem analizatora rtęci MA 2000.

W 50 próbkach pobranych w otoczeniu nielegalnych składowisk odpadów oznaczano zawartość Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, As, Hg technikami opisanymi powyżej.

W 42 próbkach zlokalizowanych w otoczeniu szybów i hałd po dawnym górnictwie rud uranowych oznaczano zawartość Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, As, Hg technikami opisanymi powyżej.

W ramach analizy statystycznej określano średnie koncentracje poszczególnych pierwiastków w glebach użytkowanych rolniczo w poszczególnych gminach oraz na obiektach uciążliwych, a także współczynniki zmienności (stosunek odchylenia standardowego do wartości zmiennej). Koncentracje metali na gruntach rolnych i w otoczeniu obiektów uciążliwych porównywano za pomocą testu t-Studenta dla prób o różnych wariancjach. Wykorzystywano program Statistica 8,0.

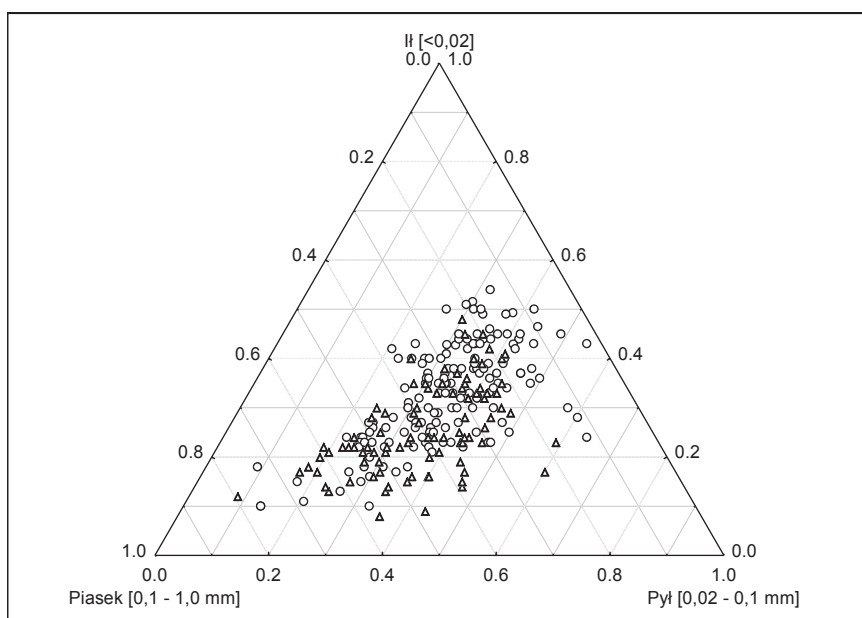
WYNIKI I DYSKUSJA

Skład granulometryczny badanych gleb

Badane próbki pobrane z poziomów akumulacyjnych gleb użytkowanych rolniczo 9 gmin powiatu jeleniogórskiego, zgodnie z normą BN-78/9180-11, należały do różnych grup granulometrycznych od żwirów gliniastych do glin ciężkich pylastych. Najczęściej występujące to utwory lekkie i średnie pylaste (80 próbek na 156 pobranych) oraz pyły zwykłe i pyły ilaste (35 na 156) (rys. 1). Większość badanych utworów zaliczono do

średnio i silnie szkieletowanych. Mediany zawartości poszczególnych frakcji wynosiły: 20,0% dla frakcji szkieletowych, 31,5% dla piasku, 34,5% dla pyłu i 33,5% dla frakcji ilastej.

Próbki pobrane z bezpośredniego otoczenia obiektów uciążliwych charakteryzowały się podobnym układem składów granulometrycznych. W tej populacji występowały utwory od żwirów piaszczystych do pyłów ilastych i glin średnich pylastych (rys. 1). Najliczniej występujące utwory to gliny lekkie i średnie pylaste (44 próbki na 92 pobrane) oraz pyły zwykłe i ilaste (10 próbek na 92 pobrane). Również w tej grupie większość badanych utworów zaliczono do średnio i silnie szkieletowanych. Mediany zawartości poszczególnych frakcji wynosiły: 20,5% dla frakcji szkieletowych, 38,7% dla piasku, 34,9% dla pyłu i 24,0% dla frakcji ilastej. Zatem, gleby z otoczenia obiektów uciążliwych charakteryzowały się nieco większym udziałem frakcji piaszczystych i jednocześnie mniejszym udziałem frakcji ilastych.



Rys. 1. Skład granulometryczny próbek gleb pobranych z gruntów rolnych 9 gmin powiatu jeleniogórskiego oraz z bezpośredniego otoczenia „obektów uciążliwych”

Fig. 1. Granulometric composition of examined soils (agricultural lands and „inconvenient objects”)

Wartości pH badanych gleb

Wartości pH zmierzone w 1 M KCl dla wszystkich badanych próbek mieściły się w granicach od pH 3,3 do pH 6,8, co oznacza, że w żadnym z punktów nie wystąpił zasadowy odczyn gleby. Pod względem klasyfikacji odczynu w 99 badanych próbkach stwier-

dono odczyn bardzo kwaśny, w 38 punktach odczyn kwaśny, w 20 punktach odczyn lekko kwaśny oraz w 3 punktach odczyn obojętny. Dla 9 gmin powiatu jeleniogórskiego udział próbek pobranych z gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych wynosił 85,6%.

Większe zróżnicowanie wykazały próbki pobrane w rejonie obiektów uciążliwych. W tej grupie pH mierzone w 1 M KCl zmieniało się w granicach 2,4–7,9. Odczyn bardzo kwaśny stwierdzono w 41 próbkach, kwaśny w 24 próbkach, lekko kwaśny w 16 próbkach obojętny w 6 i zasadowy w 2. Pojawianie się próbek o odczynie obojętnym i zasadowym związane było z obecnością odpadów budowlanych zawierających spoiwa węglanowe.

Zawartość metali w gruntach rolnych 9 gmin powiatu jeleniogórskiego

Grunty rolne 9 gmin powiatu jeleniogórskiego charakteryzowały się zawartością Zn w granicach od 32,9 do 206,5 mg·kg⁻¹ gleby. Nie wystąpiło zatem przekroczenie standardu dla gruntów grupy B (Dz. U. 2002 nr 165, poz. 1359). Wartość średnia wynosiła 76,8 mg·kg⁻¹, a współczynnik zmienności 0,414. Wartości średnie dla poszczególnych gmin pozostawały na zbliżonym poziomie, mieszcząc się w granicach 58,9 mg·kg⁻¹ w gminie Stara Kamienica do 101,3 w mg·kg⁻¹ w gminie Janowice Wielkie (tab. 1). Również w przypadku Cu nie wystąpiło przekroczenie standardu dla gruntów grupy B, a zawartości tego pierwiastka mieściły się w granicach od 6,5 do 103,5 mg·kg⁻¹. Wartość średnia koncentracji Cu w glebie obliczona dla 9 gmin powiatu wynosiła 17,4 mg·kg⁻¹, a współczynnik zmienności 0,77. Wartości średnie dla poszczególnych gmin pozostawały na zbliżonym poziomie, mieszcząc się w granicach 12,8 mg·kg⁻¹ w gminie Podgórzyn do 41,5 mg·kg⁻¹ w gminie Janowice Wielkie.

Koncentracje Pb w badanych próbkach zawierały się w przedziale od 13,4 do 126,5 mg·kg⁻¹. W przypadku 2 próbek z gmin Janowice Wielkie i Podgórzyn przekroczony był standard dla gruntów grupy B. Średnia zawartość tego pierwiastka wynosiła 41,5 mg·kg⁻¹, a współczynnik zmienności przyjmował wartość 0,48. Średnie dla poszczególnych gmin były zbliżone i liczyły od 31,5 mg·kg⁻¹ w gminie Stara Kamienica do 56,0 mg·kg⁻¹ w gminie Szklarska Poręba (tab. 1).

Podobnie jak dla Zn i Cu również dla Ni w żadnej z badanych próbek nie wystąpiło przekroczenie standardu dla gruntów grupy B (Dz. U. 2002 nr 165, poz. 1359). Zawartości tego pierwiastka dla 9 gmin mieściły się w przedziale od 6,2 do 68,3 mg·kg⁻¹ ze średnią na poziomie 13,7 mg·kg⁻¹. Współczynnik zmienności był podobny jak dla omówionych wcześniej pierwiastków i wynosił 0,57. Średnie koncentracje Ni dla poszczególnych gmin były zbliżone i wynosiły od 10,3 mg·kg⁻¹ w gminie Karpacz do 25,9 mg·kg⁻¹ w gminie Janowice Wielkie.

Zawartości As dla 9 gmin powiatu jeleniogórskiego przyjmowały wartości od 1,5 do 19,8 mg·kg⁻¹ z wartością średnią 2,4 mg·kg⁻¹. Współczynnik zmienności był wyraźnie wyższy niż dla omówionych poprzednio pierwiastków i wynosił 1,40. Średnie koncentracje As dla poszczególnych gmin wynosiły od 1,5 mg·kg⁻¹ w gminach Szklarska Poręba, Piechowice, Podgórzyn, Stara Kamienica i Mysłakowice do 5,2 mg·kg⁻¹ w gminie Janowice Wielkie. Nie stwierdzono przekroczenia standardu dla gruntów grupy B w żadnej z badanych próbek (tab. 1).

Tabela 1
Table 1

Zawartość metali ciężkich w glebach niezanieczyszczonych poszczególnych gmin powiatu jeleniogórskiego
Concentration of heavy metals in no polluted soils of the selected communes at Jelenia Góra district

Lp. No.	Gmina Commune	Zawartość poszczególnych metali (mg·kg ⁻¹) Content of selected heavy metals											
		Zn		Cu		Pb		Ni		As		Hg	
1.	Janowice Wielkie	17 ^{1*}		17		17		17		5		5,00	
		52,0 ^{2*}	192,5 ^{3*}	10,0	103,5	18,7	109,5	10,4	68,3	1,5	19,8	0,06	0,12
		101,3 ^{4*}		41,5		50,1		25,9		5,20		0,100	
2.	Jeżów Sudecki	18		18		18		18		6		6	
		40,0	204,5	8,50	47,0	14,1	65,8	9,6	27,9	1,5	14,0	0,08	0,14
		70,4		17,0		32,2		15,3		3,60		0,098	
3.	Mysłakowice	24		24		24		24		7		7	
		49,0	118,0	8,0	24,0	13,4	74,0	8,2	27,5	1,5	1,5	0,07	2,18
		75,4		13,0		36,7		11,5		1,50		0,392	
4.	Stara Kamienica	25		25		25		25		8		8	
		32,9	96,0	7,0	31,5	17,3	49,0	6,2	25,0	1,5	1,5	0,07	0,30
		58,9		13,1		31,5		14,2		1,50		0,111	
5.	Podgórzyn	21		21		21		21		7		7	
		36,5	161,5	7,5	24,0	25,4	126,5	8,1	14,6	1,5	1,5	0,07	0,12
		78,4		12,8		50,3		11,0		1,50		0,097	
6.	Piechowice	21		21		21		21		7		7	
		40,5	123,0	6,5	58,5	22,3	81,9	8,1	15,0	1,5	1,5	0,07	0,11
		67,0		13,2		43,2		11,5		1,50		0,096	
7.	Karpacz	12		12		12		12		4		4	
		57,0	206,5	9,0	28,5	16,6	88,5	7,10	16,70	1,5	9,2	0,07	0,14
		98,2		17,60		43,0		10,30		3,40		0,101	
8.	Kowary	16		16		16		16		6		6	
		41,5	166,5	6,5	34,0	26,2	82,0	8,1	23,3	1,5	8,9	0,08	0,22
		84,5		17,0		46,4		11,5		2,70		0,139	
9.	Szklarska Poręba	6		6		6		6		2		2	
		58,0	115,5	10,0	20,5	29,1	94,5	9,6	12,1	1,5	1,5	0,09	0,12
		77,9		13,8		56,0		11,1		1,50		0,109	
10.	Średnia dla 9 gmin powiatu jeleniogórskiego – grunty rolne	156		156		156		156		51		51	
		32,9	206,5	6,5	103,5	13,4	126,5	6,2	68,3	1,5	19,8	0,06	2,18
		76,8		17,4		41,5		13,7		2,40		0,144	

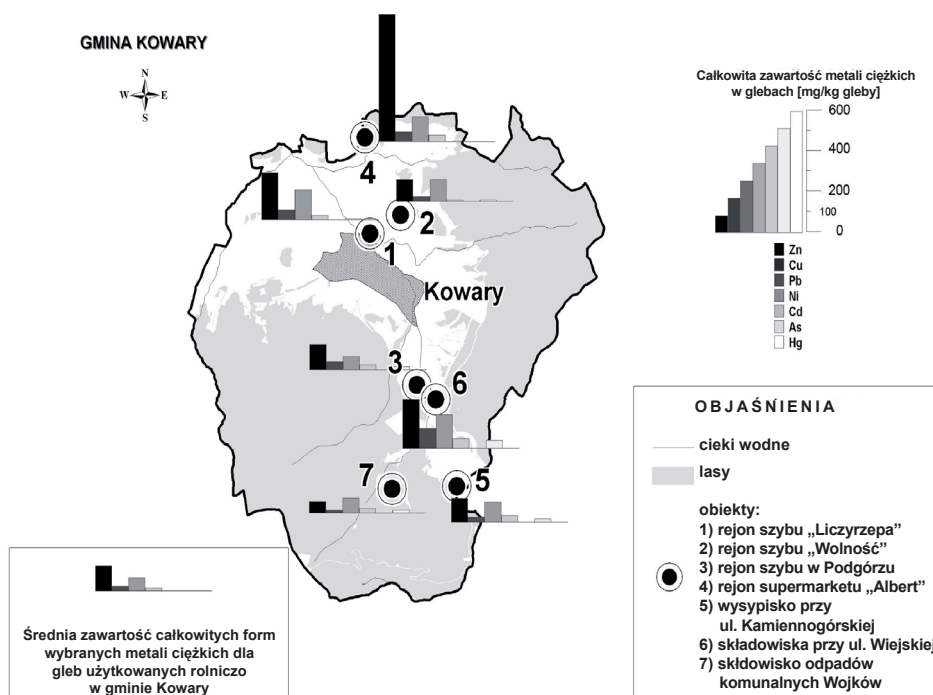
1* – liczba obiektów w gminie

2* – najniższa zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

3* – najwyższa zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

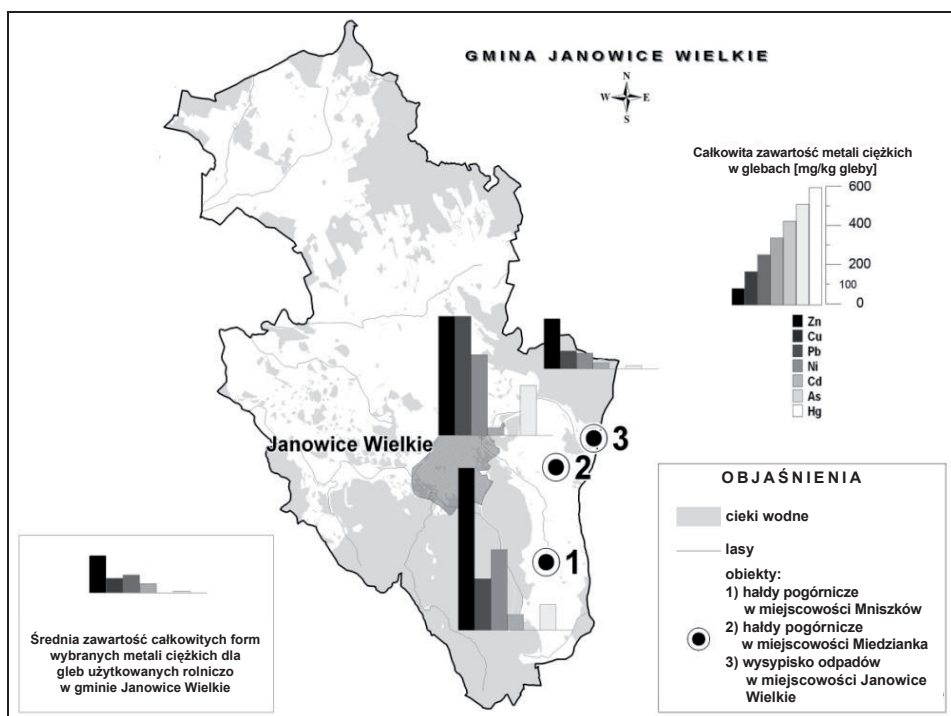
4* – średnia zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

Zawartości Hg dla 9 gmin powiatu jeleniogórskiego kształtowały się w granicach od 0,06 do 2,18 mg kg⁻¹ z wartością średnią 0,144 mg kg⁻¹. Współczynnik zmienności był najwyższy spośród omawianych pierwiastków i wynosił 2,04. Średnie koncentracje Hg dla poszczególnych gmin przyjmowały wartości od 0,09 mg kg⁻¹ w gminie Janowice Wielkie do 0,39 mg kg⁻¹ w gminie Mysłakowice. Przekroczenie standardu dla gruntów grupy B stwierdzono w 1 próbie z terenu gminy Mysłakowice (Dz. U. 2002 nr 165, poz. 1359). Średnie zawartości metali ciężkich dla gleb użytkowanych rolniczo w gminach Kowary i Janowice Wielkie na tle badanych „objektów uciążliwych” przedstawiają rysunki 2 i 3.



Rys. 2. Średnia zawartość całkowitych form wybranych metali ciężkich w glebach 7 badanych obiektów, na tle średniej zawartości tych samych pierwiastków dla gleb użytkowanych rolniczo w gminie Kowary (wykres w lewym, dolnym rogu)

Fig. 2. Mean concentration of total forms of selected heavy metals in the soils of 7 tested objects with the background mean concentration of these same elements in the in agricultural lands at area of Kowary (graph left, bottom corner)



Rys. 3. Średnia zawartość całkowitych form wybranych metali ciężkich w glebach 3 badanych obiektów, na tle średniej zawartości tych samych pierwiastków dla gleb użytkowanych rolniczo w gminie Janowice Wielkie (wykres w lewym, dolnym rogu)

Fig. 3. Mean concentration of total forms of selected heavy metals in the soils of 3 tested objects with the background mean concentration of these same elements in the in agricultural lands at area of Janowice Wielkie (graph left, bottom corner)

Zawartość metali ciężkich w otoczeniu „obiektów uciążliwych”

Hałdy odpadów oraz szyby po dawnym górnictwie metali kolorowych i rud uranowych, a także nielegalne wysypiska odpadów o różnym charakterze, zlokalizowane były w 7 spośród 9 badanych gmin powiatu jeleniogórskiego. W dalszej części pracy wszystkie wymienione obiekty określane będą jako „obiekty uciążliwe”. Znajdowały się w gminach Kowary (11 obiektów uciążliwych), Janowice Wielkie (3 obiekty), Piechowice (2 obiekty), Podgórzyn (1 obiekt), Karpacz (1 obiekt), Mysłakowice (1 obiekt), Stara Kamienica (3 obiekty).

W gminie Kowary istnieje aż 11 obiektów uciążliwych. Trzy spośród nich stanowiły rejon szybów „Wolność”, „Liczyrzepa” oraz „Podgórze” zlokalizowane na południe od miejscowości Kowary wraz ze znajdującymi się w ich pobliżu hałdami rudy uranowej, na których według danych literaturowych (Hartsch i wsp. 2007) zgromadzono łącznie

ok. 10 mln m³ materiału odpadowego. Podobny charakter miały również niewielkie hałdy przy ul. Wiejskiej na obrzeżu Kowar.

Kolejne 8 obiektów to nielegalne składowiska odpadów budowlanych oraz komunalnych i przemysłowych, znajdujące się w Kowarach przy ul. Rejtana, Sanatoryjnej, Kamiennogórskiej, a także w rejonie zalewu, supermarketu „Albert” i osiedla mieszkaniowego. Ponadto zlokalizowano wysypisko odpadów w lesie na przylegającym do miasta Kowary osiedlu Wojków.

Wartości średnie koncentracji poszczególnych pierwiastków dla obiektów uciążliwych porównywano z wartościami średnimi dla gruntów rolnych gminy za pomocą testu t-Studenta dla prób niezależnych.

Zawartości pierwiastków metalicznych wyższe od tła wyznaczonego na podstawie wyników dla gruntów rolnych gminy Kowary stwierdzono dla 7 spośród 11 omawianych obiektów (tab. 2).

Zawartości Zn istotnie wyższe od tła wyznaczonego przez wyniki dla gruntów rolnych gminy Kowary (76,8 mg · kg⁻¹) wykazano w rejonie szybu „Wolność” ($\alpha < 0,05$), supermarketu „Albert” ($\alpha < 0,01$) oraz w rejonie wysypiska na osiedlu Wojków ($\alpha < 0,001$) (tab. 2). W tym ostatnim przypadku koncentracje Zn sięgały 669,5 mg · kg⁻¹. Przekroczenie standardu dla zawartości Zn stwierdzono w 4 punktach. Na tych samych obiektach odnotowano istotnie wyższe od tła koncentracje Cu. Poziom istotności dla różnic pomiędzy średnimi był we wszystkich przypadkach niższy niż 0,01. Dla Cu nie wystąpiły przekroczenia standardów dla gruntów grupy B. Zawartości ołowiu wyższe od tła stwierdzono aż na 5 obiektach: w rejonie szybu „Liczyrzepa” ($\alpha < 0,05$), w rejonie szybu „Wolność” ($\alpha < 0,05$), supermarketu „Albert” ($\alpha < 0,005$), wysypiska przy ul. Kamiennogórskiej ($\alpha < 0,05$) oraz wysypiska na osiedlu Wojków ($\alpha < 0,05$). Na tych obiektach w 7 próbkach odnotowano przekroczenie standardu dla gruntów grupy B (Dz. U. 2002 nr 165, poz. 1359). Dla As koncentracje wyższe od tła stwierdzono w rejonie szybów „Liczyrzepa” ($\alpha < 0,05$), „Wolność” ($\alpha < 0,05$) oraz „Podgórze” ($\alpha < 0,05$), a ponadto w rejonie ul. Wiejskiej ($\alpha < 0,05$). W 6 punktach wykazano także przekroczenie standardu dla As. Były to próbki pobrane w sąsiedztwie szybów pourazowych. W przypadku Hg koncentracje wyższe od tła stwierdzono w rejonie szybu „Wolność” ($\alpha < 0,05$) oraz w rejonie wysypiska śmieci na osiedlu Wojków ($\alpha < 0,1$). W tym ostatnim przypadku brak statystycznej istotności wynikał z dużego rozrzutu wyników, niemniej jednak średnia dla obiektu przekraczała 1,0 mg · kg⁻¹, a w jednej z próbek zawartość Hg przekraczała standard dla gruntów grupy B i wynosiła 2,89 mg · kg⁻¹ (tab. 2).

W obrębie gminy Janowice Wielkie zlokalizowano 3 obiekty uciążliwe. Pierwszy z nich to rejon wydobywania rudy uranu „Miedzianka” w miejscowości o tej samej nazwie. W rejonie tym od XIV w. prowadzono wydobywanie metali kolorowych Cu, Pb, Zn i Ag, a w okresie 1948–1952 wydobywano rudę uranową. Na hałdach zgromadzono ok. 150 000 m³ materiału odpadowego. Drugi to złoża uranu „Mniszków” w Mniszkowie. Od XIV do XVII w. wydobywano na tym obszarze Cu i Au. Wydobywanie rudy uranowej prowadzono w tym rejonie w 1951 r., a na hałdach zgromadzono ok. 33 000 m³ materiału odpadowego. Trzeci z obiektów to nielegalne wysypisko gruzu i odpadów komunalnych w zakolu rzeki Bóbr na północ od miejscowości Janowice Wielkie.

Tabela 2
Table 2Zawartość metali ciężkich w glebach w otoczeniu „obiektów uciążliwych”
Concentration of heavy metals in the soils at “inconvenient objects”

Lp. No.	Gmina Com- mune	Zawartość poszczególnych metali (mg · kg ⁻¹) Content of selected heavy metals													
		Zn		Cu		Pb		Ni		Cd		As		Hg	
1	2	3		4		5		6		7		8		9	
1	Obiekty zlokalizowane w gminie Kowary	Rejon szybu „Liczyrzepa”													
		5 ^{1*}		5		5		5		5		5		5	
		52,0 ^{2*}	101,5 ^{3*}	16,0	22,0	50,0	111,4	17,9	29,2	0,08	0,08	4,4	33,4	0,12	0,20
79,0 ^{4*}		18,2		70,8		22,0		0,08		13,9		0,136			
2		Rejon szybu „Wolność”													
		6		6		6		6		6		6		6	
		55,5	405,5	20,0	122,5	31,8	286,8	14,6	60,4	0,08	1,50	6,9	71,0	0,10	0,57
167,6		71,5		114,2		32,40				29,20		0,328			
3		Rejon szybu w Podgórzu													
		5		5		5		5		5		5		5	
		27,5	52,0	6,5	10,5	23,2	75,9	12,9	20,0	0,08	0,08	3,1	22,2	0,07	0,21
38,6		8,8		49,9		15,7		0,08		13,1		0,147			
4		Hałda przemysłowa przy ul. Rejtana													
		3		3		3		3		3		3		3	
		72,5	91,0	11,0	14,0	40,9	51,8	8,7	9,6	0,08	0,12	2,5	4,1	0,08	0,13
79,3		12,7		45,4		9,3		0,09		3,2		0,103			
5		Rejon składowania gruzu budowlanego nad zalewem w mieście Kowary													
		3		3		3		3		3		3		3	
		53,0	87,0	7,5	13,0	30,4	53,6	7,5	10,4	0,08	0,08	3,10	5,70	0,10	0,20
66,8		11,0		40,6		8,9		0,08		4,10		0,145			
6		Rejon składowania gruzu budowlanego przy ul. Sanatoryjnej													
		3		3		3		3		3		3		3	
		59,5	133,5	11,5	24,0	32,7	64,1	9,6	12,9	0,08	0,08	3,35	4,85	0,16	0,30
90,0		17,3		49,2		11,0		0,08		4,05		0,242			
7		Rejon składowania gruzu budowlanego na osiedlu w granicach miasta Kowary													
		3		3		3		3		3		3		3	
		49,50	72,50	8,50	15,50	38,20	75,90	9,20	10,40	0,08	0,08	3,30	5,90	0,12	0,24
57,8		11,7		52,6		9,9		0,0		4,50		0,170			
8		Rejon supermarketu „Albert” w Kowarach													
		3		3		3		3		3		3		3	
	102,0	248,0	27,5	51,0	64,5	170,0	10,8	22,1	0,18	1,20	4,10	11,10	0,25	0,38	
160,2		36,0		102,3		16,5		0,52		7,43		0,314			
9	Wysypisko przy ul. Kamiennogórskiej														
	3,00		3,00		3,00		3,00		3,00		3,00		3,00		
	71,5	76,00	16,0	18,5	52,7	111,4	7,9	9,20	0,08	0,08	4,30	6,25	0,20	0,54	
74,0		17,2		74,1		8,6		0,08		5,22		0,314			

Tabela 2 c.d.
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9						
10	Obiekty zlokalizowane w gminie Kowary	Składowiska przy ul. Wiejskiej												
		3	3	3	3	3	3	3	3					
		78,5	105,0	12,5	52,5	45,9	50,0	11,7	22,5	0,08	0,08	8,95	23,15	0,06
		89,5	27,5	48,3	17,1	0,08	14,30	0,093						
11	Obiekty zlokalizowane w gminie Kowary	Składowisko odpadów komunalnych i przemysłowych w lesie na osiedlu Wojków												
		4	4	4	4	4	4	4	4					
		55,5	669,5	15,0	53,0	50,9	145,4	9,2	45,0	0,19	2,30	1,50	3,65	0,17
		436,4	34,1	84,8	22,2	0,95	2,48	1,089						
12	Obiekty zlokalizowane w gminie Janowice Wielkie	Hałdy pogórnice w miejscowości Miedzianka												
		11	11	11	11	11	11	11	11					
		196,0	1975	243	1034	70,8	934,1	16,7	40,4	0,1	2,3	1,5	900	0,13
		429,9	430,1	291,6	27,4	0,40	181	0,402						
13	Obiekty zlokalizowane w gminie Janowice Wielkie	Hałdy w miejscowości Mniszków												
		4	4	4	4	4	4	4	4					
		186,5	1525,0	63,5	493,0	57,3	853,2	27	87,1	0,08	2,9	18,7	221,5	0,05
		587,4	186,6	292,3	55,7	0,85	92,3	0,111						
14	Obiekty zlokalizowane w gminie Janowice Wielkie	Wysypisko odpadów i gruzu budowlanego w miejscowości Janowice Wielkie												
		6	6	6	6	6	6	6	6					
		56,0	415,0	26,0	124,0	31,4	83,4	15,8	30	0,08	1,05	7,2	21,1	0,10
		180,7	66,3	56,2	23,5	0,41	12,6	0,284						
15	Obiekty zlokalizowane w gminie Piechowice	Wysypisko odpadów budowlanych w Piechowicach												
		4	4	4	4	4	4	4	4					
		44,0	124,5	10,0	17,5	17,7	66,4	10,8	12,9	0,08	0,08	5,1	7,3	0,06
		73,4	12,8	40,8	11,7	0,08	6,5	0,092						
16	Obiekty zlokalizowane w gminie Piechowice	Wysypisko odpadów budowlanych przy miejscowości Pakoszów												
		4	4	4	4	4	4	4	4					
		73,0	122,5	19,5	22,5	27,5	59,1	14,2	28,3	0,08	0,08	0,6	4,8	0,09
		97,1	21,3	43,4	19,5	0,08	2,9	0,220						
17	Gmina Karpacz	Otoczenie szybu w Wilczej Porębie w rejonie Karpacza												
		3	3	3	3	3	3	3	3					
		55,0	113,0	30,5	38,5	90,4	146,4	15,4	20	0,08	0,08	149	230,5	0,18
		82,8	33,5	113,7	17,9	0,08	179,2	0,276						
18	Gmina Podgórzyn	Wysypisko odpadów komunalnych w rejonie miejscowości Staniszków												
		4	4	4	4	4	4	4	4					
		72,5	100,5	10,5	26,5	32,7	80,0	5,4	8,7	0,08	0,08	0,6	6,7	0,09
		83,0	19,5	47,5	7,6	0,08	3,6	0,146						

1* – liczba obiektów w gminie

2* – najniższa zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

3* – najwyższa zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

4* – średnia zawartość danego pierwiastka na badanych obiektach w gminie

Dla 2 spośród wymienionych obiektów stwierdzono wyższe od tła zawartości niektórych pierwiastków metalicznych. Były to hałdy odpadów po górnictwie metali kolorowych i rud uranowych w rejonie wsi Miedzianka oraz hałdy w rejonie wsi Mniszków.

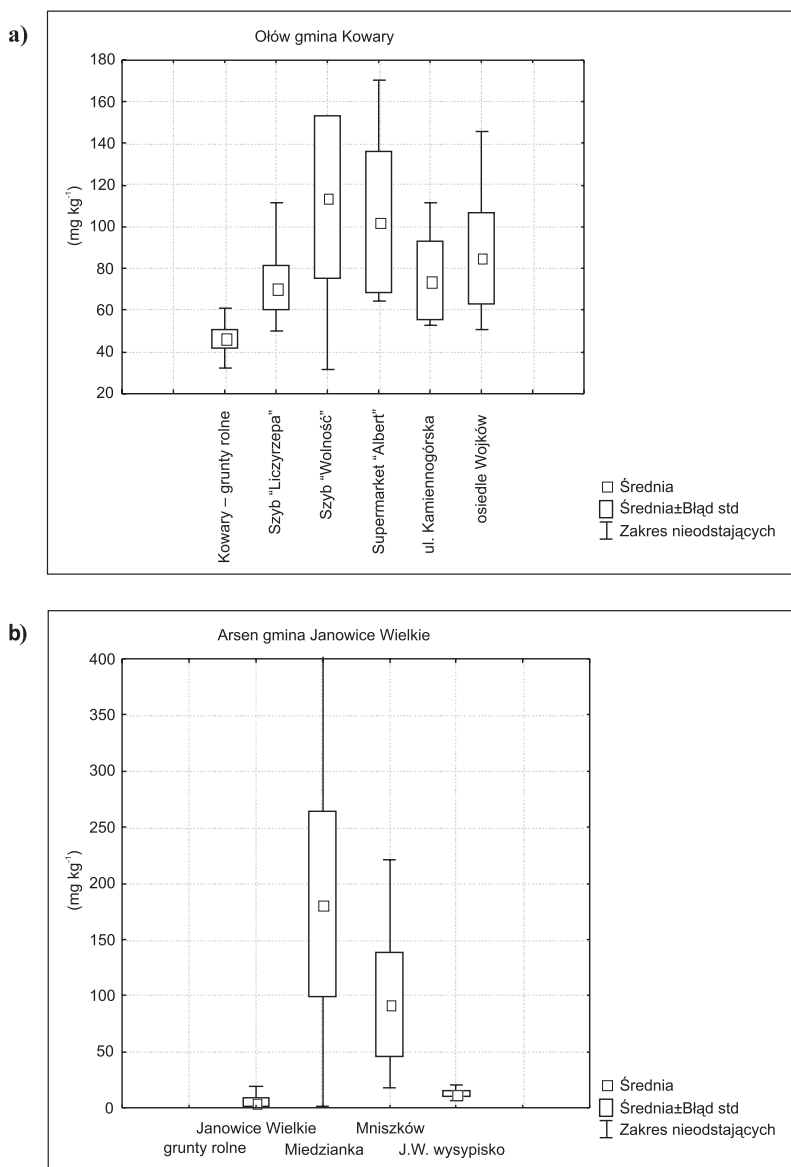
W otoczeniu hałd odpadów po górnictwie metali kolorowych i rud uranowych w rejonie wsi Miedzianka zarejestrowano wyższe od tła, wyznaczonego dla gruntów rolnych gminy Janowice Wielkie, zawartości Zn ($\alpha < 0,05$), Cu ($\alpha < 0,001$), i Pb ($\alpha < 0,005$). Jednocześnie na obszarze obiektu obserwuje się wielokrotne przekroczenia standardów jakości gleb: dla Zn w 4 próbkach na 11 badanych, dla Cu w 11 na 11, dla Pb w 9 na 11 i dla As w 10 na 11. W otoczeniu hałd po górnictwie rud w rejonie wsi Mniszków stwierdzono wyższe od tła, dla gminy Janowice Wielkie, zawartości Zn ($\alpha < 0,005$), Cu ($\alpha < 0,01$), Pb ($\alpha < 0,05$) oraz Ni ($\alpha < 0,01$). Przekroczenia standardów wykazano dla Zn w 2 próbkach spośród 4 badanych, dla Cu w 1 na 4, dla Pb w 2 na 4 i dla As w 3 próbkach z 4 badanych. Porównanie zawartości Pb i As na „obiektych uciążliwych” zlokalizowanych w gminach Kowary i Janowice Wielkie z koncentracjami tych samych pierwiastków na gruntach rolnych przedstawia rysunek 4.

Na terenie gminy Piechowice zlokalizowano dwa obiekty. Były to: nielegalne wysypisko odpadów budowlanych w obrębie miasta Piechowice oraz nielegalne wysypisko odpadów budowlanych (w szczególności asfaltów z frezowania nawierzchni dróg) w rejonie wsi Pakoszów. W próbkach gleb pobranych w bezpośrednim otoczeniu wymienionych obiektów nie obserwuje się wprawdzie przekroczenia standardów jakości gleby, niemniej jednak dla obiektu zlokalizowanego w Piechowicach stwierdzono statystycznie istotnie wyższą ($\alpha < 0,001$) od tła wyznaczonego dla gruntów rolnych gminy koncentrację As, natomiast dla obiektu w Pakoszowie wykazano statystycznie istotnie podwyższoną koncentrację Hg ($\alpha < 0,05$) (tab. 2).

Na terenie gminy Karpacz zlokalizowano jeden obiekt. Był to szyb po górnictwie rud uranowych w miejscowości Wilcza Poręba. W rejonie tego obiektu stwierdzono podwyższone (w odniesieniu do tła wyznaczonego dla gruntów rolnych gminy) zawartości Pb ($\alpha < 0,001$), As ($\alpha < 0,001$) i Hg ($\alpha < 0,05$). Przekroczenia standardów zarejestrowano dla Pb w 2 próbkach spośród 3 badanych i dla As w 3 próbkach z 3 badanych.

Na terenie gminy Podgórzyn zlokalizowano 1 obiekt. Było to nielegalne wysypisko odpadów komunalnych przy drodze z miejscowości Marczyce do miejscowości Staniszków. W rejonie tego obiektu nie stwierdzono podwyższonych (w odniesieniu do tła wyznaczonego dla gruntów rolnych gminy) zawartości pierwiastków metalicznych.

Podobnie nie odnotowano podwyższonych (w odniesieniu do tła wyznaczonego dla gruntów rolnych gminy) zawartości pierwiastków metalicznych w rejonie szybu w miejscowości Bobrów w gminie Mysłakowice oraz w rejonie 3 obiektów w gminie Stara Kamienica. Obiekty w miejscowościach Wojcieszycy i Romów zlokalizowane były w pobliżu miejsc wydobywania rudy uranowej, gdzie na hałdach zgromadzono ok. 38 000 m³ odpadów.



Rys. 4. Porównanie zawartości Pb na „objektach uciążliwych” zlokalizowanych w gminie Kowary z koncentracją tego pierwiastka w gruntach rolnych (rys. a) oraz porównanie zawartości As na „objektach uciążliwych” zlokalizowanych w gminie Janowice Wielkie z koncentracją tego pierwiastka w gruntach rolnych (rys. b)

Fig. 4. Comparison of Pb concentration at "inconvenient objects" and agricultural lands at area of Kowary (fig. a) and comparison of As concentration at "inconvenient objects" and agricultural lands at area of Janowice Wielkie (fig. b)

WNIOSKI

1. Zanieczyszczenie gleb na obszarach gruntów rolnych powiatu jeleniogórskiego praktycznie nie występuje lub ma charakter incydentalny. Odmianą sytuację obserwuje się na terenach przylegających do „obiektów uciążliwych”, którymi są zlokalizowane na terenie powiatu składowiska odpadów po dawnym górnictwie rud uranowych i metali kolorowych oraz powstające współcześnie nielegalne wysypiska odpadów komunalnych i budowlanych.

2. Wokół wspomnianych „obiektów uciążliwych” stwierdzono istotnie podwyższone, w stosunku do tła wyznaczonego dla gruntów rolnych, zawartości Zn, Cu, Pb, As i Hg.

3. Obiekty uciążliwe oddziaływające ujemnie na przyległe gleby są głównie skupione w gminach Kowary i Janowice Wielkie.

4. W otoczeniu „obiektów uciążliwych” Zn, Cu, Pb i As występują w sposób skojarzony, tzn. podwyższonej zawartości jednego z tych pierwiastków towarzyszą podwyższone zawartości pozostałych. Wynika to z przenikania tych pierwiastków do obiegu geochemicznego z polimetalicznych złóż eksploatowanych w przeszłości na terenie Kotliny Jeleniogórskiej.

5. Przekroczenia standardów dla gruntów grupy B występowały w otoczeniu „obiektów uciążliwych” dla As – 19 próbek, Pb – 18 próbek, Cu – 11 próbek, Zn – 8 próbek i Hg – 1 próbka.

6. Obiektami o największej uciążliwości dla środowiska są hałdy pogórnice w miejscowości Miedzianka w gminie Janowice Wielkie i hałdy po górnictwie uranu na południe od miejscowości Kowary.

PIŚMIENNICTWO

- Hartsch J., Waage S., Grabas K., Koszela J., 2007. Zwalczanie negatywnych następstw przedsięwzięć górniczych – postępowanie z kontaminantami radioaktywnymi w regionie Jeleniej Góry w Polsce południowo-zachodniej. Politechnika Wrocławska, Raport serii SPR nr 31.
- Huczyński B., 1986. Warunki przyrodnicze produkcji rolnej województwa jeleniogórskiego. Wyd. IUNG, Puławy: 1–49.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
- Karczewska A., Bortniak M., 2006. Chrom i inne metale ciężkie w glebach wrocławskich terenów wodonośnych w sąsiedztwie hałdy żużla żelazochromowego w Siechnicach. Rocz. Glebozn., 59, 3/4: 152–160.
- Kaszubkiewicz J., Kawałko D., Perlak Z., 2010. Concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Horizon of Soils in Immediate Neighbourhood of Illegal Waste Dumps in the District of Jelenia Góra. Polish J. of Environ. Stud. Vol. 19, No. 1: 73–82.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. 2002. Dz. U. nr 165 poz. 1359.

Terelak H., Motowicka-Terelak T., Stuczyński T., Budzyńska K., 1995. Zawartość metali ciężkich i siarki w glebach użytków rolnych Polski oraz ich zanieczyszczenie tymi składnikami. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 418: 45–59.

CHOSEN ASPECTS OF SOIL POLLUTION WITH HEAVY METALS AT JELENIA GÓRA DISTRICT AREA

S u m m a r y

The main aim of this work was analyzing the total concentration of Zn, Cu, Pb, Cd, Ni and As, Hg in the soils near dumps of nonferrous metals and illegal waste dumps at Jelenia Góra district area. The geochemical background of heavy metals in agricultural lands at 9 communes was defined for estimating degree of each object's influence for the soils. The results show no contamination in agricultural lands at Jelenia Góra district area. Significantly higher concentrations of heavy metals in the neighborhood of "inconvenient objects" were observed in comparison with the geochemical background. The concentration of Zn, Cu, Pb and As are in a coincidence, it means that when the concentration one of them is higher, than the concentration the others is higher, too.

KEY WORDS: mining of nonferrous metals, illegal waste dump, heavy metals, agricultural lands

Recenzent – Reviewer: prof. Halina Smal, UP w Lublinie

Tomasz Stuczyński, Artur Łopatka, Grzegorz Siebielec

**ZASOBY MATERII ORGANICZNEJ W GLEBACH
WOJEWÓDZTWA DOLNOŚLĄSKIEGO – STAN OBECNY
I PROGNOZA ZMIAN***

**ORGANIC MATTER CONTENT IN SOILS
OF LOWER SILESIA REGION – CURRENT STATE
AND PROGNOSIS OF CHANGES**

Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Pulawach

Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute in Pulawy

W pracy dokonano analizy obecnego stanu zasobów materii organicznej w glebach województwa dolnośląskiego w ujęciu przestrzennym oraz oszacowano ich zmiany w perspektywie 2020 roku. Obecny stan zawartości materii organicznej w glebach został przedstawiony na mapach cyfrowych opracowanych z wykorzystaniem dostępnych danych z profili metodą geokodowania przestrzennego. Porównanie wyników analiz profili wzorcowych badanych w latach 70. oraz w 2003 r. wskazuje na silny trend spadku zawartości materii organicznej w glebach o wyższej zawartości początkowej. Natomiast gleby charakteryzujące się niską wyjściową zawartością materii organicznej wykazują wzrost jej zasobów. Opisane prawidłowości mogą być najprawdopodobniej wyjaśnione zmianami w stosunkach wodnych badanych gleb – w większości gleb wyjściowo zasobnych w materię organiczną doszło do obniżenia poziomu wód gruntowych, co jest czynnikiem odpowiedzialnym za zwiększenie mineralizacji substancji organicznej. Dla kontrastu, w glebach wyjściowo względnie nisko zasobnych w próchnicę, o opadowym typie gospodarki wodnej, kształtowanie jej zasobów nigdy nie było istotnie zależne od poziomu wody gruntowej – obserwowany tutaj wzrost zawartości może być wyjaśniony wzrostem plonów ilości resztek poźniowych wchodzących w cykl przemian węgla. Ocena zmian zawartości materii organicznej w ujęciu przestrzennym ukazuje jednoznacznie ujemny bilans węgla glebowego w całym regionie.

*Badania finansowane ze środków Terenowego Funduszu Ochrony Gruntów.

Do cytowania – For citation: Stuczyński T., Łopatka A., Siebielec G., 2010. Zasoby materii organicznej w glebach województwa dolnośląskiego – stan obecny i prognoza zmian. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 149–162.

Analizy wykonane z wykorzystaniem modelu wskazują na kontynuację obserwowanego trendu w kolejnych dekadach, co niesie ze sobą ryzyko pogorszenia funkcji gleb.

SŁOWA KLUCZOWE: materia organiczna, próchnica, prognoza

WSTĘP

Na materię organiczną gleb składają się różne związki organiczne, występujące jako specyficzne związki próchnicowe, nie rozłożone resztki roślinne, produkty ich częściowego rozkładu, biomasa mikroorganizmów oraz niespecyficzne związki chemiczne: węglowodany, celuloza, lignina, białka, tłuszcze i inne. Próchnica, stanowiąca około 90% całkowitej ilości substancji organicznej gleby, jest mieszaniną substancji o złożonej budowie i zróżnicowanych właściwościach, zależnych od stopnia humifikacji. Powstaje ona w wyniku biochemicznych przemian produktów biologicznego rozkładu związków organicznych, wchodzących w skład roślin i organizmów glebowych.

W procesach przemian uczestniczą gatunki należące zarówno do mikroflory, jak i mezo- oraz mikrofauny. Wzajemne stosunki biotyczne między tymi organizmami są zależne od naturalnych warunków siedliskowych, a także oddziaływań antropogenicznych. Złożone interakcje zachodzące w środowisku pomiędzy czynnikami abiotycznymi, będącymi w relacji z ukształtowaniem terenu, zasobami wody, zdolnościami retencyjnymi i zasobnością gleb a składnikami biotycznymi związanymi z liczebnością i składem organizmów glebowych oraz typem zbiorowisk roślinnych decydują o ilości i jakości powstających związków próchnicowych. Specyficzne związki powstające w trakcie humifikacji biorą udział w procesach syntezy, prowadzącej do powstania wielkocząsteczkowych substancji tworzących próchnicę, czyli tzw. związki humusowe. Związki te można podzielić na frakcje, które różnią się pomiędzy sobą właściwościami chemicznymi, przykładem są kwasy huminowe i fulwowe.

Materia organiczna gleb jest podstawowym wskaźnikiem ich jakości, decydującym o właściwościach fizykochemicznych, takich jak: zdolności sorpcyjne i buforowe oraz procesach biologicznych, warunkujących wiele przemian, ważnych z punktu widzenia funkcjonowania siedliska, określanych mianem aktywności biologicznej. Wysoka zawartość próchnicy w glebach jest czynnikiem stabilizującym ich strukturę, zmniejszającym podatność na zagęszczenie oraz degradację w wyniku erozji wodnej i wietrznej (Van Bavel, Schaller 1950, Key 1998, Fenton i wsp. 1999, Dexter i wsp. 2008).

Zachowanie zasobów próchnicy glebowej jest istotne nie tylko ze względu na utrzymanie produkcyjnych funkcji gleb, ale również z punktu widzenia roli gleb w sekwestracji (wiązaniu) dwutlenku węgla do atmosfery, przyczyniającej się do zmniejszenia efektu cieplarnianego. Intensywne użytkowanie gleb w monokulturach i systemach uprawowych niszczących strukturę i zmierzających do nadmiernej aeracji siedlisk powoduje mineralizację próchnicy i uwalnianie dużych ilości dwutlenku węgla do atmosfery, liczących się w całkowitym bilansie emisji z różnych sektorów gospodarki.

O naturalnym zróżnicowaniu zawartości próchnicy w glebach decydują takie czynniki, jak: uziarnienie, położenie w terenie i stosunki wodne. Gleby lekkie, występujące

w wyższych położeniach terenu, poza zasięgiem działania wód gruntowych, zazwyczaj cechuje niższa zawartość próchnicy niż gleby zwięzłe, o opadowo-gruntowym typie gospodarki wodnej. Najwyższą zawartością materii organicznej charakteryzują się gleby hydrogeniczne, powstałe w siedliskach zależnych od wody, takie jak: czarne ziemie i gleby torfowe.

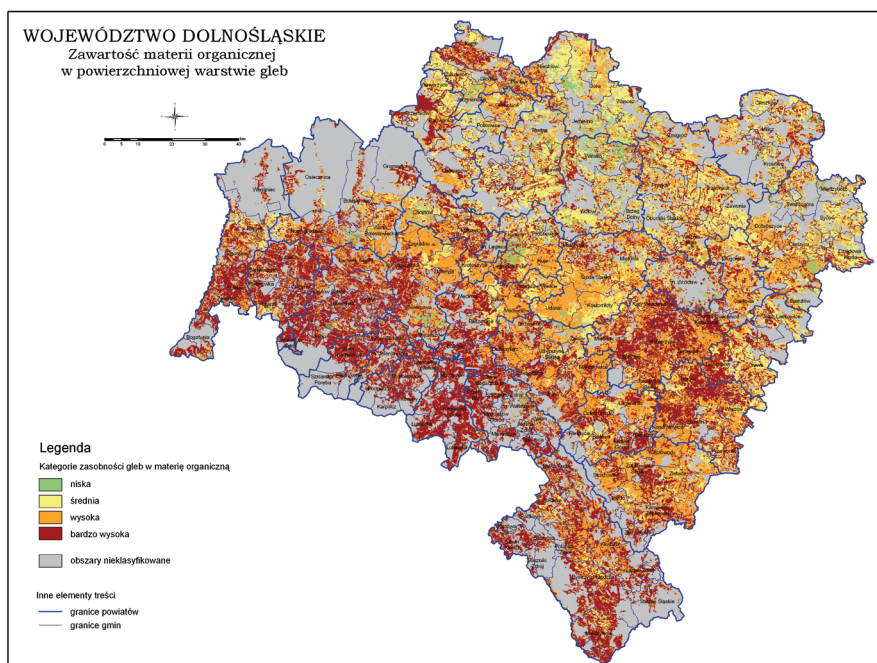
Spośród czynników antropogenicznych, na zawartość materii organicznej w glebie, największy wpływ mają: sposób użytkowania ziemi (tzn. orny, łąkowy, leśny), intensyfikacja rolnictwa, dobór roślin uprawnych oraz poziom nawożenia organicznego i stosowane techniki uprawy roli.

Ubytek próchnicy jest ważnym wskaźnikiem pogorszenia warunków siedliskowych oraz żyzności gleb. Nieracjonalne rolnicze ich wykorzystanie związane na przykład z melioracjami odwadniającymi i przyspieszona mineralizacja wywołana zbyt intensywną uprawą może prowadzić do spadku zawartości materii organicznej. Nadmierne uproszczenie płodozmianów oraz dominacja roślin zbożowych może powodować ograniczenie ilości resztek organicznych, wchodzących w cykl przemian próchnicy, a w konsekwencji spadek jej zawartości w glebach. W ostatnich latach, w niektórych regionach kraju obserwuje się wzrost powierzchni użytków rolnych, wykorzystywanych wyłącznie dla celów produkcji roślinnej, w gospodarstwach bezinwentarzowych, a więc pozbawionych nawożenia organicznego (Ziętara 2005).

Celem analizy była ocena obecnego stanu oraz prognoza zmian zasobności gleb województwa dolnośląskiego w materię organiczną w ujęciu przestrzennym.

MATERIAŁ I METODY

Ocenę aktualnego stanu zasobności gleb województwa dolnośląskiego w materię organiczną wykonano na podstawie wyników badań, tzw. monitoringowych, przeprowadzonych w latach 1995–1998, w około 3 tys. punktów o znanych współrzędnych geograficznych. Mapa zawartości materii organicznej (rys. 1) powstała w procesie geokodowania przestrzennego, w którym uwzględniono gatunek gleby, kompleks przydatności rolniczej oraz odległość danego poligonu mapy glebowo-rolniczej (jego środka) od najbliższego punktu monitoringowego, o zbliżonej do danego poligonu charakterystyce uziarnienia, przydatności rolniczej i użytkowaniu. Warunkiem koniecznym przyporządkowania zawartości próchnicy zmierzonej w wybranym punkcie monitoringowym do odpowiedniego poligonu na mapie glebowo-rolniczej była zgodność użytkowania. Pozostałym kryteriom przyporządkowania charakterystyk punktów monitoringowych do poligonów na mapie glebowo-rolniczej zostały nadane wagi wyrażone w punktach. Za zgodność gatunku uziarnienia w warstwie ornej przyznawano zawsze 90 punktów, za zgodność kompleksu 6 punktów, natomiast za odległość pomiędzy środkiem poligonu i punktem monitoringowym maksymalnie 4 punkty, w przypadku gdy ich położenia były identyczne. Przyporządkowanie danych z punktów monitoringowych do poligonów zostało zrealizowane z wykorzystaniem aplikacji opracowanej w programie ArcView, stosując w tworzeniu relacji kryterium maksymalnej liczby uzyskanych punktów, zgodnie z opisanym wyżej algorytmem.



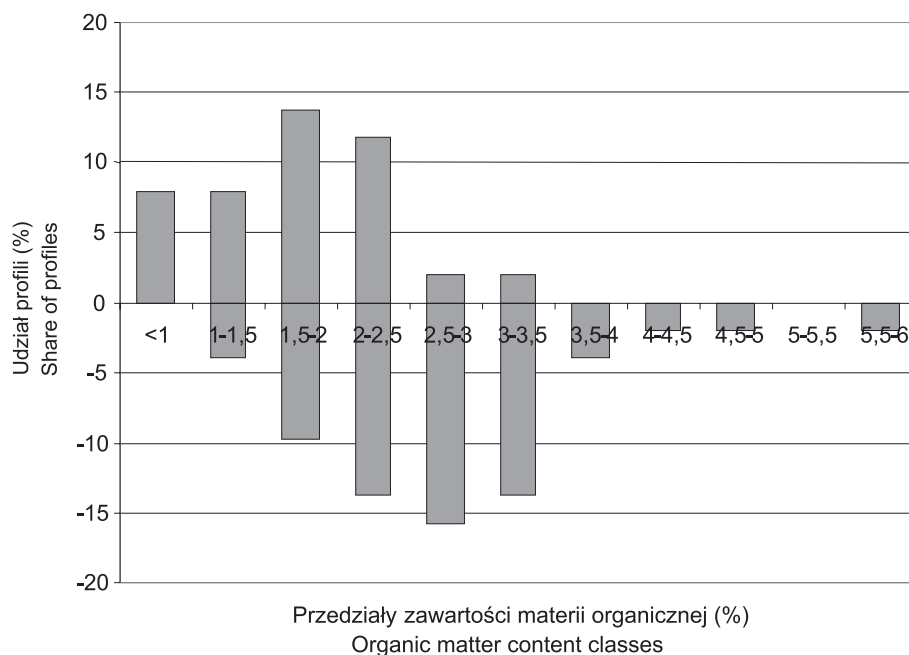
Explanation for organic matter content: niska – low, średnia – medium, wysoka – high, bardzo wysoka – very high, obszary niesklasyfikowane – not classified areas

Rys. 1. Zawartość materii organicznej w powierzchniowej warstwie gleb województwa dolnośląskiego

Fig. 1. Organic matter content in upper layer of Lower Silesia Region soils

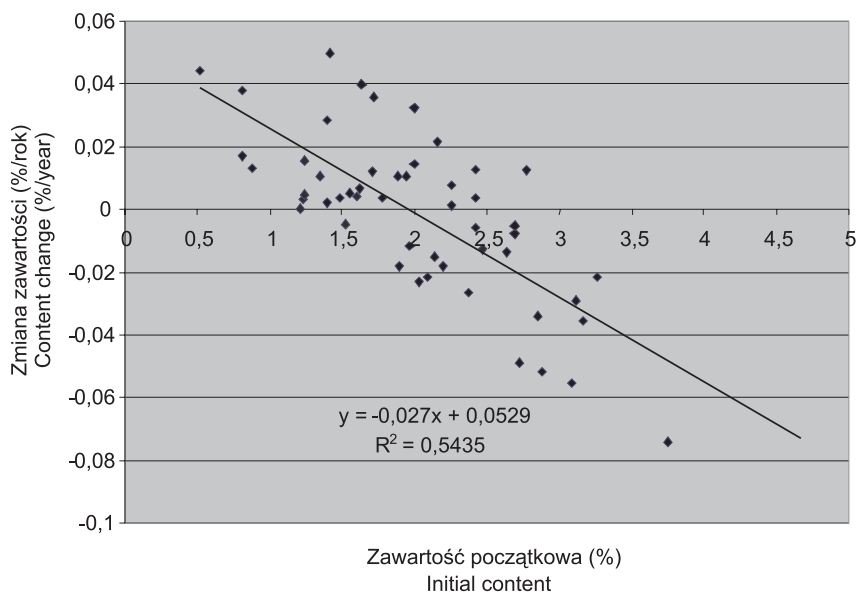
Na podstawie wyników badań profili wzorcowych o znanych współrzędnych geograficznych, analizowanych w latach 60. i 70. XX w. oraz wyników pomiarów wykonanych w tych samych profilach w 2003 r. – dokonano analizy trendów zmian zawartości próchnicy w glebach regionu (rys. 2). Uzupełnieniem analizy zmian zawartości materii organicznej, na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat, jest prognoza zmian w perspektywie roku 2020. Prognoza taka umożliwia wydzielenie obszarów ryzyka na podstawie zaobserwowanych trendów czasowych, dla siedlisk o różnym typie gospodarki wodnej. W prognozie wykorzystano algorytm opisujący obserwowane zmiany materii organicznej w czasie, w zależności od jej początkowych zasobów. Opisuje on kształtowanie stanu równowagi zasobów próchnicy, odzwierciedlając fakt, że zmiany zawartości materii organicznej w glebach związane są z dwoma przeciwstawnymi procesami: mineralizacją i akumulacją. Proces mineralizacji prowadzi do spadku zawartości materii organicznej w glebie, a jego tempo najsilniej zależy od początkowej zawartości materii organicznej. Proces depozycji powoduje wzrost zawartości próchnicy dzięki stałemu dopływowi materii organicznej ze źródeł takich jak resztki poźniwne czy też nawożenie organiczne.

Jak już wspomniano, dane z profili wzorcowych, analizowanych w różnych latach były podstawą dla ustalenia związku pomiędzy tempem zmian materii organicznej a jej początkową zawartością w glebie. Zależność pomiędzy wyjściową zawartością materii organicznej w próbkach pobranych z profili w latach 1963–1980 a tempem jej zmian, obliczonym na podstawie porównania ze stanem w roku 2003, przedstawiono na rysunku 3 – im wyższa początkowa zawartość materii organicznej w glebie, tym większy roczny spadek jej zawartości. Skonstruowany na podstawie zależności model uwzględnia w integralny sposób modyfikację bilansu procesów mineralizacji i akumulacji wraz ze zmianą zawartości próchnicy w kolejnych, rocznych krokach czasowych prognozy.



Rys. 2. Kierunki zmian zawartości materii organicznej w glebie w okresie od 1968–1980 do 2003 r. w zależności od zawartości początkowej

Fig. 2. Trends of soil organic matter changes in the period from 1968–1980 to 2003 as dependent on its initial content



Rys. 3. Zależność pomiędzy zawartością materii organicznej w latach 70. XX w. a tempem jej zmian

Fig. 3. Relation between soil organic matter content in the seventies of XX century and rate of its changes

WYNIKI I DYSKUSJA

Analizując obecny stan materii organicznej w glebach użytków rolnych województwa dolnośląskiego stwierdzamy, że największy udział w pokrywie glebowej (43,3%) stanowią utwory klasyfikowane w przedziale wysokiej zawartości (2,0–3,5%) próchnicy (tab. 1, rys. 1). Niską zawartością materii organicznej (poniżej 1%) charakteryzuje się zaledwie 3,4% gleb użytków rolnych województwa, natomiast duży udział mają (23,7%) gleby o średniej zawartości. Jak wskazują wcześniejsze badania, przeprowadzone w województwie podlaskim, gleby o wysokiej i średniej zawartości próchnicy są najbardziej zagrożone procesami mineralizacji i degradacji glebowej materii organicznej, zwłaszcza w wyniku osuszania siedlisk powodowanych melioracjami.

Do najmniej zasobnych w materię organiczną należą gleby powiatów: górowskiego (2,08%) i wołowskiego (2,28%), co wyraża się stosunkowo dużym udziałem gleb o niskiej zasobności i znacznie niższym niż średnia dla województwa udziałem gleb bardzo zasobnych w próchnicę (> 3,5%). Największymi zasobami materii organicznej charakteryzuje się pokrywa glebowa powiatów: jeleniogórskiego, kamiennogórskiego, lwóweckiego, gdzie gleby o bardzo jej wysokiej zawartości stanowią ponad 60% wszystkich gleb, a łączny udział gleb o niskiej i średniej zawartości próchnicy nie przekracza 5% (tab. 1). Akumulacja próchnicy na tych obszarach wynika z warunków geologicznych i obecności dużych powierzchni utworów wietrzeniowych, o zwięzłym składzie, zdol-

nych do retencjonowania dużej ilości wody. Istotne znaczenie ma tutaj również niska temperatura oraz wysoki poziom opadów, decydujące o znacznie niższym niż na nizinach tempie procesów mineralizacji.

Tabela 1

Table 1

Średnia zawartość i procentowy udział powierzchni gleb użytków rolnych w różnych klasach zasobności w materię organiczną w 2003 roku
Mean soil organic mater content and percentage of agricultural area in different organic matter content classes in 2003

Powiat District	Średnia zawartość w (%) Mean OM content	Procentowy udział gleb o zasobności Percent of soils with OM content			
		niskiej low (<1%)	średniej medium (1–2%)	wysokiej high (2–3%)	bardzo wysokiej very high (>3,5%)
bolesławiecki	3,16	1,7	16,1	54,5	27,8
dzierżoniowski	3,19	0,4	17,6	57,4	24,6
głogowski	3,19	4,5	34,7	34,5	26,3
górowski	2,08	12,3	48,2	32,8	6,7
jaworski	3,31	0,3	17,3	43,4	39,0
jeleniogórski	4,86	1,3	1,3	16,5	80,9
kamiennogórski	5,27	1,0	1,1	13,3	84,5
kłodzki	3,90	1,4	10,3	30,7	57,5
legnicki	2,60	6,3	25,3	51,9	16,5
lubański	3,52	1,6	10,8	50,6	37,1
lubiński	2,44	5,7	48,8	29,2	16,4
lwówecki	3,70	1,8	1,8	35,8	60,6
milicki	2,74	5,4	43,9	29,6	21,1
oleśnicki	2,43	6,5	41,3	37,0	15,2
oławski	2,86	0,1	37,4	39,9	22,5
polkowicki	2,97	2,6	39,5	32,4	25,5
strzeliński	3,08	0,0	18,6	54,8	26,6
średzki	2,48	1,9	29,2	55,3	13,7
świdnicki	3,08	1,8	14,0	60,0	24,1
trzebnicki	2,45	4,0	45,0	37,6	13,4
wałbrzyski	4,86	5,1	3,2	15,1	76,6
wołowski	2,28	16,5	39,0	30,4	14,1
wrocławski	3,09	0,2	16,6	57,8	25,4
ząbkowicki	2,91	0,7	13,5	64,6	21,2
zgorzelecki	3,54	0,8	12,0	52,3	34,8
złotoryjski	2,99	2,9	8,7	57,9	30,6
Jelenia Góra (m)	4,63	1,3	2,0	22,3	74,4
Legnica (m)	2,84	5,3	18,9	55,4	20,3
Wrocław (m)	2,95	9,1	16,2	43,5	31,2
dolnośląskie	3,22	3,4	23,7	43,3	29,7

Nieco bardziej zróżnicowana pod względem zasobów materii organicznej jest pokrywa glebowa powiatu wałbrzyskiego, gdzie udział gleb bardzo zasobnych wynosi ponad 75%. Jednocześnie gleby o niskiej zawartości zajmują tutaj ponad 5% powierzchni. Obserwowane kontrasty wynikają głównie ze zróżnicowania pochodzenia geologicznego i uziarnienia skał macierzystych gleb.

Porównując dane o zawartości próchnicy w latach 60. i 70. oraz wyniki pomiarów wykonanych w tych samych profilach w 2003 r., w poziomach powierzchniowych stwierdza się spadek zawartości materii organicznej w 33 spośród 56 profili. W 23 profilach zanotowano przyrost zawartości materii organicznej. Należy podkreślić, że spadek zawartości materii organicznej, na przestrzeni ostatnich 30–40 lat, dotyczy głównie gleb o wyższej początkowej jej zawartości (rys. 2). Ubytku próchnicy nie stwierdzono jedynie w dwóch z dwudziestu profili, w których zawartość początkowa przewyższała 2,5%. W przedziale zawartości początkowej 1,5–2,5% zanotowano zarówno spadki, jak i wzrosty zawartości materii organicznej, a ich procentowy udział był podobny. W przypadku gleb o niższej zawartości w latach 70. z reguły następował wzrost zasobności w materię organiczną.

Średni przyrost materii organicznej w glebach o niskiej początkowej zawartości (poniżej 1%) wynosił nieco ponad 100%. W przypadku gleb o średniej wyjściowej zasobności (1–2%) średni przyrost liczył 30%, co wynika z dużego wzrostu zawartości w trzech profilach. Mediana zmiany zawartości materii organicznej, w tej grupie profili, wynosi 2% (tab. 2). W 7 spośród 18 profili, o średniej początkowej zasobności, nastąpił nieznaczny jej spadek. Zawartość materii organicznej w glebach o bardzo wysokiej początkowej zasobności w próchnicę (> 3,5%), zmniejszyła się średnio o 38% (tab. 2).

Przyrost zawartości materii organicznej stwierdzono w większości przypadków na glebach lekkich, często okresowo zbyt suchych. Akumulację próchnicy w tych glebach można tłumaczyć sposobem ich rolniczego użytkowania, stosowanym płodozmianem, nawożeniem organicznym i innymi elementami agrotechniki. Należy zaznaczyć, że gleby lekkie w większości charakteryzuje opadowy typ gospodarki wodnej, a zatem na kształtowanie warunków akumulacji próchnicy podsiąk kapilarny wód gruntowych nie ma większego wpływu. Wzrost wysokości plonów, a tym samym ilości resztek poźniwnych, w ostatnich kilkudziesięciu latach – spowodował wzrost ilości biomasy wchodzącej w cykl przemian próchnicy. Kontrastuje to z kierunkiem zmian zawartości materii organicznej w glebach o początkowo wysokich jej zasobach, w większości zależnych od podsiąku kapilarnego, funkcjonujących w opadowo-gruntowym typie gospodarki wodnej. Charakteryzuje je wysoka bądź bardzo wysoka wyjściowa zawartość próchnicy, przy czym w większości profili obserwuje się zdecydowany spadek jej zasobów. Obydwie grupy gleb współwystępują w mozaice i są użytkowane w podobnym systemie uprawy, w tych samych warunkach klimatycznych. Co więcej, w obydwu typach siedlisk, wyróżnionych ze względu na rodzaj gospodarki wodnej, nastąpił wzrost ilości resztek poźniwnych wchodzących do bilansu próchnicy. Zatem, zasadniczym czynnikiem wyjaśniającym odmienny kierunek przemian próchnicy w glebach o różnym typie gospodarki wodnej jest zmiana stosunków wilgotnościowych i obniżenie poziomu lustra wody gruntowej w glebach o opadowo-gruntowym typie zasilania w wodę, prowadzące do zwiększenia ich aeracji i mineralizacji próchnicy. W pewnym stopniu, zmiana zawartości materii organicznej w wierzchniej warstwie gleby może być efektem rozcieńczenia poziomu próch-

nicznego gleby poprzez pogłębienie orki do głębokości 30 cm, stosowane na cięższych glebach pod wymagające rośliny. Nie następowała wówczas zmiana całkowitej ilości materii organicznej w profilu gleby, mogło jednak dochodzić do wymieszania warstw gleby o różnej zasobności w próchnicę.

Tabela 2

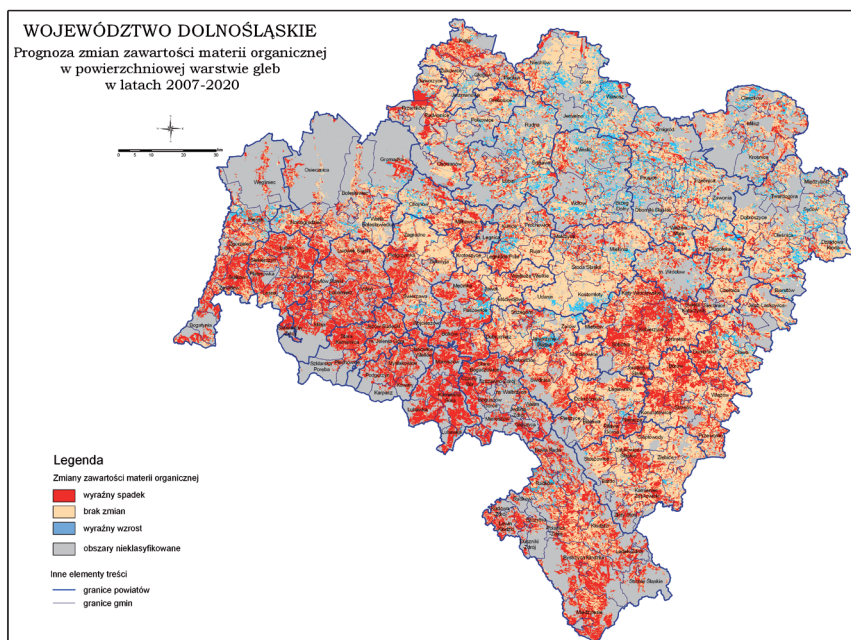
Table 2

Zmiany zawartości materii organicznej w glebach na podstawie analiz profili wzorcowych
Changes in soil organic matter content assessed based on representative soil profiles

Kategorie zasobności OM content class		Procentowy udział profili w latach 1968–1980 Percentage share of profiles in 1968–1980 years	Procentowy udział profili w 2003 r. Percentage share of profiles in 2003 year	Średnia zawartość 1970 r. Mean OM content in 1970 year	Średnia zawartość 2004 r. Mean OM content in 2004 year	Średnia procentowa zmiana zawartości Mean percentage change of content	Mediana procentowej zmiany zawartości Median of content change
≤ 1%	niska	7,1	0	0,83	1,71	120,3	99,6
1–2%	średnia	32,1	50,0	1,60	2,07	30,7	2,1
2–3%	wysoka	53,6	42,9	2,69	2,27	-14,3	-19,2
> 3,5%	b. wysoka	7,1	7,1	4,32	2,78	-38,4	-37,1

W przypadku pogłębienia obserwowanych w ostatnich dekadach ujemnych bilansów wodnych w sezonie wegetacyjnym – należy zakładać dalsze przesuszenie siedlisk o opadowo-gruntowym typie gospodarki wodnej, potęgujące procesy mineralizacji i dalszy spadek zawartości próchnicy. Natomiast w glebach lekkich, w perspektywie dalszego wzrostu plonów i ilości resztek poźniwnych, można prognozować trend wzrostu zasobów glebowej materii organicznej, a zmiany stosunków wodnych, rozumiane jako obniżenie poziomu lustra wody gruntowej, nie mają tutaj większego znaczenia. Wynika to z faktu, że poziom wody gruntowej w profilu tych gleb jest głęboki i nie oddziałuje zasadniczo na warunki akumulacji próchnicy w wierzchnich poziomach.

Dzięki zaobserwowanym na podstawie badań profili wzorcowych prawidłowościom, opracowano przestrzenną prognozę zmian zawartości materii organicznej w glebach, w perspektywie 2020 r. (rys. 4). Według wyliczeń modelu poziomu równowagi, przy którym zawartość materii organicznej w glebie będzie względnie stabilna, wynosi 1,97%. Scenariusz ten zakłada systematyczne zwiększanie zawartości materii organicznej w glebach lekkich i zmniejszanie jej zasobów w glebach o opadowo-gruntowym typie gospodarki wodnej, zakładając brak ingerencji w stosunki wodne gleb, związane na przykład z melioracjami nawadniającymi.



Explanation for OM change: wyraźny spadek – significant decrease, brak zmian – no change, wyraźny spadek – significant decrease, obszary niesklasyfikowane – not classified areas

Rys. 4. Progniza zmian zawartości materii organicznej w powierzchniowej warstwie gleb województwa dolnośląskiego w latach 2007–2020

Fig. 4. Prognosis of organic matter content change in upper layer of soils in Dolnośląskie Region in 2007–2020

W tabeli 3 przedstawiono przewidywane zmiany zawartości materii organicznej w glebach poszczególnych powiatów jako procentowy udział gleb, na których przewidywany jest dany kierunek zmian. W analizie przestrzennej przyjęto kryterium oceny, zakładające, że zmiany zawartości próchnicy $\pm 10\%$ mieszczą się w granicach błędów, natomiast zmiany powyżej tego poziomu klasyfikuje się odpowiednio jako wyraźny wzrost bądź spadek jej zawartości. W tabeli 4 przedstawiono bilans przewidywanych zmian zasobów materii organicznej w obszarze poszczególnych powiatów, w perspektywie 2020 r., wyrażony w tysiącach ton węgla organicznego. Przewiduje się, że przy zachowaniu obecnych trendów, na obszarze wielu powiatów, np. jeleniogórskiego, kamiennogórskiego, kłodzkiego, lubańskiego, lwóweckiego, wałbrzyskiego, zgorzeleckiego, zdecydowanie dominować będzie wyraźny spadek zawartości materii organicznej (tab. 3). W efekcie, spodziewany jest na tych obszarach silnie negatywny bilans zasobów węgla organicznego w ujęciu dla całego powiatu (tab. 4). We wszystkich powiatach województwa przewidywany bilans będzie negatywny. Wielkość strat węgla na obszarach spadku zawartości próchnicy przewyższa wyraźnie akumulację węgla w glebach lekkich. Jedynie w powiatach, w których udział gleb o wysokiej zawartości materii organicznej jest nie-

wielki (górowski, lubiński, wołowski), prognozowana akumulacja węgla w glebie niemal zrównoważy spodziewane straty (tab. 4). W skali całego województwa przewidywany ubytek węgla organicznego wyniesie 6145 tys. ton, a gleby na których spodziewany jest wyraźny spadek zawartości materii organicznej, stanowiąc będą 42,3% całej powierzchni użytków rolniczych.

Tabela 3

Table 3

Przewidywane zmiany zawartości materii organicznej w glebach w okresie 2007–2020
Predicted changes of soil matter content in period 2007–2020

Powiat District	Procentowy udział powierzchni – Percentage share of area		
	wyraźny spadek decline (>10%)	bez zmian (spadek lub wzrost poniżej 10%) without change	wyraźny wzrost increase (>10%)
bolesławiecki	41,8	50,2	8,0
dzierżoniowski	42,3	55,1	2,7
głogowski	35,5	56,8	7,7
górowski	13,4	61,8	24,7
jaworski	47,9	47,6	4,5
jeleniogórski	89,6	8,3	2,1
kamiennogórski	97,2	1,6	1,2
kłodzki	67,3	29,0	3,7
legnicki	31,2	58,9	9,8
lubański	76,7	20,8	2,5
lubiński	26,2	51,5	22,3
lwówecki	76,7	21,1	2,2
milicki	29,3	53,3	17,4
oleśnicki	19,9	63,1	17,0
oławski	40,1	53,1	6,8
polkowicki	32,5	58,6	8,9
strzeliński	46,4	52,5	1,0
średzki	17,7	73,8	8,5
świdnicki	37,0	56,3	6,6
trzebnicki	20,7	58,7	20,6
wałbrzyski	80,7	13,6	5,7
wołowski	22,7	45,8	31,5
wrocławski	47,2	49,3	3,5
ząbkowicki	33,8	63,8	2,4
zgorzelecki	64,4	27,4	8,2
złotoryjski	40,0	55,9	4,2
Jelenia Góra (m)	81,8	15,7	2,4
Legnica (m)	42,4	49,3	8,3
Wrocław (m)	44,4	44,5	11,1
dolnośląskie	42,3	48,5	9,2

Tabela 4

Table 4

Przewidywany bilans materii organicznej, wyrażony w ilościach węgla, w glebach województwa dolnośląskiego w okresie 2007–2020

Predicted soil organic matter balance, expressed as carbon amount, in period 2007–2020

Powiat District	Obszar przyrostu zawartości materii organicznej Zone of OM accumulation			Obszar spadku zawartości materii organicznej Zone of OM loss			Bilans Balance (1000 t C)
	Powierzchnia Area (1000 ha)	Średni przyrost Mean increase (t C/ha)	Akumulacja Accumulation (1000 t C)	Powierzchnia Area (ha)	Średnia strata Mean loss (t C/ha)	Strata Loss (1000 t C)	
bolesławiecki	7,47	3,23	24	34,53	7,32	253	-229
dzierżoniowski	6,12	1,24	8	27,87	7,15	199	-192
głogowski	11,16	2,32	26	19,81	9,01	178	-152
górowski	30,08	3,01	91	19,62	5,11	100	-10
jaworski	7,58	1,82	14	35,40	7,83	277	-264
jeleniogórski	0,73	4,98	4	26,72	12,74	340	-337
kamienogórski	0,50	4,20	2	22,38	14,22	318	-316
kłodzki	9,96	1,94	19	74,47	10,10	752	-733
legnicki	18,09	3,24	59	39,10	5,79	227	-168
lubański	3,63	2,17	8	25,86	8,73	226	-218
lubiński	22,51	3,38	76	20,81	7,23	150	-74
lwówecki	1,52	4,11	6	40,54	8,65	351	-344
milicki	16,87	2,83	48	17,34	8,70	151	-103
oleśnicki	32,04	3,04	97	35,06	6,29	220	-123
oławski	13,87	1,80	25	23,03	7,61	175	-150
polkowicki	17,14	2,17	37	27,96	8,08	226	-189
strzeliński	9,93	1,60	16	43,46	6,85	298	-282
średzki	17,94	2,45	44	39,89	4,68	187	-143
świdnicki	8,78	3,17	28	48,47	6,62	321	-293
trzebnicki	33,91	2,82	96	35,49	6,50	231	-135
wałbrzyski	2,13	4,94	11	23,62	13,43	317	-307
wołowski	22,51	4,29	96	18,18	7,37	134	-37
wrocławski	15,06	1,96	29	74,57	6,78	505	-476
ząbkowicki	8,25	2,12	17	49,70	5,68	282	-265
zgorzelecki	4,56	3,20	15	30,88	8,86	274	-259
złotoryjski	4,91	3,05	15	37,73	5,96	225	-210
Jelenia Góra (m)	0,16	4,49	1	4,79	11,90	57	-56
Legnica (m)	0,78	3,03	2	2,45	6,36	16	-13
Wrocław (m)	3,85	4,75	18	11,43	7,48	86	-67
dolnośląskie	332,02	3,01	931	911,16	8,04	7076	-6145

Należy zaznaczyć, że przedstawione na rysunku 4 oraz w tabelach 3 i 4 dane są pewnym uogólnieniem i opierają się na zaobserwowanej, ogólnej zależności pomiędzy początkową zawartością i tempem oraz kierunkiem zmian, przy założeniu, że obserwowany obecnie trend zostanie utrzymany przez cały okres ujęty w prognozie. Zakłada się, że nie ulegną drastycznej zmianie warunki mające wpływ na proces gromadzenia lub mineralizacji materii organicznej: stosunki wodne, sposób użytkowania ziemi, rodzaj produkcji roślinnej. W prognozie zakłada się również, że zachowane zostaną trendy wzrostu poziomu produkcji roślinnej obserwowane w ostatnich 30 latach. Zastosowanie uogólnionych zależności, opartych na regresji obliczonej dla wszystkich badanych profili wzorcowych w obrębie województwa, powoduje, że przewidywane zmiany nie uwzględniają również zmienności lokalnej wymienionych czynników. Ponadto, przewidywany spadek zawartości materii organicznej w takich powiatach, jak: jeleniogórski czy wałbrzyski, posiadających w większości gleby bardzo zasobne w próchnicę, nie oznacza, że jakość gleby ulegnie znacznemu pogorszeniu do 2020 r. Przedstawione dane wskazują na obszar, w których – przy zachowaniu istniejących trendów w uprawie i warunkach siedliskowych – należy spodziewać się strat lub akumulacji zawartości materii organicznej. Zapobieganie tym stratom wymaga pilnego wdrożenia już istniejących, jak również opracowania nowych instrumentów, sprzyjających akumulacji próchnicy w glebach. Należy tutaj wymienić upowszechnienie uproszczonych systemów uprawy (Blanco-Canqui i wsp. 2009), a także powrót do bardziej racjonalnych płodozmianów. Trzeba jednak zaznaczyć, że przywracanie gospodarki płodozmianowej jest często ograniczone względami ekonomicznymi i organizacją produkcji wymuszoną przez mechanizmy rynkowe. Wydaje się również, że należy oszacować środowiskowe skutki wykorzystywania słomy na cele energetyczne, zmniejszające dopływ resztek poźniwnych do gleby.

WNIOSKI

1. Największy udział w pokrywie glebowej województwa dolnośląskiego (43,3%) stanowią utwory klasyfikowane w przedziale wysokiej zawartości (2,0–3,5%). Niską zawartością materii organicznej (poniżej 1%) charakteryzuje się zaledwie 3,4% gleb województwa, natomiast duży udział mają (23,7%) gleby o średniej zawartości.

2. Spadek zawartości materii organicznej, na przestrzeni ostatnich 30–40 lat, dotyczy głównie gleb o wyższej początkowej jej zawartości, w przypadku gleb o niższej zawartości w latach 70. – z reguły nastąpił wzrost zasobności w materię organiczną.

3. W przypadku wszystkich powiatów województwa dolnośląskiego – przewidywany bilans zmian zawartości materii organicznej jest ujemny.

4. Gleby, na których spodziewany jest wyraźny spadek zawartości materii organicznej, stanowią 42,3% całej powierzchni użytków rolniczych, a przewidywany ubytek węgla organicznego wyniesie 6145 tys. ton.

PIŚMIENNICTWO

- Blanco-Canqui H., Stone L.R. Schlegel A.J. Lyon D.J. Vigil M.F., Mikha M.M. Stahlman P.W., Rice C.W., 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 73: 1871–1879.
- Dexter A.R., Richard G., Arrouays D., Czyż E.A., Jolivet C. and Duval O., 2008. Complexed organic carbon controls soil physical properties. *Geoderma*, 144: 620–627.
- Fenton T.E., Brown J.R., Maubach M.J., 1999. Effects of long-term cropping on organic matter content of soils: Implication for soil quality. *Soil and Water Con. J.*: 95–124.
- Praca zbiorowa pod red. Stuczyński T. (zespół: Stuczyński T., Siebielec G., Pudelko R, Nowocień E., Lopatka A., Jadczyzyn J., Kozyra J., Korzeniowska-Puculek R., Kukla H., Pidvalna H., Gawrysiak L., Czyż E., Dobers S.) Wdrożenie zintegrowanego systemu informacji o rolniczej przestrzeni produkcyjnej dla potrzeb ochrony gruntów w województwie podlaskim. Urząd Marszałkowski Woj. Podl., IUNG-PIB, Puławy, 2006.
- Key B.D., 1998. Soil structure and organic carbon: a review, [in:] Lal R., Kimble J.M., Follet R.F. and Stewart B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication, No. 35, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin: 37–51.
- Van Bavel C., Schaller F., 1950. Soil aggregation, organic matter, and yields in a long-time experiment as affected by crop management. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 15: 399–408.
- Ziętara W., 2005. Kierunki i możliwości rozwoju gospodarstw mlecznych i trzodowych w Polsce. *Roczniki Nauk SERIA*, t. 7, z. 1: 300–305.

ORGANIC MATTER CONTENT IN SOILS OF LOWER SILESIA REGION – CURRENT STATE AND PROGNOSIS OF CHANGES

Summary

This paper demonstrates current stock of organic matter in soils of Lower Silesia Region in spatial context and prognosis of its change until year 2020. Digital maps of current OM content in soils of the region were generated by using soil profile data and geocoding technique. Comparison of soil matter content in representative soil profiles measured in the seventies and reanalyzed in 2003 indicates that OM decline is observed in majority of soils with a higher initial content. On the other hand soils which were initially poor in OM exhibit an increase of its content. These trends can be likely explained by changes in soil moisture conditions – most of high OM soils were affected by lowered ground water table which led to increased mineralization of OM. In contrast, in rain fed systems of low OM content ground water table had always a negligible impact on its turnover. The increase in OM content can be explained here by higher yields and amounts of crop residue entering OM turnover system. Assessment of OM changes in spatial context clearly indicates that on the net basis soils of the region loose significant amount of carbon. Our modeling work indicates that such a trend will continue in next decades creating a risk for fulfillment of soil functions.

KEY WORDS: organic matter, forecast

Recenzent – Reviewer: prof. Cezary Kabała, UP we Wrocławiu

Marek Ryczek, Krzysztof Boroń, Sławomir Klatka, Edyta Kruk

**WYKORZYSTANIE TECHNIK GIS DO OCENY ZAGROŻENIA
EROZJĄ WODNĄ NA PRZYKŁADZIE ROLNICZEJ ZLEWNI
POTOKU MĄTNY W BESKIDZIE WYSPOWYM**

**USE OF GIS TECHNICS FOR EVALUATION
OF WATER EROSION THREAT ON EXAMPLE
OF THE MĄTNY RIVER BASIN IN THE BESKID WYSPOWY**

*Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Department of Soil Reclamation and Peat-Bogs Protection, Agriculture University
of Cracow*

W pracy przedstawiono wyniki oceny potencjalnego zagrożenia erozją wodną zlewni potoku Mątny, położonej w Beskidzie Wyspowym, przy użyciu modelu USLE z zastosowaniem technik GIS. Zlewnia ma powierzchnię 1,36 km². Średnia wysokość zlewni osiąga 587,0 m n.p.m. Średni spadek zlewni wynosi 15,49%. Jest zlewnią rolniczą, w znacznej części wykorzystywaną pod grunty orne – 56,62%, lasy zajmują niewielką powierzchnię – 7,35%. Największe zagrożenie erozją wodną występuje na gruntach ornych, o dużych spadkach, o niewłaściwym kierunku uprawy. Obliczona łączna potencjalna wielkość rocznej straty gleby na terenie zlewni wynosi 1741,1 Mg, co w przeliczeniu na 1 ha daje średnią wartość dla całej zlewni 12,802 Mg, a to klasyfikuje badaną zlewnię jako średnio zagrożoną – IV klasa, w 6-stopniowej skali zagrożenia erozją wodną.

SŁOWA KLUCZOWE: erozja wodna, model USLE, GIS

WSTĘP

Erozja wodna jest naturalnym procesem, który znacznie przyczynia się do formowania powierzchni ziemi. Oprócz zniekształcenia powierzchni erozja powoduje ubytek

Do cytowania – For citation: Ryczek M., Boroń K., Klatka S., Kruk E., 2010. Wykorzystanie technik GIS do oceny zagrożenia erozją wodną na przykładzie rolniczej zlewni potoku Mątny w Beskidzie Wyspowym, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 163–174.

wierzchniej warstwy gleby, pogorszenie jakości wód i zamulanie budowli oraz urządzeń wodno-melioracyjnych. Ocena zagrożenia erozją ma zatem duże znaczenie w takich obszarach jak np.: ochrona gleb, planowanie przestrzenne, scalanie gruntów, wycena wartości czy inżynieria środowiska. Istnieje wiele metod badania natężenia erozji. W ostatnich latach, wraz z rozwojem techniki informatycznej, największego znaczenia nabierają metody modelowania. Kolejny jakościowy przeskok w badaniach i ocenie zjawisk erozji następuje obecnie, w związku z rozwojem technik GIS i coraz powszechniejszym dostępem do nich. Celem pracy była ocena zagrożenia erozją na przykładzie górskiej zlewni potoku Mątny, o użytkowaniu rolniczym. Ocenę przeprowadzono za pomocą modelu USLE, a parametry do niego uzyskano dzięki technikom GIS.

OBIEKT BADAŃ

Badana zlewnia położona jest w Beskidzie Wyspowym. Budowa geologiczna charakteryzuje się występowaniem warstw krośnieńskich okna tektonicznego Mszany. Główne utwory to szare piaskowce mikowo-wapniste i inoceramowe, zlepieńce i łupki pstre.

Położona jest w podkarpackiej dzielnicy rolniczo-klimatycznej (Gumiński 1948). Okres wegetacyjny trwa od 200 do 220 dni. Prace polowe rozpoczynają się w pierwszej dekadzie marca. Roczna suma opadów waha się pomiędzy 800 i 1000 mm. Najwięcej opadów występuje w okresie od maja do września, powyżej 90 mm sum miesięcznych (Atlas klimatu Polski 2005). Średnia roczna liczba dni z opadem powyżej 10 mm wynosi 22–24. Początki tajania śniegu i termiczna pora roku przedwiośnie (temperatury 0–5°C) występują średnio między 1 a 5 marca. Sezon wegetacyjny rozpoczyna się średnio między 5 a 10 kwietnia. Początek zimy (z temperaturami powyżej 0°C) pojawia się średnio między 30 listopada a 5 grudnia. Pokrywa śnieżna trwa 80–90 dni w roku.

Potok Mątny jest lewobrzeżnym dopływem Mszanki, która z kolei zasila rzekę Rabę. Wypływa ze zboczy Góry Kobylica (648,4 m npm). Powierzchnia zlewni liczy 1,36 km². Jest ona średnio wydłużona i zwarta, ma układ pierzasty. Długość wynosi 1,73 km, szerokość 0,79 km, a obwód 5,24 km; średnia wysokość to 587,0 m npm. Najwyższy punkt ma rzędną 625,0, a najniższy – 504,9 m npm. Amplituda wynosi 120,1 m. W zlewni przeważają prostoliniowe kształty stoków. Potok główny ma długość 1,77 km i spadek 6,79%. Gęstość sieci rzecznej wynosi 2,50 km·km⁻². Jest zlewnią rolniczą. Charakteryzuje się bardzo niekorzystnym rozmieszczeniem lasów. Porastają one tylko dolinę cieków głównego i niewielki obszar w południowej jej części. W zlewni przeważają gleby brunatne kwaśne typowe i brunatne właściwe wyługowane. Jedynie w części północno-zachodniej występują gleby brunatne właściwe typowe.

MATERIAŁ I METODY

Model USLE jest najszerzej rozpowszechnionym w świecie modelem do oceny natężenia erozji wodnej. Ma on postać (Wiliams i Berndt 1972):

$$E = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}) \quad (1)$$

gdzie:

- R – wskaźnik erozyjności deszczu (Je),
- K – wskaźnik podatności gleb na erozję ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Je}$),
- L, S – wskaźniki długości i nachylenia stoku [-],
- C – wskaźnik pokrywy roślinnej [-],
- P – wskaźnik zabiegów przeciwerozyjnych [-].

Istnieje wiele metod wyznaczania poszczególnych składników równania. W niniejszej pracy do wyznaczenia parametrów modelu wykorzystano techniki GIS, w wyniku nałożenia opracowanych następujących warstw tematycznych:

- nachylenie terenu, opracowane przy użyciu Cyfrowego Modelu Terenu, o rozdzielczości rastra 50 m;
- użytkowanie zlewni, na podstawie ortofotomapy uzyskanej z panchromatycznego zobrazowania satelity IRS;
- gatunki i podtypy gleb, na podstawie cyfrowej mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25 000;
- hydrografia, na podstawie mapy topograficznej w skali 1:10000.
- Warstwy tematyczne zostały opracowane w programie MapInfo Professional 8.0SCP (rys. 1).

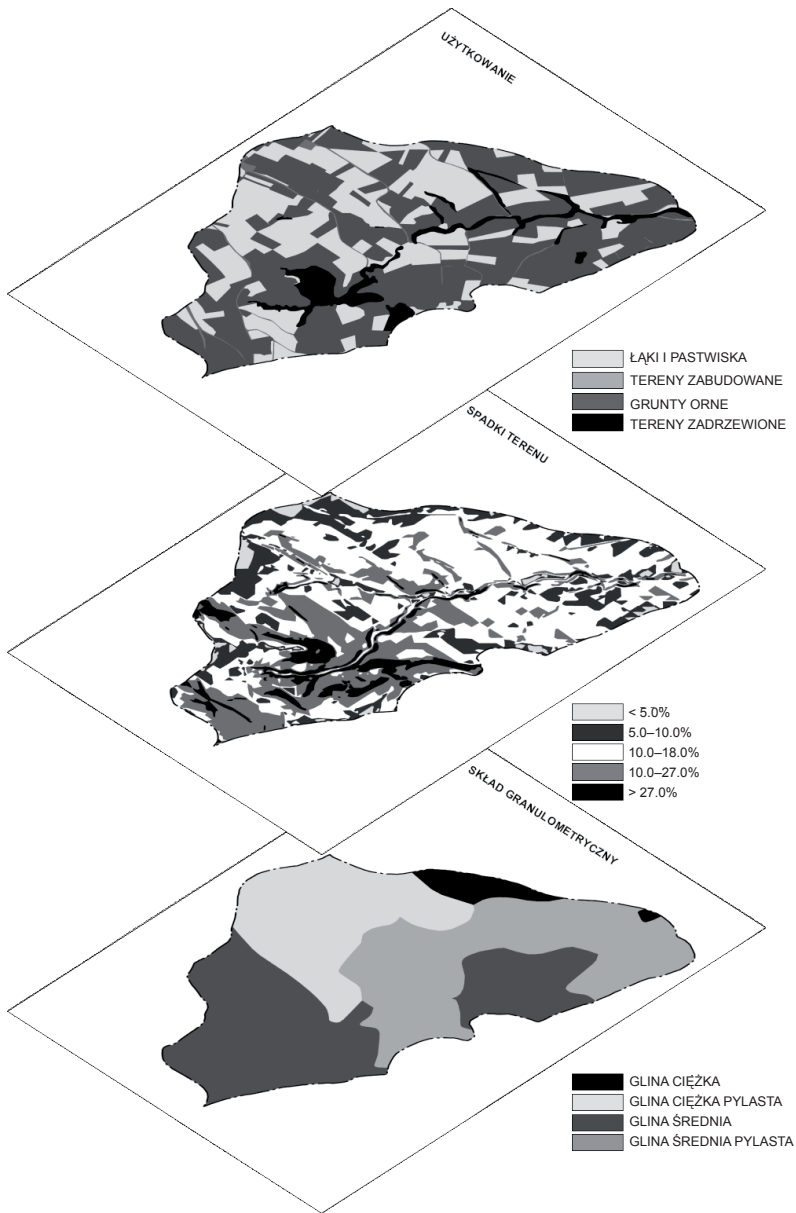
Wskaźnik erozyjności deszczu (R) wyznaczono na podstawie indeksu Fourniera w modyfikacji Arnouldsa (1977). Indeks wykazuje dobrą korelację ze wskaźnikiem R (Licznar 2005, Loureiro i Coutinho 1995). Indeks Fourniera obliczono jako średnią jego wartość z wielolecia 1997–2006, z posterunku opadowego reprezentatywnego dla badanej zlewni, ze wzoru:

$$F = \frac{1}{m} \cdot \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{12} \frac{P_{i,j}^2}{P_j} \quad (\text{mm}) \quad (2)$$

gdzie:

- m – liczba lat w wieloleciu,
- $P_{i,j}$ – suma miesięczna opadu w i -tym miesiącu, w j -tym roku (mm),
- P_j – suma roczna opadu w j -tym roku (mm).

Na podstawie obliczonej wartości indeksu Fourniera wyznaczono wskaźnik erozyjności deszczu, przystosowując otrzymaną wartość do jednostki Je ($\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$), po pomnożeniu F przez 1,702 (Renard i wsp. 1996).



Rys. 1. Warstwy tematyczne opracowane przy wykorzystaniu technik GIS dla zlewni potoku Małny

Fig. 1. Topical layers compiled using GIS technics for the Małny stream basin

Wskaźnik podatności gleby na erozję wodną (K) obliczono według wzoru Renarda i wsp. (1997):

$$K = 0,034 + 0,405 \cdot e^{\left[-0,5 \left(\frac{\log D_g + 1,659}{0,701} \right)^2 \right]} \quad (\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Je}) \quad (3)$$

gdzie:

$$D_g = e^{0,01 \cdot \sum_{i=1}^n f_i \cdot \ln \left(\frac{d_i + d_{i-1}}{2} \right)},$$

d_i – górna granica przedziału i -tej frakcji (mm),
 d_{i-1} – dolna granica przedziału i -tej frakcji (mm),
 f_i – masowa zawartość i -tej frakcji (%).

Współczynnik D_g wyznaczono na podstawie oznaczeń składu granulometrycznego, metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego, sklasyfikowanego według BN-78/9180-11. Współczynnik średni dla zlewni obliczono przy użyciu warstwy tematycznej gatunki gleb.

Wskaźnik długości i spadku stoku (L) wyznaczono z następujących wzorów (Mc Cool i wsp. 1989):

$$L = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m \quad [-] \quad (4)$$

gdzie:

λ – długość liniowa stoku,
 $m = \frac{\beta}{\beta + 1}$, $\beta = \frac{\sin \theta}{0,0896 \cdot (3 \cdot (\sin \theta)^{0,8} + 0,56)}$,
 θ – spadek ($^\circ$).

$$S = 65,4 \cdot \sin^2 \theta + 4,56 \cdot \sin \theta + 0,0654 \quad [-] \quad (5)$$

Wskaźniki L i S wyznaczono z warstwy tematycznej nachylenie terenu.

Wartości wskaźnika pokrywy roślinnej (C) przyjęto za Koreleskim (1992): dla owsa jarego – 0,104, jęczmienia jarego – 0,124, ziemniaków – 0,229, użytków zielonych – 0,015, lasów – 0,002, terenów zabudowanych – 0 i obliczono jego wartość jako średnią ważoną dla całej zlewni, na podstawie warstwy tematycznej użytkowanie terenu.

Wartość wskaźnika P przyjęto za Koreleskim (1992). Dla uprawy wzdłuż warstw i skośnostokowej – 1, dla uprawy w poprzek stoku przyjmuje wartości w zakresie 0,5–1,0, w zależności od spadków. Kierunki upraw ustalono na podstawie ortofotomapy satelitarnej.

WYNIKI I DYSKUSJA

Parametr R

Wartość średnia tego parametru obliczona jako średnia z 10 lat dla całej zlewni wyniosła 183,653 Je. Odchylenie standardowe wyniosło 16,065. W literaturze polskiej istnieje bardzo mało informacji dotyczących zarówno wartości samego parametru, jak i metod oznaczania. Lorenc opracowała mapę przestrzennego zróżnicowania wskaźnika erozyjności opadów w Polsce, opartego na wskaźniku Fourniera (Józefaciuk i Józefaciuk 1995). Górski i Banasik (1992) opracowali wskaźniki erozyjności deszczy dla obszaru Polski południowo-wschodniej. Inne opracowania dotyczą pojedynczych stacji.

Parametr K

Pod względem składu granulometrycznego badana zlewnia charakteryzuje się małym zróżnicowaniem. W górnej południowej i wschodniej części zalega glina średnia. W części środkowej i północnej występuje glina średnia pylasta, a w zachodniej glina ciężka pylasta. Na niewielkim obszarze w części północnej występuje glina ciężka (tab. 1).

Średnie wartości K wyróżnionych grup granulometrycznych wahały się od 0,367 do 0,425 Mg·ha⁻¹·Je. Wartość średnia ważona dla całej zlewni, obliczona według procentowego rozkładu grup granulometrycznych, wyniosła 0,382 Mg·ha⁻¹·Je. Ze względu na niewielkie zróżnicowanie tego współczynnika przyjęto tę wartość jako charakterystyczną dla całego badanego obszaru.

Tabela 1

Table 1

Udział grup granulometrycznych w zlewni i obliczenie średnich wartości parametru K
Percentage share of textural groups in basin and calculation of K parameter mean values

Grupa granulometryczna wg BN-78/9180-11 Textural group according to BN-78/9180-11	Powierzchnia Area (km ²)	Udział w zlewni Share in basin [%]	Wartość średnia K dla grupy Mean value for group (Mg·ha ⁻¹ ·Je)	Odchylenie standardowe Standard deviation	Liczba próbek Sample number
glina średnia medium loam	0,52	38,24	0,367	0,029	3
glina średnia pylasta silty medium loam	0,46	33,82	0,365	0,032	3
glina ciężka heavy loam	0,05	3,68	0,397	0,044	2
glina ciężka pylasta silty heavy loam	0,33	24,26	0,425	0,014	2
Razem Total	1,36	100,00	–	–	10

Parametr LS

W zlewni przeważają spadki 10–18%. Stanowią one 49,27%. Znacznie mniej jest spadków najmniejszych < 5% (2,21%) i największych > 27% (7,35%) (tab. 2).

Średni spadek zlewni wynosi 15,49%. Ze względu na przeważające prostoliniowe kształty stoków nie uwzględniano ich niejednorodności. Wydzielono 3 obszary jednorodne pod względem wartości iloczynu LS. W obszarze 1 wartość LS wyniosła 2,367, w 2 – 4,666, a w 3 – 7,525. Największą powierzchnię (49,28%) zajmuje obszar 2.

Tabela 2

Table 2

Rozkład spadków w zlewni potoku Mątny i obszary jednorodne parametru LS
Distribution of slopes in the Mątny stream basin and homogeneous regions of LS parameter

Przedział spadków Slopes interval (%)	Powierzchnia Area (km ²)	Udział w zlewni Share in basin (%)	Obszar jednorodny Homogeneous region	Powierzchnia Area (km ²)	Udział w zlewni Share in basin (%)	Wartość LS LS value [-]
< 5	0,03	2,21	I	0,26	19,11	2,367
5–10	0,23	16,91				
10–18	0,67	49,27	II	0,67	49,28	4,666
18–27	0,33	24,26	III	0,43	31,61	7,525
> 27	0,10	7,35				
Razem Total	1,36	100,00	–	1,36	100,00	–

Parametr C

W strukturze użytkowania przeważają grunty orne (56,62%), pozostałą część stanowią użytki zielone (33,82%) i lasy (7,35%) (rys. 1) (tab. 3). Na gruntach ornym w roku wykonania zdjęć satelitarnych owies jary zajmował 37,65%, jęczmień jary 28,58% a ziemniaki 33,77% ich powierzchni.

Parametr P

Na terenie zlewni przeważa uprawa w poprzek stoku. Biorąc pod uwagę średni spadek zlewni, przyjęto wartość parametru P równą 0,7.

Obliczenie potencjalnej erozji wodnej

Po nałożeniu warstw tematycznych związanych z kolejnymi parametrami uzyskano łącznie 18 pól jednorodnych, o takim samym natężeniu erozji wodnej. Wielkość potencjalna strat z obszarów jednorodnych wyniosła od 0,232 do 73,909 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹ na rok. Obliczone jednostkowe natężenia erozji sklasyfikowano według skali zagrożenia erozją zaproponowanej przez Marksa i wsp. (1989). Skala wyróżnia na podstawie rocznych strat w Mg na ha 6 klas natężenia: I (brak <1), II (bardzo małe 1–5), III (małe 5–10), IV (śred-

nie 10–15), V (wysokie 15–30) i VI (bardzo wysokie >30). W badanej zlewni największą powierzchnię zajmują grunty zagrożone bardzo małym natężeniem erozji (tab. 4). Są one zajęte przez lasy i użytki zielone. Prawie 1/3 powierzchni znajduje się w obszarach zagrożonych bardzo wysokim i wysokim natężeniem erozji. Znajdują się one w terenach zajętych przez grunty orne. Na rysunku 2 przedstawiono graficzny rozkład klas natężenia erozji wodnej. Łączna potencjalna wielkość rocznej straty gleby na terenie zlewni wynosi 1741,1 Mg, co w przeliczeniu na 1 ha daje średnią wartość 12,802 Mg, a to klasyfikuje badaną zlewnię jako średnio zagrożoną (IV klasa).

Tabela 3
Table 3

Struktura użytkowania zlewni potoku Mątny
Structure of land use for the Mątny stream basin

Rodzaj użytku Land use		Powierzchnia Area (km ²)	Udział w zlewni Share in basin (%)	Wartość parametru C Value of C parameter [-]
grunty orne arable lands	owies jary spring oat	0,29	21,32	0,104
	jęczmień jary spring barley	0,22	16,18	0,124
	ziemniaki potatoes	0,26	19,12	0,229
użytki zielone – grasslands		0,46	33,82	0,015
lasy – forests		0,10	7,35	0,002
tereny zabudowane – built areas		0,03	2,21	0
Razem – Total		1,36	100,00	–

Tabela 4
Table 4

Obliczenie potencjalnej wielkości erozji wodnej
Calculation of water erosion intensity

Klasa* Class*	Udział Share		Średnie jednostkowe natężenie erozji wodnej Mean unitary water erosion intensity		Wielkość całkowita erozji wodnej Total water erosion intensity (Mg-rok ⁻¹)
	%	km ²	(Mg·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹)	(Mg·km ⁻² ·rok ⁻¹)	
I	19,55	0,29	0,500	50,0	14,5
II	46,62	0,62	2,500	250,0	155,0
III	1,50	0,02	7,500	750,0	15,0
IV	–	–	12,500	1250,0	–
V	17,30	0,23	22,500	2250,0	517,5
VI	15,03	0,20	51,955	5195,5	1039,1
Razem – Total	100	1,36	–	–	1741,1

* Klasy zagrożenia erozją wodną wg Marksa i wsp. (1989)
Water erosion threat classes according to Marks et al. (1989)



Rys. 2. Rozmieszczenie klas potencjalnego zagrożenia erozją wodną w zlewni potoku Mątny
Fig. 2. Distribution of potential threats of water erosion classes in the Mątny stream basin

WNIOSKI

1. Potencjalna roczna strata gleby z całej badanej zlewni obliczona przy wykorzystaniu modelu USLE wynosi 1741,1 Mg.
2. Obliczona jednostkowa strata gleby z 1 ha wyniosła 12,800 Mg, co pozwala na ocenę badanej zlewni jako średnio zagrożonej erozją wodną.
3. Prawie 30% powierzchni zlewni zagrożonej jest bardzo wysokim i wysokim natężeniem erozji i wymaga zastosowania odpowiednich zabiegów przeciwoerozyjnych.
4. Techniki GIS mogą stanowić istotne narzędzie do dalszego rozwoju modelu USLE. Szczególnej uwagi wymaga parametr LS, który w skali zlewni charakteryzuje się największym zróżnicowaniem.

PIŚMIENNICTWO

- Arnoulds H.M.J., 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco, [w:] *Assesing Soil Degradation*. FAO Soils Bulletin 34, Rome: 39–48.
- Atlas klimatu Polski., 2005. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Górski D., Banasik K., 1992. Rozkłady prawdopodobieństwa erozyjności deszczy dla Polski południowo-wschodniej. *Zesz. Nauk. AR Kraków, Sesja Naukowa* 35, 271: 125–131.
- Gumiński R., 1948. Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce. *Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny*, 1: 7–20.
- Józefaciuk A., Józefaciuk C., 1995. *Erozja agroekosystemów*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Koreleski K., 1992. Próby oceny natężenia erozji wodnej. *Zesz. Nauk. AR im. H. Kołłątaja w Krakowie, Sesja Naukowa*, z. 35: 25–32.
- Licznar P., 2005. Ocena możliwości stosowania sztucznych sieci neuronowych dla określenia średniej rocznej wartości wskaźnika erozyjności deszczy. *Acta Agrophisica*, 5 (1): 65–74.
- Loureiro N.S., Coutinho M.A., 1995. Rainfall changes and rainfall erosivity increase in the Algarve (Portugal). *Catena*, 24 (1): 55–67.
- Marks R., Müller M.J., Leser H., Klink H.J., 1989. *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 229, Zentralaussuss für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- Mc Cool D.E., Foster G.R., Mutchler C.K., Meyer L.D., 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. ASAE*, 32: 1571–1576.
- Patriche C.V., Capatena V., Stoica D.L., 2006. Aspects regarding soil erosion spatial modeling using the USLE/RUSLE within GIS. *Geographia Technica*, no. 2: 87–97.
- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., Porter J.P., 1996. RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1): 30–33.
- Renard K.G., Foster G.R. Weesies G.A. McCool D.K., Yoder, D.C., 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. USDA, Agricultural Handbook, 703.
- Williams R., Berndt H., 1972. Sediment and yield computed with universal equation. *Journal of Hydraulics Engineering Division ASCE*, 98: 2087–2098.

**USE OF GIS TECHNICS FOR EVALUATION
OF WATER EROSION THREAT ON EXAMPLE
OF THE MAŃNY RIVER BASIN IN THE BESKID WYSPOWY**

S u m m a r y

The results of evaluation of potential water erosion threat in the Mańny stream basin, located in the Beskid Wyspowy, using the GIS techniques were presented in the work. The area of basin is 1,36 km². Mean height of basin amounts 587,0 m asl. Mean basin slope is 15,49%. The Mańny stream basin is the basin of agricultural use, where share of arable lands is 56,62%, while forests occupy 7,35%. The highest threat of water erosion occurs on arable lands with high slopes and unsuitably direction of cultivation. Calculated total potential amount of yearly soil loss on the area of investigated basin is 1741,1 Mg, what gives mean value for 1 ha of area for the whole basin 12,802 Mg. This is the value which classifies investigated basin to IV class (mean) in six-degree scale of water erosion threat.

KEY WORDS: water erosion, model USLE, GIS

Recenzent – Reviewer: prof. Jarosław Kaszubkiewicz, UP we Wrocławiu

Krzysztof Boroń, Marek Ryczek, Sławomir Klatka

**WPLYW WARUNKÓW PRZYRODNICZYCH
NA KSZTAŁTOWANIE KRAJOBRAZU W ZRÓWNOWAŻONYM
ROZWOJU GÓRSKICH OBSZARÓW WIEJSKICH
NA PRZYKŁADZIE GMINY WIŚNIOWA**

**THE INFLUENCE OF THE NATURAL CONDITIONS
ON LANDSCAPE STATUS IN BALANCED DEVELOPMENT
MOUNTAIN REGIONS ON THE EXAMPLE
OF VILLAGE DISTRICT WIŚNIOWA**

*Katedra Rekultuwacji Gleb i Ochrony Torfowisk, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Department of Soil Conservation and Peat Bogs Protection, Krakow Agricultural
University*

W pracy przedstawiono dyskusję dotyczącą rozwoju pojęcia krajobrazu zrównoważonego na tle pojęć takich jak bioróżnorodność i zrównoważony rozwój. W dyskusji uwzględniono również specyfikę terenów górskich. Zobrazowano także wpływ warunków przyrodniczych na krajobraz na przykładzie małopolskiej gminy Wiśniowa. Z przeprowadzonej analizy SWOT wynika, że podstawową mocną stroną gminy są walory przyrodniczo-krajobrazowe. Szansą, która wynika z analizy, jest rozwój turystyki i agroturystyki w gminie.

SŁOWA KLUCZOWE: warunki przyrodnicze, krajobraz, rozwój zrównoważony, górskie obszary wiejskie

WSTĘP

Gospodarka rolna w Polsce okresu drugiej połowy XX wieku stwarzała na ogół korzystne warunki do utrzymania bioróżnorodności gatunkowej i krajobrazowej, a przyczyniały się do tego takie czynniki jak: duże rozdrobnienie gruntów, funkcjonowanie

Do cytowania – For citation: Boroń K., Ryczek M., Klatka S., 2010. Wpływ warunków przyrodniczych na kształtowanie krajobrazu w zrównoważonym rozwoju górskich obszarów wiejskich na przykładzie gminy Wiśniowa. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, Nr 576, 175–184.

niewielkich płatów naturalnych ekosystemów (refugiów) w agrosystemach, ekstensywna gospodarka, niewielkie zaawansowanie technologii rolniczej. W rejonach górskich te czynniki działały szczególnie intensywnie ze względu na specyfikę terenu, klimatu i utrzymywaną tradycję gospodarki rolnej wynikającą między innymi z rozdrobnienia działek. Dlatego obecnie tereny górskie i podgórskie charakteryzują się większą różnorodnością niż inne rejony Polski.

Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej zbiegło się ze wzrostem produkcji rolnej. Intensyfikacja gospodarki wiejskiej, stosowanie nowych technologii upraw i nowe systemy użytkowania gruntów wpłynęły na środowisko, różnorodność biologiczną i krajobraz terenów wiejskich (Kozłowski 2004). Przyjęta jako zasadniczy model rozwoju społeczno-gospodarczego kraju idea zrównoważonego rozwoju wpłynęła na rozwój pojęć związanych z krajobrazem, wprowadzając pojęcie krajobrazu zrównoważonego.

MIEJSCE KRAJOBRAZU W IDEI ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU

Zasada zrównoważonego rozwoju znalazła swoje miejsce w najwyższym akcie prawnym obowiązującym w Polsce. W Konstytucji RP – Rozdział I Art. 5 zawarte jest stwierdzenie: „Rzeczpospolita Polska (...) zapewnia ochronę środowiska, kierując się zasadą zrównoważonego rozwoju.” Utrzymanie bezpieczeństwa ekologicznego kraju i tworzenie podstaw zrównoważonego rozwoju społeczno-gospodarczego jest strategicznym celem polityki ekologicznej państwa (Polityka... 2008). Obowiązująca w Polsce od roku 2001 ustawa „Prawo ochrony środowiska” definiuje pojęcie zrównoważonego rozwoju w następujący sposób: „...rozumie się przez to 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 podstawowych potrzeb poszczególnych społeczności lub obywateli zarówno współczesnego pokolenia, jak i przyszłych pokoleń.” Zapis dotyczący konieczności ochrony krajobrazu znajduje się w Ustawie o ochronie przyrody (2004), która wymaga „...zachowania cech charakterystycznych danego krajobrazu...”. Miejsce i znaczenie krajobrazu w zrównoważonym rozwoju zostało zaznaczone również w innych ważnych dokumentach, np. w zapisie dokumentu Agenda 21 dla Edukacji w Rejonie Morza Bałtyckiego – Bałtyk 21E (z dnia 25 stycznia 2002 r.) – zrównoważony rozwój oznacza m.in. zachowanie i podtrzymanie różnorodności krajobrazowej i biologicznej.

Krajobraz jest pojęciem złożonym, dlatego powinien być oceniany w różnych ujęciach takich jak: funkcjonalne, strukturalne i fizjonomiczne. Według Kistowskiego (2008) podejście funkcjonalne dotyczy obiegu materii i energii w krajobrazie, w ujęciu strukturalnym rozpatrywany jest wzajemny układ elementów w krajobrazie, w sensie fizjonomicznym dotyczy percepcji cech wizualno-estetycznych krajobrazu przez ludzi. Z drugiej strony, często stosowanym kryterium jakościowym oceny krajobrazu jest układ hierarchiczny, który obejmuje: a) zróżnicowanie abiotyczne przestrzeni, b) zróżnicowanie pochodzenia antropogenicznego obejmujące głównie użytkowanie ziemi i elementy tworzące „specyfikę miejsca”, c) zróżnicowanie biotyczne (Solon 2002).

Intensyfikacja działalności człowieka w środowisku, wzrost świadomości społeczeństwa w zakresie wpływu tej działalności na krajobraz oraz rozpowszechnienie się holistycznego spojrzenia na środowisko znajduje odzwierciedlenie w różnych definicjach krajobrazu:

1. Krajobraz naturalny – to pojęcie nie dotyczy obszarów miejskich i przemysłowych. Krajobraz ten jest ukształtowany pod wpływem czynników naturalnych, ale uwzględniane są modyfikacje powstałe pod wpływem gospodarki rolnej, leśnej i wodnej (Wolski 2002). Kondracki (1978) wyróżnia trzy klasy, a w nich dziesięć krajobrazów naturalnych Polski:
 - klasa krajobrazów nizinnych: krajobrazy dolin i równin akumulacyjnych, krajobrazy młodoglacjalne, krajobrazy staroglacjalne;
 - klasa krajobrazów wyżynnych: krajobraz lessowy, krajobraz na skałach węglanowych, krajobrazy na skałach krzemianowych;
 - klasa krajobrazów górskich: krajobraz regła dolnego, krajobraz regła górnego, krajobraz subalpejski i alpejski.
2. Krajobraz kulturowy kształtuje się jako efekt znaczącej ingerencji człowieka w środowisko przyrodnicze. Zaspokajanie różnorodnych potrzeb, udoskonalanie rozwiązań technicznych i metod gospodarowania, intensyfikacja eksploatacji zasobów przyrody powodują dynamiczne przekształcenia środowiska. Procesy te kształtują krajobraz kulturowy, w którym wzajemne powiązania naturalnych elementów środowiska zostały zmienione wskutek działalności człowieka (Wolski 2002).
3. Krajobraz zrównoważony jest formowany jako konsekwencja funkcjonowania strategii rozwoju zrównoważonego. Powinien obejmować hierarchiczne zróżnicowanie elementów abiotycznych, antropogenicznych, biotycznych z uwzględnieniem warunków ekonomicznych, kulturowych, społecznych i innych (Solon 2004).

Podział krajobrazu można przeprowadzić również w zależności od podstawowych charakterystyk strukturalnych i funkcji pełnionej w odniesieniu do społeczeństwa. Na tej podstawie wyróżnić można krajobrazy wiejskie, podmiejskie i miejskie. Dla tradycyjnych krajobrazów wiejskich głównymi czynnikami kształtującymi strukturę i funkcjonowanie krajobrazu są geokomponenty (naturalne czynniki abiotyczne).

SPECYFIKA KRAJOBRAZOWA TERENÓW GÓRSKICH

Ze względu na znaczenie, wartości środowiskowe, kulturowe i społeczno-gospodarcze regionów górskich Zgromadzenie Ogólne Narodów Zjednoczonych proklamało rok 2002 Międzynarodowym Rokiem Gór, opierając się na zapisach zawartych w Deklaracji o Środowisku i Rozwoju („Agenda 21” Rio de Janeiro, 1992 r.) oraz Planie Implementacyjnym przyjętym na Szczycie Świata w sprawie Zrównoważonego Rozwoju Terenów Górskich, w którym ogłoszono Deklarację o Środowisku i Zrównoważonym Rozwoju Regionu Karpacko-Dunajskiego (Bukareszt 2001). Na piątej konferencji Ministerialnej „Środowisko dla Europy” (Kijów 2003) przyjęto i podpisano Ramową

Konwencję o Ochronie i Zrównoważonym Rozwoju Karpat, której celem jest współpraca regionalna siedmiu krajów Karpackich. W odniesieniu do zagadnień zrównoważonego rozwoju i szczególnie znaczeniu krajobrazu Konwencja stwierdza (Art. 4 pkt. 1): Ochrona i zrównoważone użytkowanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej: „Strony będą prowadziły politykę mającą na celu ochronę, zrównoważone użytkowanie oraz przywracanie różnorodności biologicznej i krajobrazowej na całym obszarze Karpat...”. Do tych zagadnień odnosi się również punkt 6 tego artykułu, w którym stwierdza się, że należy podjąć odpowiednie środki, aby uwzględnić cele ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej i krajobrazowej w politykach sektorowych, na przykład rolnictwa i leśnictwa na terenach górskich. Istotne jest również stwierdzenie zawarte w artykule 7, mówiące o utrzymaniu użytkowania ziemi zgodnie z tradycyjnymi sposobami jej uprawy w sposób zrównoważony i podjęciu odpowiednich środków dla sformułowania i wdrażania polityk rolnych, mając na uwadze potrzebę ochrony ekosystemów i krajobrazów górskich, znaczenie różnorodności biologicznej i specyficzne warunki gór jako terenów o mniej korzystnych możliwościach gospodarowania.

Specyficzne warunki klimatyczne, do których należą: wysokie i długotrwałe opady, silne wiatry, znaczące nachylenia zboczy, podatna na rozmywanie gleba, a także skomplikowany układ geologiczny i hydrogeologiczny wpływają na przebieg i intensywność procesów egzogenicznych. Efekt krajobrazowy w terenach górskich jest wypadkową zjawisk erozji wodnej i wietrznej, erozji rzecznej, ruchów masowych. Najczęściej spotykanymi formami terenu powstałymi w wyniku tych procesów są: osuwiska, obszary spływu i spelznięcia gruntu, oberwiska. Tworzą się również nowe formy erozyjne i akumulacyjne w dolinach rzecznych, a szczególnie udział w przekształceniu koryt rzecznych i terenów do nich przyległych mają powodzie. Skomplikowany układ warstw podłoża, zaburzenia układu wód podziemnych, a niekiedy mała przepuszczalność gleb powodują stagnowanie wód na powierzchni terenu, tworzenie lokalnych źródeł, wymoklisk, młak, terenów zabagnianych. Warunki klimatyczne, gospodarka wodna, podłoże geologiczne, czynniki biotyczne przyczyniają się do powstania charakterystycznych typów gleb o dużym zróżnicowaniu genetycznym. Wyżej omówione zjawiska i procesy powodują powstawanie nowych geokompleksów wyróżniających się mozaikowością w krajobrazie.

Zmienność warunków abiotycznych terenów górskich powoduje, że charakterystyczną cechą Karpat Polskich jest silne zróżnicowanie środowiska przyrodniczego. W znacznym stopniu przyczynia się do tego zróżnicowanie wysokościowe kształtujące piętra klimatyczno-roślinne. Efekt piętrowości zaznacza się również w rzeźbie terenu, procesach morfogenetycznych i glebotwórczych. Daje to podstawę do wyróżnienia pięter krajobrazowych, czyli geoeologicznych (German 2005).

WYBRANE ELEMENTY PRZYRODNICZE KSZTAŁTUJĄCE KRAJOBRAZ GMINY WIŚNIOWA

Charakterystyka gminy Wiśniowa

Gmina Wiśniowa położona jest w powiecie myślenickim, w południowej części województwa małopolskiego. Część północna gminy leży na Pogórzu Wielickim, a jej pozostała część w Beskidzie Wyspowym i Średnim. W części południowej gminy znajduje się Kotlina Wiśniowej. Jest ona otoczona szczytami górskimi, z których najniższy – Grodzisko ma wysokość 618 m.n.p.m.; a najwyższy Lubomir 904 m.n.p.m. W skład gminy Wiśniowa wchodzi siedem sołectw, gmina zajmuje powierzchnię 67,3 km². Klimat gminy określany jest jako umiarkowanie górski, występują jednak zróżnicowane piętra klimatyczne. Tereny położone na wysokości 600–700 m n.p.m. znajdują się w piętrze umiarkowanie ciepłym o średniej rocznej temperaturze 6–8°C i rocznej sumie opadów około 800 mm. Tereny szczytowe Beskidu Wyspowego charakteryzują się średnią roczną temperaturą 4–6°C i opadem rocznym rzędu 900 mm (Kotula 2006). Gleby na obszarze gminy w większości wykształciły się głównie ze zwietrzliny fliszu karpackiego. Występują tu takie gleby jak: gleby brunatne, mady rzeczne, gleby płowe, glejowe i inne o niewielkim udziale. Przeważają klasy IVb i V, które stanowią łącznie 68,7%, brak jest gruntów ornych klas I, II, IIIa. Użytki rolne stanowią łącznie 56,0%, w tym na grunty orne przypada 40,3%, łąki i pastwiska 12,5%, sady 3,2%, lasy 39,8%, pozostałe grunty i nieużytki 4,2%. Na obszarze gminy występują cieki zlewni Raby. Należą tu cieki III rzędu: Krzyworzeka, Kobielnik, Lipnik. Wody podziemne zalegają na głębokości 8–15 m, a miąższość warstwy wodonośnej osiąga 2–6 m.

Wybrane elementy przyrodnicze na terenie gminy

Występowanie gatunków roślin na terenie gminy ma charakter piętrowy. Na terenie gminy istnieją dwa piętra roślinne charakterystyczne dla flory Karpat. Do wysokości 550 m.n.p.m. sięga piętro pogórza, powyżej zaznacza się regiel dolny. Zbiorowisko roślinne charakterystyczne dla warunków naturalnych pogórza to bór mieszany, który tworzą głównie sosna i dąb szypułkowy oraz występujące takie gatunki jak buk, jodła. Na terenach z zaznaczającą się działalnością człowieka powstały łąki i pastwiska, niektóre niewykorzystywane i zmienione w półnaturalne zbiorowiska łąkowe. W niższych partiach terenu gospodarka człowieka wytworzyła typowe agrocenozy. Wzdłuż płynących cieków wytworzyły się zwykle zbiorowiska zgrądowiałego łęgu lub też łągi łożowe. Regiel dolny w warunkach naturalnych porasta buczyna karpacka. Przekraczające 800 mm roczne opady, zwięzłe podłoże powodują zabagnienie terenu i rozwój roślinności bagiennej, przykładem takiego obiektu jest młaka turzycowa na Polanie Suchej – objęta ochroną jako użytek ekologiczny. Na terenie gminy występują obiekty przyrodnicze chronione o specjalnym znaczeniu przyrodniczym: wspomniany już użytek ekologiczny „Polana Sucha”, pomniki przyrody, które znajdują się w Wiśniowej: dąb szypułkowy, trzy lipy drobnolistne koło kościoła, lipa drobnolistna przy dzwonnicy, lipa drobnolistna przy

kaplicy, lipa drobnolistna oraz wiąz szypułkowy przy potoku, ponadto lasy ochronne na zboczach Kamiennika, Lubomira i Łysiny, a także krajowy korytarz ekologiczny Beskidu Makowskiego i Wyspowego. Część gminy obejmuje krajowa sieć EKONET.

Elementy krajobrazu w strategii zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej

W projekcie Ministerstwa Środowiska dotyczącym strategii ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej (Krajowa Strategia...2001) zamieszczone jest zestawienie najważniejszych niekorzystnych oddziaływań na różnorodność biologiczną. Zagrożenia dotyczą różnych sfer działalności: rolnictwa, rybactwa śródlądowego, leśnictwa, gospodarki wodnej i morskiej, przemysłu, gospodarki przestrzennej, transportu, turystyki i rekreacji. Wszystkie te sfery działalności wpływają na różnorodność biologiczną i krajobrazową. Poznanie i klasyfikacja zagrożeń różnorodności może mieć praktyczne znaczenie w sporządzaniu analiz strategicznych dla gmin. Tego typu analiz wymaga idea zrównoważonego rozwoju. Analiza SWOT stosowana jest jako narzędzie początkowego etapu analizy strategicznej. Wykorzystana w analizie SWOT technika polega na określeniu i uporządkowaniu informacji dotyczących danego problemu. Wydzielane są cztery kategorie czynników strategicznych: S (strenght) – mocne strony, W (weaknesses) – słabe strony, O (opportunities) – szanse, T (threats) – zagrożenia. Analizę SWOT dla polskich obszarów wiejskich przedstawiła Kowalczyk-Juśko (2005).

Przykład wstępnej, uwzględniającej zagadnienia krajobrazu analizy SWOT opracowanej w formie czterodzielnej macierzy strategicznej dla gminy Wiśniowa przedstawia tabela 1. Ogólny wniosek wynikający z przedstawionej tabeli jest taki, że podstawową mocną stroną gminy są walory przyrodniczo-krajobrazowe. Szansą, która w związku z tym istnieje, jest rozwój turystyki i agroturystyki w gminie. Jedną ze słabych stron stanowi niewystarczająca promocja gminy. Wnioski wynikające z przedstawionych w tabeli 1 czynników analizy SWOT znajdują również poparcie w opracowanej dla gminy waloryzacji przestrzeni przyrodniczo-krajobrazowej, na podstawie której stwierdzono, że gmina Wiśniowa należy do terenów o dużych walorach przyrodniczych (Boroń 2007).

Tabela 1
Table 1

Elementy wstępnej analizy SWOT dla terenów gminy Wiśniowa
The elements of introductory SWOT analysis for village district Wiśniowa

Mocne Strenght	Słabe Weak
1) wysokie walory krajobrazowe high value of landscape 2) małe zanieczyszczenie środowiska low level of environmental contamination 3) bogate zasoby naturalne rich natural resources 4) bliskie położenie ośrodków miejskich near to town center localization	1) niska towarowość gospodarstw low yield of marketable agricultural products 2) niekorzystna struktura agrarna gospodarstw unfavorable farm agrarian structure 3) niskiej jakości gleby poor soil quality 4) niewystarczająca promocja gminy insufficient promotion of community
Szanse Opportunities	Zagrożenia Threats
1) rozwój turystyki i agroturystyki development of tourism and agro-tourism 2) rozwój przedsiębiorczości rolniczej i pozarolniczej development of agricultural and non- -agricultural business 3) produkcja zdrowej żywności i pracochłon- nych produktów rolnych production of health food and laborious agricultural products 4) poprawa infrastruktury technicznej improvement of the technical infrastructure	1) nadmierny rozwój sieci osadniczej excessive development of networks settlement 2) konkurencyjność produktów rolniczych z UE competitiveness of agricultural products from the UE 3) zubożenie i zanieczyszczenie środowiska impoverishment and the environmental pollution 4) brak środków na rozwój infrastruktury lack of resources for infrastructure development

WNIOSKI

1. Krajobraz zrównoważony jest pojęciem o istotnym znaczeniu i zarówno w sferze pojęciowej, jak i praktycznej ściśle związanym z rozwojem zrównoważonym.

2. Tereny górskie charakteryzują się specyficznymi właściwościami wpływającymi na silne zróżnicowanie krajobrazu.

3. Na terenie gminy Wiśniowa znajduje się szereg elementów przyrodniczych znacząco podnoszących jej walory krajobrazowo-turystyczne.

4. Krajobraz powinien być zaliczany do podstawowych czynników w analizach stosowanych przy ustalaniu strategii zrównoważonego rozwoju gminy.
5. Szansą gminy Wiśniowa jest rozwoju turystyki i agroturystyki.

PIŚMIENNICTWO

- Boroń K., 2007. Rola i funkcje wybranych elementów środowiska przyrodniczego w krajobrazie kulturowym gminy Wiśniowa. Maszynopis Kat. Rekult. Gleb i Ochr. Torfowisk. Uniw. Rol. Kraków.
- German K., 2005. Środowisko przyrodnicze polskich Karpat – nowe poglądy, odkrycia, wydarzenia, [w:] *Badania i podróże naukowe krakowskich geografów. Praca zbior. pod red. Górka Z. i Więclaw-Michniewska J. Pol. Tow. Geogr. Oddz. W Krakowie, Kraków: 121–129.*
- Kistowski M., 2008. Koncepcja równowagi krajobrazu – mity i rzeczywistość, [w:] *Struktura i funkcjonowanie systemów krajobrazowych: Meta-analizy, modele, teorie i ich zastosowania, Problemy Ekologii Krajobrazu Tom XXI, Wydawnictwo Print 6, Lublin: 81–90.*
- Kowalczyk-Juško A., 2005. Szanse i zagrożenia zachowania różnorodności biologicznej na obszarach wiejskich, [w:] *Struktura przestrzenno-funkcjonalna krajobrazu. Red. Szponar A., Horska-Schwarz S., Probl. Ekol. Krajobrazu.17, Uniwersytet Wrocławski, Wrocław 2005: 272–282.*
- Kotula Ł., 2006. Opracowanie ekofizjograficzne dla miejscowości Klichów, Kobielnik, Lipnik, Wierzbinowa i Wiśniowa należących do gminy Wiśniowa. Instytut Rozwoju Miast. Kraków. Sierpień 2006.
- Kozłowski S., 2004. Ochrona różnorodności biologicznej i georóżnorodności jako element zrównoważonego rozwoju Europy, [w:] *Problemy organizacji i funkcjonowania systemu ostoi siedliskowych Natura 2000 w Polsce. Praca zbior. pod red. T. Chmielewskiego., Zesz. Nauk PAN. Kom. Nauk Człow. Środ., 38: 13–34.*
- Krajowa strategia ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej. Załącznik Nr 1 Stan i zagrożenia różnorodności przyrody Polskiej, Min. Środ. Warszawa 2001.
- Polityka ekologiczna państwa w latach 2009–2012 z perspektywą do roku 2016, Min. Środ. Warszawa 2008.
- Solon J., 2002. Ocena stanu różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności. *Prace Geograficzne, 185: 232.*
- Solon J., 2004. Ocena zrównoważonego krajobrazu – w poszukiwaniu nowych wskaźników, [w:] *Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego. Przegląd polskich doświadczeń u progu integracji z Unią Europejską, Red. M. Kistowski, Gdańsk: 49–58.*
- Ustawa... 2004.
- Wolski P., 2002. *Przyrodnicze podstawy kształtowania krajobrazu. Słownik pojęć, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.*

**THE INFLUNCE OF THE NATURAL CONDITIONS
ON LANDSCAPE STATUS IN BALANCED DEVELOPMENT MOUNTAIN
REGIONS ON THE EXAMPLE OF VILLAGE DISTRICT WIŚNIOWA**

S u m m a r y

In the paper is placed a discussion connected with landscape sustainability in an aspect of ideas of sustainable development and biodiversity. The problem of landscape sustainability has been investigated on a background of mountain areas specificity. The biological case study as a background of sustainable landscape was presented on an example of Wiśniowa village. SWOT analysis of Wiśniowa village was included as well.

KEY WORDS: natural conditions, landscape, balanced development, mountain village regions

Recenzent – Reviewer: prof. Cezary Kabała, UP we Wrocławiu