

Wpływ osadów ściekowych
na bioakumulację pierwiastków śladowych
w biomase wierzby energetycznej
(*Salix viminalis* L.)
i właściwości gleby lekkiej

Edmund Hajduk

Wpływ osadów ściekowych
na bioakumulację pierwiastków śladowych
w biomacie wierzby energetycznej
(*Salix viminalis* L.)
i właściwości gleby lekkiej



WYDAWNICTWO
UNIwersytetu Rzeszowskiego
Rzeszów 2019

Recenzowała
prof. dr hab. ANNA WÓJCIKOWSKA-KAPUSTA

Redakcja tekstu i korekta
ANNA SZYDŁO

Opracowanie techniczne, łamanie i projekt okładki
PIOTR KOCZĄB

Korekta techniczna
EWA KUC

© Copyright by
Wydawnictwo Uniwersytetu Rzeszowskiego
Rzeszów 2019

ISBN 978-83-7996-625-7

1581

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU RZESZOWSKIEGO
35-959 Rzeszów, ul. prof. S. Pigonia 6, tel. 17 872 13 69, tel./faks 17 872 14 26
e-mail: wydaw@ur.edu.pl; <http://wydawnictwo.ur.edu.pl>
wydanie I, format B5, ark. wyd. 9,90, ark. druk. 10,875, zlec. red. 105/2018

Druk i oprawa: Drukarnia Uniwersytetu Rzeszowskiego

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Przegląd literatury	11
1.1. Osady ściekowe jako odpad i możliwości ich zagospodarowania	11
1.2. Osady ściekowe i możliwości ich przyrodniczego wykorzystania	16
1.3. Wykorzystanie wierzby w ochronie środowiska i gospodarce	21
2. Materiał i metody badań	25
2.1. Lokalizacja i opis terenu badań	25
2.2. Właściwości gleby przed założeniem doświadczenia	27
2.3. Właściwości osadów ściekowych	30
2.4. Badania terenowe	32
2.5. Warunki pogodowe	34
2.6. Analizy laboratoryjne	35
2.7. Analiza statystyczna	37
3. Wyniki badań	39
3.1. Plon pędów wierzby energetycznej	39
3.2. Zawartość pierwiastków śladowych w biomase pędów wierzby	41
3.3. Bioakumulacja pierwiastków śladowych w plonie biomasy wierzby energetycznej	53
3.4. Kształtowanie się wybranych właściwości gleby użyźnianej osadami ściekowymi w warunkach uprawy wierzby energetycznej	66
3.5. Współczynniki bioakumulacji pierwiastków śladowych	91
3.6. Współczynniki oczyszczania gleb z pierwiastków śladowych	101
3.7. Zależności pomiędzy właściwościami gleby oraz zawartością i bioakumulacją pierwiastków śladowych w biomase pędów wierzby	104
4. Dyskusja wyników	114
5. Wnioski	141
Literatura	145
Streszczenie	166
Abstract	170

WSTĘP

Rolnictwo było i jest jednym z podstawowych gałęzi gospodarki, przede wszystkim z uwagi na konieczność zapewnienia obywatelom zabezpieczenia w produkty żywnościowe, ale także jako źródło surowców do wielu gałęzi przemysłu. Z ogólnej powierzchni 31 268,0 tys. ha powierzchni Polski użytki rolne stanowiły w 2017 roku około 60,2% powierzchni [GUS 2017]. Tak zwane grunty marginalne to grunty w ewidencji użytków rolnych, ale nieurodzajne, stąd nieopłacalne w użytkowaniu, zanieczyszczone, zdegradowane lub o niekorzystnych warunkach przyrodniczo-terytorialnych [Kabała i in. 2010, Sajnog i Wójcik 2013]. Jak podają Wójcik i in. [2014] na obszarze Polski około 2,3 mln ha gruntów można zakwalifikować jako marginalne (12,4% użytków rolnych), a 90% z nich to suche i jałowe gleby piaszczyste.

Uzyskanie wysokiej wydajności biomasy z upraw na glebach mało żyznych, ubogich w materię organiczną i składniki pokarmowe wiąże się z koniecznością nawożenia, co podraża koszty produkcji. Jednocześnie w wielu sektorach gospodarki powstają liczne produkty odpadowe, których utylizacja jest uciążliwa i kosztowna. Niektóre z nich posiadają cechy umożliwiające ich wykorzystanie jako środków uźyźniających gleby. Takim materiałem są między innymi komunalne osady ściekowe zawierające duże ilości węgla organicznego i znaczną ilość składników pokarmowych dla roślin [Wieczorek i Gambuś 2009, Kacprzak i in. 2014b, Sevel i in. 2014, Kasprzycka i in. 2016]. Należy zaznaczyć, że skład chemiczny osadów ściekowych jest na ogół bardzo złożony i niestety związany z obecnością toksycznych substancji chemicznych (w tym metali ciężkich) ograniczających możliwości ich zastosowania [Romanowska-Duda i in. 2012, Marron 2015].

Po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej w celu wyrównywania szans i podniesienia konkurencyjności gospodarstw działających w niekorzystnych warunkach, zapoczątkowano wdrażanie Wspólnej Polityki Rolnej [Jadczyzyn i in. 2010]. Dla realizacji tego celu wyodrębniono obszary problemowe rolnictwa (OPR) i obszary o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW). Należy zaznaczyć, iż działania identyfikujące obszary problemowe rolnictwa na podstawie różnych kryteriów były podejmowane już wcześniej [Bański 1999, Brodziński 2002]. Wśród czynników, które uwzględniano była także jakość gleb, czego wyrazem był brany pod uwagę wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WWRPP), opracowany przez Instytut Uprawy

Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach [Witek i in. 1993], jak również odczyn, zawartość próchnicy, zawartość metali ciężkich czy zagrożenie erozją [Jadczyzyn 2009, Jadczyzyn i in. 2010].

Zagospodarowanie gruntów marginalnych dla produkcji biomasy na cele energetyczne mogłoby ograniczyć emisję ditlenku węgla do środowiska [Dias i in. 2017, Qin i in. 2018]. Ponadto wieloletnie uprawy roślin mogą zwiększać sekwestrację ditlenku węgla w glebie [Sartori i in. 2006, Don i in. 2012, Harris i in. 2015]. Zastosowanie do ich użyźniania osadów ściekowych z zachowaniem ograniczeń związanych z ochroną środowiska, umożliwiłoby zwiększenie produktywności upraw, a zatem dochodowości rolników [Lazdina i in. 2007]. Bardzo istotny jest fakt, że rośliny w tym celu uprawiane mogą także być przydatne w rekultywacji gleb, np. zanieczyszczonych metalami ciężkimi [Kabała i in. 2010, Dias i in. 2017]. Do produkcji energii można wykorzystać każdy rodzaj biomasy, jednakże uprawa roślin wieloletnich wydaje się korzystna z powodu ograniczenia ilości zabiegów uprawowych, a tym samym możliwości ograniczenia czasu i kosztów. Sposród nich w Polsce, ale też w wielu krajach Europy i świata, dużo uwagi poświęca się różnym gatunkom wierzby (*Salix L.*) z uwagi na duży przyrost biomasy i stosunkowo niewielkie wymagania glebowe. Są też doniesienia o możliwości wykorzystania wierzby w procesach fitoremediacji i fitostabilizacji gleb zanieczyszczonych [Pulford i in. 2002, Hammer i in. 2003, Kaniuczak i in. 2003, Fischerová i in. 2006, Volk i in. 2006, Jensen i in. 2009, Kabała i in. 2010, Mleczek i in. 2010, Chen i in. 2012, Kaniuczak i in. 2012, Stanisławska-Głubiak i in. 2012, Kubátová i in. 2016, Forbes i in. 2017, Mleczek i in. 2018].

Celem pracy było określenie wpływu jedno-, dwu- i trzyletniej uprawy wierzby energetycznej na glebie lekkiej, agromeliorowanej osadami ściekowymi, wprowadzonymi do gleby w formie wkładek różnej miąższości na:

- 1) plon biomasy pędów wybranych klonów wierzby energetycznej i zawartość w nich pierwiastków śladowych w zależności od miąższości wkładki osadów i długości cyklu uprawy;
- 2) właściwości fitoremediacyjne wybranych klonów wierzby w odniesieniu do gleb użyźnianych osadami ściekowymi, zawierającymi metale ciężkie, poprzez ocenę ich bioakumulacji w pędach, wielkości współczynników bioakumulacji (BAF) i współczynników skuteczności oczyszczania gleby z pierwiastków śladowych (DE).

Celem badań było również określenie zmian wybranych właściwości fizykochemicznych i chemicznych uprzednio odłogowanej gleby lekkiej, po agromelioracji osadami ściekowymi i uprawie wierzby energetycznej.

Realizując wymienione cele, w pracy dokonano weryfikacji hipotez stanowiących, że miąższość wkładki osadu ściekowego zastosowanego do użytkowania gleby, rodzaj klonu i cykl uprawy wpływają na:

- 1) wielkość plonu biomasy pędów;
- 2) zawartość pierwiastków śladowych (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Cd) w korze i drewnie pędów wierzby;
- 3) bioakumulację (wyniesienie) pierwiastków śladowych w plonie pędów wierzby energetycznej;
- 4) kształtowanie się wartości współczynników bioakumulacji tych pierwiastków w pędach wierzby (BAF);
- 5) zróżnicowanie współczynników skuteczności oczyszczania gleby z pierwiastków śladowych (DE) i czasu potrzebnego do oczyszczenia gleby z pierwiastków śladowych, wniesionych do niej z osadami ściekowymi.

Dokonano również weryfikacji hipotezy, że badane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby, zarówno w całym profilu, jak i w warstwach z poszczególnych głębokości, istotnie zależą od miąższości wkładek osadów ściekowych, zastosowanych w agromelioracji gleby lekkiej i lat uprawy wierzby energetycznej. Równocześnie zastosowane osady ściekowe (w warunkach uprawy wierzby energetycznej) nie spowodują przekroczenia obowiązujących norm, dotyczących zanieczyszczenia gleby pierwiastkami śladowymi.

1. PRZEGLĄD LITERATURY

1.1. Osady ściekowe jako odpad i możliwości ich zagospodarowania

Wraz z rozwojem cywilizacji znacząco zwiększa się ingerencja człowieka w środowisko, rośnie ilość wytwarzanych dóbr konsumpcyjnych, zmienia się także sposób życia, co wpływa na wzrost ilości wytwarzanych odpadów [Kaniuczak i in. 2005d, Bartkowiak i Lemanowicz 2016]. Poprzez odpady należy rozumieć każdą substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia się jest zobowiązany [Dz.U. 2013 poz. 21, Dyrektywa ... 2008/98/WE]. Dla przykładu, w Polsce w 2000 r. wytworzono 137,7 mln ton odpadów, a w roku 2014 już 141,6 mln t [GUS 2015]. W latach 2000–2014 ilość wytwarzanych odpadów w Polsce wahała się najczęściej w przedziale 110–130 mln ton [GUS 2016]. Według danych EUROSTATU łączna ilość odpadów wytworzonych w 28 krajach Unii Europejskiej we wszystkich rodzajach działalności gospodarczej i gospodarstwach domowych wyniosła 2 460 mln ton w 2010 r., a w 2012 r. 2515 mln ton [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics/pl].

Wytwarzane odpady stanowią problem środowiskowy (niektóre zawierają znaczne ilości substancji toksycznych lub szkodliwych), ale i gospodarczy (obniżają efektywność ekonomiczną przedsiębiorstw lub konsumentów w związku z nakładami na ich utylizację lub zagospodarowanie). Stąd problematyka postępowania z odpadami nabiera znaczącej rangi, a to znajduje odzwierciedlenie także w prawodawstwie Unii Europejskiej. Aktualnie obowiązująca Dyrektywa Ramowa w sprawie odpadów [2008/98/WE], kładzie szczególny nacisk na zapobieganie ich wytwarzania. Stwierdzono w niej, że głównym celem każdej polityki w dziedzinie gospodarki odpadami powinno być zmniejszenie negatywnych skutków wytwarzania odpadów i gospodarowania nimi na zdrowie ludzi i stan środowiska. Dyrektywa ta wprowadziła następującą hierarchię sposobów postępowania z odpadami:

- 1) zapobieganie powstawaniu odpadów;
- 2) przygotowywanie do ponownego użycia;
- 3) recykling;

- 4) inne procesy odzysku;
- 5) unieszkodliwianie.

W tym aspekcie ma to przełożenie na politykę w poszczególnych krajach unijnych, w tym Polski. Przejawem tego jest wiele aktów prawnych odnoszących się do tej kwestii (np. Ustawa z 14 grudnia 2012 r. o odpadach [Dz.U. 2013 poz. 21], Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach [Dz.U. 2015 poz. 1277]) czy Krajowy Plan Gospodarki Odpadami przyjęty uchwałą Rady Ministrów z 1 lipca 2016 r. [Dz.U. 2016 poz. 784].

W ogólnej ilości odpadów specyficzną grupę stanowią odpady organiczne pochodzenia biologicznego, których źródłem są przede wszystkim: rolnictwo i przemysł rolno-spożywczy, przemysł drzewny, odpady z terenów zurbanizowanych (niewykorzystana lub zepsuta żywność, odpady roślinne z pielęgnacji zieleni), a także oczyszczalnie ścieków [Baran 2005]. Mogą one stanowić nawet około 50% (średnio 30%) odpadów komunalnych [Sieja 2006]. Cechuje je zasobność w substancję organiczną, zazwyczaj łatwa biodegradowalność oraz wysoka wartość energetyczna. Poza tym zawierają znaczne ilości pierwiastków biogennych, co sugeruje możliwość ich wykorzystania w użyźnianiu i rekultywacji gruntów bezpośrednio, po przekompostowaniu lub specjalistycznej przeróbce [Krzywy i Iżewska 2004, Baran 2005, Maćkowiak i Igras 2005, Siuta 2005, Szulc i in. 2007, Czekala i in. 2009, Zakrzewski i Chabelski 2016].

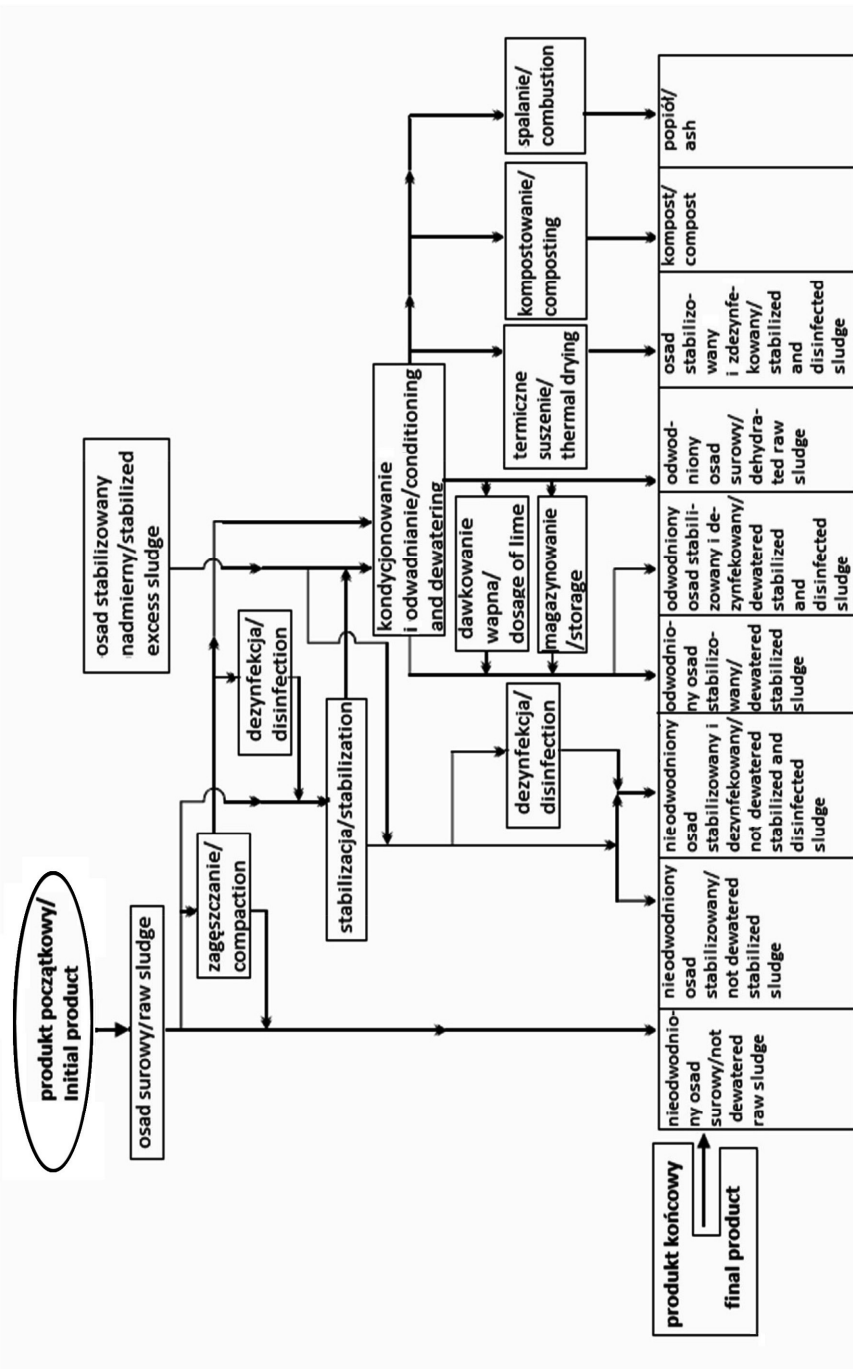
Do tej grupy odpadów należą także komunalne osady ściekowe (KOŚ) pochodzące z miejskich i wiejskich oczyszczalni ścieków (kod 19 08 05 w katalogu odpadów [Dz.U. 2001 nr 112, poz. 1206]). Osady te powstają na różnych etapach cyklu technologicznego oczyszczania ścieków:

- osad wstępny – powstaje w osadnikach wstępnych, np. piaskownikach,
- osad wtórny – powstaje w wyniku biologicznego oczyszczania ścieków, może być częściowo zwracany do obiegu (osady recykulowane) lub usuwany (osad nadmierny).

Jeśli w procesach oczyszczania ścieków stosowane są koagulatory lub neutralizatory w postaci różnych substancji chemicznych, mogą powstawać osady chemiczne. Osady wstępne, wtórne, chemiczne czy mieszane są osadami surowymi, które po kolejnych stopniach przeróbki kwalifikuje się jako:

- osady zagęszczone – po procesie zagęszczania,
- osady stabilizowane w procesach beztlenowych (przefermentowane),
- osady ustabilizowane w procesach tlenowych,
- osady odwodnione – po operacjach odwadniania,
- osady higienizowane – po pasteryzacji, wapnowaniu lub suszeniu.

Szczegółowy schemat gospodarki osadami przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat gospodarki osadowej/Diagram of sludge management (według Kempy i Bienia za Malejem [2000], zmieniłone)

Pod względem ilościowym osady stanowią 1–7% oczyszczanych ścieków [Kaniuczak i in. 2005d, Szwedziak i Woźniak 2005, Wolski i in. 2011]. Według badań Pasternak i Mrowiec [2015] z 1 m³ oczyszczanych ścieków powstawało od 0,1 do 0,34 kg s.m. osadów. Spodziewana ilość wyprodukowanych osadów ściekowych w Unii Europejskiej osiągnie w 2020 r. poziom 13 mln Mg [Wołajko i in. 2014]. W Polsce w roku 2000 wytworzono 359,8 tys. Mg s.m. komunalnych osadów ściekowych, a w kolejnych latach ich ilość systematycznie rosła [GUS 2016](tab. 1). Krajowy Plan Gospodarki Odpadami zakłada w przyszłości zwiększenie ilości komunalnych osadów ściekowych wymagających oczyszczenia, co poniekąd wynika z rozwoju infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej w Polsce, rozwoju społeczno-gospodarczego kraju oraz idącego za tym wzrostu konsumpcji [Dz.U. 2016 poz. 784].

Tabela 1. Wytwarzanie i sposób postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi w latach 2000-2015 / Production and disposal of municipal sewage sludge in the years 2000–2015

Wytwarzanie i gospodarowanie osadami / Production and management of sewage sludge	Lata – tys. Mg suchej masy / Years – in thousand Mg of dry matter				
	2000	2005	2010	2014	2015
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
Osady wytworzone w ciągu roku / Total sewage sludge generated during the year	359,8	486,1	526,7	556,0	568,0
Osady stosowane w rolnictwie / Sewage sludge applied in agriculture	–	66,0	109,3	107,2	107,5
Stosowane do rekultywacji terenów, w tym na cele rolnicze / Applied in land reclamation including reclamation of land for agricultural purposes	–	120,6	54,3	22,0	19,2
Stosowane do uprawy roślin przeznaczo- nych do produkcji kompostu / Applied in cultivation of plants intended for compost production	25,5	27,4	30,9	46,3	47,1
Przekształcone termicznie / Thermally transformed	5,9	6,2	19,8	84,2	79,3
Składowane / Landfilled	151,6	150,7	58,9	31,5	40,5
Osady nagromadzone na terenie oczyszczalni – stan w końcu roku / Sewage sludge accumulated on the wastewater treatment plants – as of end of year	675,0	782,7	332,4	226,0	246,9

1	2	3	4	5	6
Suma osadów stosowanych w rolnictwie, do rekultywacji i do produkcji kompostu / <i>The sum of sludge used in agriculture, reclamation and the production of compost</i>	25,5	214	194,5	175,5	173,8

Źródło: GUS [2016].

Jednostki zarządzające oczyszczalniami ścieków stają przed koniecznością zagospodarowania osadów ściekowych. Do niedawna odbywało się to najczęściej poprzez składowanie na składowiskach odpadów komunalnych. W roku 2000 składowaniu poddano 151,6 tys. Mg s.m. osadów (tab. 1), co stanowiło 42,1% ilości wytworzonej, a piętnaście lat później już tylko 7,1% (40,5 tys. Mg). Ponadto duże ilości osadów zostały nagromadzone bezpośrednio na terenie oczyszczalni (tab.1). Inne sposoby zagospodarowania to:

- wykorzystanie rolnicze,
- rekultywacja terenów poprzemysłowych oraz składowisk odpadów,
- fermentacja metanowa,
- wytwarzanie kompostu,
- produkcja nawozów niekonwencjonalnych,
- termiczna utylizacja.

Ostatni z wymienionych sposobów jest silnie rozwojowy – w latach 2000–2015 ilość termicznie przetwarzanych osadów wzrosła prawie 49-krotnie (z 1,6 do 79,3 Mg). Problematyka termicznego przekształcania osadów była podejmowana przez wielu autorów [Wolski i in. 2011, Cao 2012, Czechowska-Kosacka 2013, Dąbrowski i Dąbrowski 2016, Żogała 2016]. Pozyskiwanie energii z procesów spalania i współspalania osadów jest uważane za sposób przyjazny środowisku [Werle 2015], ale nie jest tak we wszystkich aspektach (np. emisja tlenków siarki i azotu), związanych z termicznym przekształcaniem osadów [Żogała 2016]. Ponadto wysokie uwodnienie osadów utrudnia prowadzenie procesów spalania czy przekształcania termicznego i pogarsza ich opłacalność ekonomiczną. Tendencja do obniżania ilości składowanych osadów jest bardzo korzystna i spełnia wymagania Unii Europejskiej – Dyrektywa 1999/31/WE z 26 kwietnia 1999 r. zakłada radykalne zmniejszenie ilości składowanych odpadów ulegających biodegradacji i przewiduje ograniczenia w ich składowaniu. Konsekwencją tego w polskim prawodawstwie jest Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach [Dz.U. 2015 poz. 1277], na mocy której zabronione jest składowanie komunalnych osadów ściekowych, jeżeli spełniają

choć jeden z warunków: zawierają powyżej 5% ogólnego węgla organicznego (TOC) w suchej masie, ich strata podczas prażenia (LOI) przekracza 8% s. m. lub ciepło spalania przekracza 6 MJ/kg s.m.

Krajowy Plan Gospodarki Odpadami [Dz.U. 2016 poz. 784] sugeruje następującą hierarchię postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi (KOŚ):

- 1) zapobieganie powstawaniu KOŚ (np. przez poddawanie osadów procesom przeróbki jak dezintegracja, głęboka stabilizacja, higienizacja i odwodnienie) lub też działania zmierzające do utraty statusu odpadu w takim kierunku, aby zostały one wykorzystane jako nawozy organiczne;
- 2) recykling KOŚ (w tym kompostowanie KOŚ z innymi odpadami w celu uzyskania materiału po procesie kompostowania stosowanego w celach nawozowych);
- 3) odzysk materiałowy (w tym odzysk w kompostowniach, biogazowniach lub cementowniach) oraz odzysk energii (w odniesieniu do osadów jako biomasy oznacza to spalanie);
- 4) unieszkodliwianie KOŚ – osady w tym procesie mogą być termicznie przetwarzane w spalarniach lub współspalarniach odpadów, bez odzysku energetycznego lub też składowanie.

Jak widać możliwość przyrodniczego wykorzystania osadów jest w KPGO traktowana priorytetowo. Należy zaznaczyć, że sposoby postępowania z osadami ściekowymi powinny być dobierane indywidualnie dla każdej oczyszczalni ścieków z osobna, z uwzględnieniem ich właściwości tak, aby cały proces był zasadny ekologicznie i ekonomicznie [Cieślik i in. 2015].

1.2. Osady ściekowe i możliwości ich przyrodniczego wykorzystania

Komunalne osady ściekowe, ze względu na swój skład chemiczny, stanowią źródło substancji organicznej i składników pokarmowych (tab. 2). Pod tym względem przypominają nawozy naturalne [Mazur i Mokra 2009, Wieczorek i Gambuś 2009, Kacprzak i in. 2014b, Kasprzycka i in. 2016]. Mogą być także surowcem do produkcji nawozów organicznych [Grobelałak i in. 2016].

Wiele publikacji wskazuje, że także stosowanie osadów ściekowych i produktów ich przetwarzania w celu użyźniania gleb i gruntów, ma pozytywny wpływ na pobieranie przez rośliny składników pokarmowych i ich plonowanie [Montgomery i in. 2005, Kaniuczak i in. 2005a, Kaniuczak i in. 2005b, Mantovi i in. 2005, Siuta i Kutla 2005, Fernández i in. 2009, Wieczorek i Gambuś 2009, Ociepa i in. 2010, Kacprzak i in. 2014a, Rasouli-Sadaghiani i Moradi 2014, Antoniadis i in. 2015].

Należy podkreślić, że olbrzymią rolę w kształtowaniu żyzności gleb pełni materia organiczna [Bationo i in. 2007, Gonet 2007, Sapek 2010, Heikkinen i in. 2013, Agegnehu i in. 2017, Gondek i Mierzwa 2014, Hajduk i in. 2015, Zilverberg i in. 2018]. Intensywne rolnictwo, ukierunkowane na produkcję roślinną, często powoduje ujemny bilans glebowej materii organicznej, co skutkuje pogorszeniem właściwości fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych gleb i obniżeniem ich urodzajności [Singh 2000, Squire i in. 2015]. Jest to skutkiem ograniczenia produkcji i stosowania obornika i innych nawozów naturalnych oraz obniżenia udziału roślin strączkowych w strukturze zasiewów [Kalembasa i in. 2004, Maćkowiak i Igras 2005]. Wiele gleb cechują wyraźne objawy degradacji z uwagi na ubytek materii organicznej [Wang i Gong 1998, Dumanski i Pieri 2000].

Odtworzenie lub wzbogacenie poziomu próchnicznego jest zwykle głównym zadaniem w procesach rekultywacji gruntów zdegradowanych [Siuta 2005, Bęś i Warmiński 2015]. Komunalne osady ściekowe mogą zawierać od kilku do ponad 50% materii organicznej w suchej masie (tab. 2), stąd mogą być znaczącym jej źródłem w glebie w efekcie zastosowania osadów jako dodatku użyźniającego. Dotychczasowe badania wskazują na pozytywny wpływ stosowania osadów ściekowych na zawartość węgla organicznego, związków próchnicznych (szczególnie frakcji kwasów huminowych), a pośrednio także kształtowanie właściwości fizycznych czy zwiększenie pojemności kompleksu sorpcyjnego gleb i rekultywowanych gruntów [Baran i in. 2004, Kalembasa i in. 2004, Mantovi i in. 2005, Fernández i in. 2007, Kusza 2006, Baran i in. 2008a, Baran i in. 2008b, Fernández i in. 2009, Song i Lee 2010, Nicolás i in. 2014, Bęś i Warmiński 2015, Zoghlami i in. 2016, Grobelak i in. 2016].

Rozwój roślin i produkcja biomasy (w tym także wierzby energetycznej) są w dużym stopniu uwarunkowane dostępnością składników pokarmowych w glebie, zarówno makro- jak i mikroelementów (w tym odpowiednio N, P, K, Ca, Mg i Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co). Zarówno ich niedobór, jak i nadmiar może ograniczać plonowanie lub pogarszać ich jakość [Kabata-Pendias i Pendias 1999]. Oprócz pierwiastków niezbędnych pobierane są też metale śladowe, które nie pełnią specyficznej roli w organach roślin (Cd, Pb, Cr, Hg), a mogą stwarzać zagrożenie dla ich funkcjonowania [Kabata-Pendias i Pendias 1999, Kabata-Pendias 2011, Kovacs i Szemmelveisz 2017]. Rośliny pobierają składniki pokarmowe i inne pierwiastki głównie z gleby poprzez system korzeniowy. Do użyźniania gleb można wykorzystać nawozy konwencjonalne (organiczne i mineralne), ale – szczególnie w przypadku uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi lub zwierzęta – o wiele bardziej opłacalne i korzystne wydaje się zastosowanie nawozów niekonwencjonalnych, często pozyskiwanych jako odpad z różnych gałęzi gospodarki [Maćkowiak 2000, Dimitriou i Rosenqvist 2011, Wieczorek i Frączek 2013]. Stąd duże zainteresowanie zastosowaniem komunalnych osadów ściekowych w użyźnianiu i re-

kultywacji gleb, także w celu uprawy roślin energetycznych, pomimo wielu bardzo zróżnicowanych skutków agronomicznych i środowiskowych, w tym także zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi [Romanowska-Duda i in. 2012, Marron 2015]. Dlatego zwrócić uwagi na możliwości fitoremediacji gleb, na których uprawiane się rośliny z zastosowaniem osadów ściekowych, może mieć praktyczne znaczenie [Maxted i in. 2007, Kaniuczak i in. 2012]. Zwykle z uwagi na zazwyczaj mniejszą kontaminację ksenobiotykami (nie zawsze analizowanymi i normowanymi w uregulowaniach prawnych), osady z małych oczyszczalni ścieków zazwyczaj korzystniej oddziałują na środowisko glebo- we, aktywność enzymów roślinnych i ich wzrost [Wyrwicka i Urbaniak 2018].

Spośród makroskładników pokarmowych osady ściekowe zazwyczaj zawierają znaczne – porównywalne do nawozów naturalnych ilości azotu i fosforu (tab. 2). Ogólna zawartość azotu w osadach ściekowych wytwarzanych w Polsce najczęściej oscyluje wokół wartości 20–30 g·kg⁻¹ s. m., w skrajnych przypadkach osiągając ilości rzędu 70–80 g·kg⁻¹ s. m. Azot w osadach ściekowych zawarty jest przede wszystkim w połączeniach organicznych, ale częściowo także mineralnych. Badania Czeakały [2013] wykazały, że frakcje azotu rozpuszczalne w wodzie i potencjalnie szybko dostępne dla roślin, stanowiły od 14,4 do 21,3% azotu ogólnego z osadów (z różnym w nich udziałem formy amonowej i połączeń organicznych), a azot w połączeniach trwałych (niehydrolizujących) stanowił 47,6–52,8%. Mantovi i in. [2005], badając wpływ osadów ściekowych na glebę i uprawiane rośliny stwierdzili w osadach nieodwodnionych 2,01% s.m. azotu amonowego, przy ogólnej jego zawartości oznaczonej metodą Kjeldahla na poziomie 6,12% s.m.

Jakubus [2006] zastosowała w doświadczeniu wazonowym osady z mechanicznej oczyszczalni ścieków, zawierające 17,9 g·kg⁻¹ s. m. N ogólnego, w tym 3,4 g·kg⁻¹ s. m. N-NH₄ oraz osady z biologicznej oczyszczalni ścieków zawierające jedynie 78 mg·kg⁻¹ s. m. azotu amonowego (przy ogólnej jego ilości 49,6 g·kg⁻¹). Odwadnianie czy kompostowanie osadów powodowało ogólne straty azotu i zmniejszenie udziału azotu amonowego, np. osady odwodnione zawierały już tylko 0,62% N-NH₄ w suchej masie, przy ogólnej ilości azotu 4,24%. Rasouli-Sadaghiani i Moradi [2014] wskazują na bardzo wysokie (w porównaniu do innych nawozów naturalnych) uwalnianie azotu amonowego z osadów ściekowych wprowadzonych do gleby w doświadczeniu wazonowym. Wykorzystanie azotu przez rośliny jest przeważnie wysokie, na ogół zbliżone do obornika [Gondek i Filipek-Mazur 2006].

Stosowanie osadów ściekowych w dawkach odpowiadających zapotrzebowaniu na azot, może prowadzić do zanieczyszczenia gleb fosforem z uwagi na jego wysoką zawartość w osadach [Montgomery i in. 2005]. Badania osadów ściekowych pochodzących z polskich oczyszczalni ścieków informują o zawartości fosforu dochodzącej do 40 g·kg⁻¹ s. m. [Siebielec i Stuczyński 2008], przy

**Tabela 2. Skład chemiczny osadów ściekowych na podstawie niektórych źródeł literaturowych /
The chemical composition of sewage sludge according to various literature sources**

Składnik/ Component		Labrecque i Teodorescu [2011]/[2003]		Mackowiak [2001]		Dimitriou i in. [2006]		Siebielec i Stuczynski [2008]		Iżewska i in. [2013]		Milič i in. [2016]		Kubátová i in. [2016]		Jama- Rodzeńska i in. [2016]	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
SM/ DM	%	90,8 / 60,4						4,43–22,1 (95,4*)	41,03	24,2–53,7	12–18	22					
MO /OM	%s.m./ %DM	54,8 / 30,2	50,6	8,7–82,5		42,2	13,6– 65,1	41,0*–67,6	55,8	49,4–63,1		45					
pH	–				6,1	6,79	5,7–13,1		6,64	6,21–6,87		12					
N		32 / 14,5	35,3	1,2–83,5	28	26,1	5,5–56,4	37,0*–72,7	38,9	36,0–40,8	40,8–51,2	36					
P		21 / 5,0	13,1	0,44–36,1	35	18,3	1,4–40,8	9,83–13,5	4,6	2,7–6,5	7,95–10,5	28					
K	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m./ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ DM	1,4 / 2,2	2,57	0,249–9,13	1,1	2,5	0,9–8,7	4,34–14,9			2,60–8,62						
Ca		32,1 / 53,2	23,6	0,785–57,9		39,3	8,1–199	7,78–62,1*	16,6	12,0–20,1	8,35–17,5	100					
Mg		3,2 / 9,96	4,32	0,24–12,5		5,8	0,1–17,0		6,1	4,6–7,5	2,13–4,05	7					
S								6,22–9,34									

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Mn		216,8 / 370	325	20-1965		539	128-1949	66,7-243				
Zn		401,9 / 1200	1350	126-2426	875	2135	541-9824	462-528	709	558-987	571-913	
Cu		203,4 / 345	147	3-643	770	184	41-449	229-341*	127	108-160		415
Ni	mg·kg ⁻¹ s.m./	4,9 / 28	30	1,7-97	21	69,2	18-1172	24,1-56,2*	16,1	11,5-22,5		50
Cr	mg·kg ⁻¹ DM	- / 58	175	5-760	27	320	24-7544	8,42-13,4	23,8	17,5-34,3		108
Hg		- / 2						0,39-0,90*				0,05
Cd		2,2 / 4,5	3,3	0,2-10	1,8	10,5	1,1-149,1	0,87-1,63	1,17	0,77-1,96	2,1-2,9	2
Pb		14,1 / 135	92	5-425	36	173	45-953	28,9-39,7*	11,8	8,9-14,8	46-102	59

* – osad po odwodnieniu na prasie taśmowej oraz procesie suszenia w suszarce / sludge undergoes dewatering on a belt press, and then is dried in a dryer

SM/DM – sucha masa/dry matter

MO/OM – materia organiczna/organic matter

kilkukrotnie mniejszej zawartości potasu (tab. 2). Są także doniesienia o nieco słabszym wykorzystaniu fosforu z gleb użyźnianych osadami ściekowymi przez rośliny w porównaniu do obornika [Wen i in. 1997, Wieczorek i Gambuś 2009]. Gondek i Filipek-Mazur [2006] oszacowali wykorzystanie przez rośliny fosforu z osadów ściekowych na poziomie 8,9–13% (z obornika 12%). Jednak ci sami autorzy podkreślili znacznie mniejsze wykorzystanie przez rośliny potasu z osadów ściekowych (45–60%) w porównaniu do obornika (68,1–72,7%). Jest to tym bardziej niekorzystne, iż zawartość tego pierwiastka w osadach ściekowych jest niewielka: 0,25–14,9 g·kg⁻¹ s. m. (tab. 2). Powoduje to konieczność stosowania uzupełniającego nawożenia mineralnego potasem roślin uprawianych na glebach użyźnianych komunalnymi osadami ściekowymi.

Osady ściekowe mogą być znaczącym źródłem wapnia i magnezu (tab. 2). Jest to istotne zwłaszcza w przypadku uprawy roślin na glebach zdegradowanych, o niskiej zawartości tych pierwiastków i zakwaszonych, lub gruntach rekultywowanych. W osadach higienizowanych z zastosowaniem wapna palonego jego ilość w osadach może dochodzić do 20%. Wprowadzenie osadów ściekowych do gleby zakwaszonej może znacząco wpłynąć na uregulowanie jej odczynu. Wieczorek i Gambuś [2009] w doświadczeniu wazonowym ze słonecznikiem stwierdzili, że plonowanie roślin i pobranie Ca i Mg przez rośliny nawożone osadem ściekowym było większe, aniżeli w wariacie kontrolnym (bez nawożenia). Jednak zawartość obu pierwiastków w biomacie kształtowała się poniżej uzyskanej w wariacie kontrolnym. Reakcja roślin na zwiększoną podaż tych pierwiastków w efekcie nawożenia osadami ściekowymi, nie zawsze jest wyraźna i jednoznaczna, co w doświadczeniu z wierzbą stwierdzili Jama-Rodzeńska i in. [2016]. Ponadto zauważyli oni, że zastosowanie osadów ściekowych nie miało istotnego statystycznie wpływu na zawartość makroelementów w pędach wikliny.

Stąd jednym z wielu możliwych kierunków zagospodarowania osadów jest wykorzystanie ich do rekultywacji gleb zdegradowanych, marginalnych czy odłogowanych, w celu przywrócenia ich do użytkowania rolniczego.

1.3. Wykorzystanie wierzby w ochronie środowiska i gospodarce

W ostatnich latach obserwuje się wzrost ilości ditlenku węgla w atmosferze, co w wielu publikacjach jest wskazywane jako potencjalne zagrożenie związane ze zmianami klimatycznymi (efekt cieplarniany) [Obrębska-Starkłowa, Starkel 1991, Thomas i in. 2004, UNFCC 2007, CCSP 2008, Gumuła i Piaszkowska 2009, IPCC 2013, Adedeji i in. 2014]. Aktualnie dominuje pogląd

o szkodliwości efektu cieplarnianego, a polityka Unii Europejskiej jest ukierunkowana na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych [Barchański 2010]. Należy zaznaczyć, iż nie wszyscy podzielają taki sposób interpretacji tych zjawisk, jak również udziału człowieka w potęgowaniu efektu cieplarnianego [Jaworowski 2008, Barchański 2010]. Niezależnie od tego należy poszukiwać sposobów ograniczenia niekorzystnego wpływu antropogennego na środowisko, także w zakresie emisji gazów cieplarnianych [Kasztelewicz 2011].

Głównym antropogennym źródłem tego gazu jest przemysł energetyczny stąd propaguje się (także w unormowaniach prawno-ekonomicznych) daleko idące zmiany w tym sektorze [Kasztelewicz 2011]. W związku z koniecznością wykorzystania do produkcji energii źródeł odnawialnych, a także dywersyfikacji źródeł energii, planuje się coraz szersze wykorzystanie biomasy [Kenney i in. 1996, Budzyński i Bielski 2004, Niedziółka i Zuchniarz 2006, Stolarski i in. 2008, Matyka 2009, Szyszlak-Bargłowicz i Piekarski 2009]. Biomasa charakteryzuje się zamkniętym obiegiem CO₂ w porównaniu z paliwami kopalnymi. Osłabienie efektu cieplarnianego poprzez obniżenie emisji gazów cieplarnianych (w tym ditlenku węgla) stało się powodem podjęcia decyzji przez Unię Europejską o zwiększeniu udziału energii z odnawialnych źródeł do 20%, przy czym dla Polski udział energii ze źródeł odnawialnych w końcowym zużyciu energii brutto w 2020 r. określono na 15% [Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE]. Ponadto spalanie biomasy skutkuje mniejszą emisją do środowiska zanieczyszczeń (w tym tlenków siarki) w porównaniu do spalania węgla [Petersen i Solberg 2005, Sobczyk i in. 2015].

Polska postrzegana jest jako kraj o potencjalnie dużych możliwościach produkcji biomasy [Kuś i Matyka 2010a]. Od kilku lat obserwuje się wzrost zainteresowania uprawami roślin energetycznych [Matyka 2009]. Należy podkreślić, że uprawa roślin energetycznych na gruntach rolniczych nie powinna odbywać się kosztem produkcji żywności [Krasowicz 2008, Tworkowski i in. 2010b]. W pierwszej kolejności należałoby wykorzystać niezagospodarowane grunty rolne i trwałe użytki zielone [Kaniuczak i in. 2005c, Jarecki i Bobrecka-Jamro 2010, Kabała i in. 2010, Kaniuczak i in. 2012]. Spośród wielu rodzajów biomasy, uprawa wierzby energetycznej wydaje się jednym z alternatywnych wariantów jej pozyskiwania [Budzyński i Bielski 2004, Błażej i Błażej 2005, Zajączkowski 2006, Stolarski i in. 2008, Tworkowski i in. 2010a, Jama-Rodzeńska i in. 2016, Stolarski i in. 2016]. Badania Ericsson i in. [2006] wykazały, że koszt produkcji wierzby jest znacznie niższy w Polsce (około 31 PLN/MWh lub 7 EUR/MWh), niż w kilku krajach Europy Zachodniej (około 12–15 EUR/MWh). Wskazali oni także, że względna żywotność wierzby jest lepsza na glebach o średniej jakości niż na glebach najlepszych. Zwiększone zapotrzebowanie na biomasę do celów energetycznych powoduje dodatkową

presję na pozyskiwanie drewna z obszarów leśnych, co może naruszyć warunki równowagi tych środowisk [Bais i in. 2015, Bais-Moleman i in. 2018]. Uprawa szybkorosnących drzew krótkiej rotacji (w tym wierzby) zmniejsza zagrożenie nadmiernej eksploatacji lasów.

Wierzba charakteryzuje się dużym przyrostem biomasy i plonowaniem [Kaniuczak in. in. 2005a, Niedziółka i Zuchniarz 2006, Zajączkowski 2006, Baran i in. 2007, Majtkowski i Majtkowska 2008, Nissim i in. 2013, Stolarski i in. 2017b, Kuzovkina i in. 2018], małymi wymaganiami glebowymi i klimatycznymi [Ostrowski i Gutkowska 2008, Kuś i Matyka 2010b, Kaniuczak i in. 2012], ale wymaga do optymalnego plonowania znacznych ilości wody [Ostrowski i in. 2009, Kuś i Matyka 2010b]. Można ją uprawiać na glebach marginalnych lub rekultywowanych, nie naruszając istniejących zasobów dla celów produkcji żywności [Ostrowski i Gutkowska 2008, Stolarski i in. 2011, Wójcik i in. 2014, Glithero i in. 2015]. Na świecie występuje ponad 450 gatunków wierzby zasiedlających bardzo zróżnicowane rejony geograficzne [Volk i in. 2006]. Polska, obok Szwecji, Wielkiej Brytanii, Niemiec, Włoch i Francji jest jednym z głównych producentów biomasy wierzby z upraw krótkiej rotacji (SRC) [Faasch i Patenaude 2012]. Niemniej jednak wielkość uzyskiwanych plonów jest uzależniona od wielu czynników: rodzaju klonu i gęstości obsady roślin [Stolarski i in. 2011, Holm i Heinsoo 2013, Nissim i in. 2013, Szczukowski i in. 2014, Stolarski i in. 2017b, Kuzovkina i in. 2018], właściwości i składu chemicznego gleby [Majtkowski i Majtkowska 2008, Piskier 2008, Stolarski i in. 2011, Kuzovkina i in. 2018], warunków pogodowych, stosowanego nawożenia [Scholz i Ellerbrock 2002, Nowak i in. 2011, Holm i Heinsoo 2013, Nissim i in. 2013], cyklu zbioru pędów [Nowak i in. 2011, Kaniuczak i in. 2012, Nissim i in. 2013], stosowanych zabiegów ochrony roślin przed chorobami i szkodnikami [Hopkin i Cheliak 1996, Mitchell i in. 1999, Błazej i Czerniakowski 2005]. Wierzba może być uprawiana w formie plantacji o krótkiej rotacji przez kilkadziesiąt lat, co minimalizuje koszty uprawy [Baran i in. 2004]. Kuś i Matyka [2010a], badając ekonomiczne i środowiskowe skutki uprawy różnych roślin energetycznych stwierdzili, że najbardziej opłacalna jest uprawa wierzby energetycznej w cyklu trzyletnim, co w dużej mierze wynika z niskich kosztów prowadzenia plantacji. Warunki glebowe mogą mieć duży wpływ na plonowanie wierzby, ale często czynnikiem najbardziej ograniczającym produktywność plantacji wierzbowych o skróconym cyklu jest dostępność wody [Juliszewski i in. 2006, Zajączkowski 2006], a z kolei zbyt wysokie zwierciadło wód gruntowych także może ograniczać plonowanie wierzby [Jurczuk i in. 2010].

Spośród wielu zalet uprawy wierzby warto zwrócić uwagę na możliwość wykorzystania wierzby w procesach remediacji gruntów i gleb [Bedell i in. 2009, Młeczek i in. 2010, Forbes i in. 2017]. Wierzba na ogół nie jest zaliczana

do grupy hiperakumulatorów metali ciężkich [Kovacs i Szemmelveisz 2017], ale z uwagi na szybki wzrost i znaczny plon biomasy, rozległy i dość głęboki system korzeniowy, zdolność do wzrostu w zróżnicowanych warunkach glebowych oraz potencjał akumulacji zanieczyszczeń, umożliwia stosunkowo duże wyprowadzenie pierwiastków z podłoża i może być wykorzystana w procesach fitoremediacji [Pulford i in. 2002, Vysloužilová i in. 2003, Kacálková i in. 2009, Mleczek i in. 2010, Bissonnette i in. 2010, Kaniuczak i in. 2012, Laidlaw 2012, Van Slycken i in. 2013]. Produkcję biomasy do celów energetycznych można więc połączyć z zagospodarowaniem gleb gorszej jakości, sekwestracją węgla, oczyszczaniem gleby i poprawą jej właściwości. Należy zwłaszcza zwrócić uwagę na właściwe i bezpieczne wykorzystanie biomasy pozyskanej z gruntów skażonych z uwagi na możliwość bioakumulacji ksenobiotyków [Sas-Nowosielska i in. 2004, Oleszczuk i Baran 2005, Abhilash i Yunus 2011, Śyc i in. 2012, Kovacs i Szemmelveisz 2017]. Dotyczy to także wykorzystania biomasy do produkcji energii. Zrębki wierzby są w Polsce często wykorzystywane w procesach spalania i współspalania z węglem. Jagustyn i in. [2017], badając zawartość i współczynniki emisji metali ciężkich z procesów spalania różnych rodzajów biomasy stwierdzili, że emisja metali ciężkich ze spalania biomasy była znacznie mniejsza w porównaniu do emisji ze spalania węgla kamiennego. Zauważyli również, że emisja ze spalania biomasy wierzby koszykowej nie przekraczała wartości granicznych określonych normą EN ISO 17225:2014 i najczęściej była niższa (z wyjątkiem kadmu) w porównaniu do innych rodzajów biomasy.

2. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

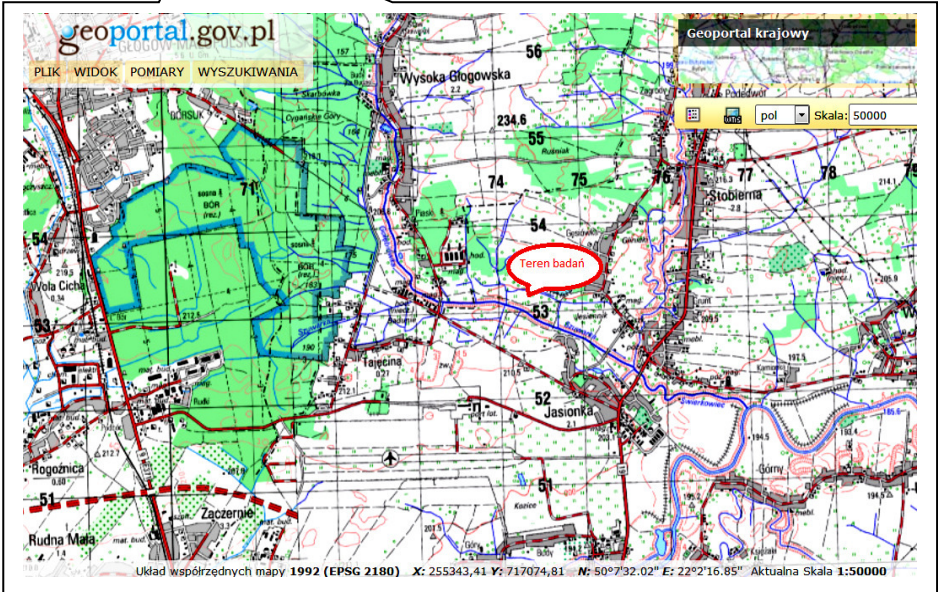
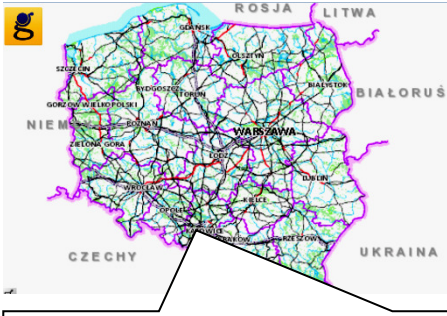
Pole doświadczalne zlokalizowano na terenie miejscowości Jasionka w gminie Trzebowniko (50°07'35"N; 22°02'20"E) na odłogowanej glebie bielcowej typowej, wytworzonej z piasku gliniastego. Doświadczenie zaplanowano w układzie trzyczynnikowym split-block-plot (SBP) w 3 powtórzeniach [Ambroży i Mejza 2002]. Czynniki doświadczenia były: cykl uprawy wierzby energetycznej (jedno-, dwu-, trzyletni), wielkości wkładek osadów ściekowych zastosowanych do użyźniania gleby (0, 10, 20 i 30 cm) oraz rodzaj klonu uprawianej wierzby (RF-3, RF-5, 1051).

2.1. Lokalizacja i opis terenu badań

Badania nad zawartością wybranych pierwiastków śladowych w trzech klonach wikliny przeprowadzono na glebie zlokalizowanej w miejscowości Jasionka koło Rzeszowa (rys. 2).

Miejscowość położona jest na terenie gminy Trzebowniko w województwie podkarpackim, która – według regionalizacji przyrodniczo-leśnej – należy do VI Krainy (Małopolskiej), Dzielnicy 11 (Wysoczyzna Sandomierska), Mezonegionu Płaskowyż Kolbuszowski [Trampler i in. 1990]. Gmina ma charakter przemysłowo-rolniczy przy dużym rozdrobnieniu gospodarstw rolnych i zajmuje powierzchnię 9029 ha [www.trzebowniko.pl/?c=mdTresc-cmPokaz-212]. Ludność Gminy liczyła w 2014 r. 20 456 osób, a gęstość zaludnienia 226 osób na 1 km² [Program Ochrony...2016]. Doświadczenie założono na płaskim, nizinym płacie terenu stanowiącym wieloletni nieużytek (odłóg).

Pod względem podłoża geologicznego obszar gminy leży w obrębie południowej krawędzi Zapadliska Przedkarpackiego, którego geneza związana jest z alpejskimi ruchami górotwórczymi, prowadzącymi również do wypiętrzenia Karpat. Najmłodsze utwory czwartorzędowe to osady aluwialne położone w dolinach cieków wodnych, utwory fluwiogłacjalne wykształcone w postaci piasków, żwirów i glin oraz częściowo utwory eoliczne. Ich miąższość jest zróżnicowana i wynosi od kilku do kilkunastu metrów. Zalegają na utworach trzeciorzędowych typu iłów, iłopuków przewarstwionych wkładkami piasków i piaszkowców.



Rys. 2. Lokalizacja terenu badań / Location of the study area

Źródło: opracowanie własne na podstawie podkładu kartograficznego [www.geoportal.gov.pl].

Według fizyczno-geograficznego podziału Polski [Kondracki 1990] teren badań leży w Prowincji Karpat i Podkarpacia, Podprovincji Podkarpacia Północnego, Makroregionie Kotliny Sandomierskiej, Mezoregionie Płaskowyżu Kolbuszowskiego. Pod względem morfologicznym należy do Kotliny Sandomierskiej. Cechuje go występowanie łagodnych wzniesień, których wysokość dochodzi do 260 m npm.

Teren objęty badaniami znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego, średnia roczna temperatura jest stosunkowo wysoka (6–9°C). Najchłodniejszym miesiącem jest styczeń (średnio –4°C), a najcieplejszym lipiec (18,8°C). Liczba dni mroźnych wynosi średnio 40–45 w ciągu roku, liczba dni z przymrozkami; 90–110, a długość okresu wegetacyjnego 210–220 dni [Program

Ochrony ... 2007]. Obszar Kotliny Sandomierskiej wyróżnia się niewielką ilością opadów (550–600 mm), przeważają w niej wiatry zachodnie.

Na całym obszarze Kotliny Sandomierskiej dominują gleby słabe, wytworzone z wodnolodowcowych piasków luźnych, słabogliniastych i niekiedy gli-niastych, silnie przemytych, zaliczanych najczęściej do IV, V lub VI klasy bonitacyjnej, kompleksów żytnych. Zaopatrzenie mieszkańców w wodę odby-wa się w oparciu o ujęcia wody podziemnej. Istniejące na terenie gminy Trze-bownisko ujęcia wód podziemnych i stacje ich uzdatniania zlokalizowane są w miejscowościach:

- Łąka – zdolność produkcyjna 0,7 tys. m³/dobę,
- Nowa Wieś (połączone ze Stacją Uzdatniania Wody OKL Jasionka) – zdolność produkcyjna 4,0 tys. m³/dobę.

Stopień zwodociągowania tej gminy sięga 98,3% [Program Ochrony ... 2016]. Rocznie na terenie gminy Trzebownisko wytwarza się 840–918 tys. m³ ścieków wymagających oczyszczenia (dane za lata 2010–2014), co daje 41,9–45,4 m³ ścieków na mieszkańca. Cała ilość ścieków podlega oczyszczaniu bio-logicznemu [Program Ochrony ... 2016].

2.2. Właściwości gleby przed założeniem doświadczenia

W celu określenia właściwości gleby przed założeniem doświadczenia wykonano odkrywkę glebową i w poszczególnych poziomach genetycznych określono podstawowe właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby (war-tości uśrednione podano w tab. 3–7).

**Tabela 3. Skład granulometryczny gleby objętej badaniami /
Grain size distribution of the study soil**

Poziom genetyczny / Genetic horizon	Głębokość / Depth [cm]	Zawartość frakcji / Content of fraction [%]						Skład granulometryczny / Granulometric composition
		2–0,1 mm	0,1–0,05 mm	0,05–0,02 mm	0,02–0,005 mm	0,005–0,002 mm	< 0,002 mm	
A	0–17	82	4	4	3	3	4	pg
Es	18–55	81	6	2	2	4	5	pg
Bhs	56–75	78	7	3	3	2	7	pg
BC	76–110	70	8	4	5	6	7	pg
Cg	>110	77	6	2	2	5	8	pg

pg – piasek gliniasty

Tabela 4. Wybrane właściwości fizykochemiczne odlogowanej gleby lekkiej przed agromelioracją osadami ściekowymi / Selected physicochemical properties of set-aside light soil before agromelioration by sewage sludge

Poziom genetyczny / Genetic horizon	Głębokość / Depth [cm]	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Hh	Hw	Alw	Al/Hw
		–	–	cmol(+)-kg ⁻¹			%
A	0–17	5,7	4,8	2,3	0,5	0,3	61
Es	18–55	5,6	4,7	5,0	1,8	1,8	97
Bhs	56–75	5,2	4,2	4,7	1,8	1,7	95
BC	76–110	5,0	4,1	2,4	0,5	0,4	90
Cg	>110	5,1	4,0	2,3	0,7	0,4	68

Hh – kwasowość hydrolityczna / hydrolytic acidity

Hw – kwasowość wymienna / exchangeable acidity

Alw – glin wymienny / exchangeable aluminium

Tabela 5. Wybrane właściwości sorpcyjne odlogowanej gleby lekkiej przed agromelioracją osadami ściekowymi / Some sorption properties and chemical properties of set-aside light soil before agromelioration by sewage sludge

Poziom genetyczny / Genetic horizon	Głębokość [cm] / Depth [cm]	Kationy wymienne / Exchangeable cations				S	T	V
		Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺			
		cmol(+)-kg ⁻¹						%
A	0–17	3,65	0,03	0,14	0,27	4,08	6,40	64
Es	18–55	1,40	0,03	0,09	0,23	1,69	6,70	27
Bhs	56–75	2,18	0,02	0,13	0,29	2,60	7,33	35
BC	76–110	1,94	0,02	0,09	0,32	2,36	4,80	51
Cg	>110	2,05	0,03	0,07	0,24	2,39	4,66	51

S – suma kationów zasadowych / base exchangeable capacity

T – pojemność kompleksu sorpcyjnego gleby wzgl. kationów / cation exchangeable capacity

V – stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi / base saturation

Tabela 6. Zawartość makroelementów i żelaza ogólnego w odlogowanej glebie lekkiej przed agromelioracją osadami ściekowymi / Content of macroelements and total iron in set-aside light soil before agromelioration by sewage sludge

Poziom genetyczny / Genetic horizon	Głębokość [cm] / Depth [cm]	Corg [g·kg ⁻¹]	N-ogólny / Total N [g·kg ⁻¹]	Przyswajalne formy / available forms [mg·kg ⁻¹]			Fe [g·kg ⁻¹]
				P	K	Mg	
1	2	3	4	5	6	7	8
A	0–17	13,7	0,55	39,1	33,5	17,5	1,37
Es	18–55	8,8	0,65	34,3	28,8	13,2	1,22

1	2	3	4	5	6	7	8
Bhs	56–75	–	0,50	43,0	31,2	17,5	3,00
BC	76–110	–	0,20	18,6	23,4	23,5	2,99
Cg	>110	–	0,20	46,7	22,1	24,4	1,70

Corg – węgiel organiczny / organic carbon

Tabela 7. Zawartość pierwiastków śladowych w odlogowanej glebie lekkiej przed agromelioracją osadami ściekowymi / The content of trace elements in set-aside light soil before agromelioration by sewage sludge

Poziom genetyczny / Genetic horizon	Głębokość [cm] / Depth [cm]	Ogólne formy /Total forms of [mg·kg ⁻¹]							
		Cu	Zn	Mn	Co	Cr	Ni	Cd	Pb
A	0–17	0,99	16,0	62	1,69	6,67	3,49	0,025	5,49
Es	18–55	2,97	28,4	74	2,90	4,26	6,03	0,020	5,43
Bhs	56–75	1,90	26,9	98	3,60	6,14	6,07	0,065	5,83
BC	76–110	0,87	17,8	93	3,13	5,59	3,98	0,050	3,06
Cg	>110	1,37	21,9	49	2,98	6,13	3,66	0,055	2,83

Analizując właściwości profilu gleby przed założeniem doświadczenia stwierdzono, że gleba wytworzyła się z osadów fluwiogłajalnych. Występowało w niej dużo utlenionych form żelaza, które były skupione w formie plam, kongrecji lub lokalnie warstw orsztynu. W strefie poziomu lustra wody gruntowej (około 130 cm) obserwowano oznaki oglejenia. W całym profilu gleba charakteryzowała się składem granulometrycznym piasku gliniastego.

Pod względem wartości pH_{H2O} gleba kwalifikowała się do kategorii gleb kwaśnych. O jej znacznym zakwaszeniu świadczyły także wysokie wartości kwasowości hydrolitycznej i wymiennej (maksymalnie odpowiednio 5,0 i 1,8 cmol(+)·kg⁻¹). Wartości pH_{H2O} powierzchniowej warstwy gleb (0–25 cm), na których mają być stosowane osady ściekowe według Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z 1 sierpnia 2002 r. [Dz.U. 134, poz. 1140], jak również aktualnie obowiązującego z 6 lutego 2015 r. [Dz.U. 2015, poz. 257], nie powinno być niższe, niż 5,6. Warto zauważyć, że z jednej strony jest to czynnik istotnie wpływający na biodostępność dużej grupy pierwiastków, w tym toksycznych metali ciężkich, które mogą być zawarte w glebie oraz w substancjach stosowanych do jej uźyźniania, przy czym niskie pH na ogół ułatwia pobieranie metali ciężkich przez rośliny. Z drugiej strony parametr łatwy do skorygowania (z zastosowaniem np. nawozów wapniowych), czego nie zabraniają ww. rozporządzenia. Niekorzystnymi cechami były także: znaczna ilość glinu wymiennego (0,3–1,8 cmol(+)·kg⁻¹),

niewielka pojemność kompleksu sorpcyjnego gleby ($4,66\text{--}7,33\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$), niewielka ilość wymiennych kationów zasadowych (szczególnie potasu i magnezu) oraz niski stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi ($27\text{--}64\%$), niska zasobność w przyswajalne formy fosforu ($18,6\text{--}46,7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), potasu ($22,1\text{--}33,5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i magnezu ($13,2\text{--}24,4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zawartość metali śladowych (w tym także z grupy mikrośladników pokarmowych) kształtowała się na niskim poziomie, zarówno biorąc pod uwagę gleby woj. podkarpackiego, jak i Polski [Kabata-Pendias i in. 1995, Kaniuczak i Hajduk 1995, Terelak i Tujaka 2003, Siebielec i in. 2012]. Uwzględniając obecnie obowiązujące Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z 6 lutego 2015 r. [Dz.U. 2015, poz. 257], jak i normy obowiązujące uprzednio [Dz.U. 134, poz. 1140 z 2002 r. (przed założeniem doświadczenia) oraz Dz.U. 137, poz. 924 z 2010 r.], ta ilość nie stwarzała ograniczeń w użyźnianiu gleby komunalnymi osadami ściekowymi.

2.3. Właściwości osadów ściekowych

Do doświadczenia wykorzystano osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków typu Lemna w Nowej Wsi koło Rzeszowa. W oczyszczalni zastosowano 3-etapowy cykl oczyszczania: w pierwszym następuje mechaniczne oczyszczanie (z wykorzystaniem krat i piaskownika), w drugim realizowane jest oczyszczanie biologiczne w warunkach napowietrzania (w którym biorą udział mikroorganizmy osadu czynnego), a w trzecim prowadzi się doczyszczanie ścieków w stawie pokrytym rzęsą wodną *Lemna minor* [Niemiec i in. 2007]. Właściwości osadów przeanalizowano zgodnie z wytycznymi zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z 1 sierpnia 2002 r. [Dz.U. 134, poz. 1140], które wykorzystano w pracach Kaniuczak i in. [2005e, 2009c]. Właściwości fizykochemiczne i chemiczne osadów przedstawiono w tab. 8.

Tabela 8. Właściwości i skład chemiczny osadów ściekowych z oczyszczalni z Nowej Wsi /
Properties and chemical composition of the sewage sludge from the Nowa Wieś

Parametr/ <i>Parameter</i>	Jednostka/ Unit of measure	Średnia/ <i>Mean</i>	Zakres/ <i>Range</i>	Współczynnik zmienności/ <i>Coefficient of variability [%]</i>
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
Sucha masa / <i>Dry matter</i>	%	8,3	7,69–9,32	10,6
Materia organiczna / <i>Organic matter</i>	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.	477	281–596	25,6

1	2	3	4	5
pH _{H2O}	–	6,58	6,16–7,08	5,1
pH _{KCl}	–	6,21	6,07–6,26	1,3
Zawartość ogólna / Total content of:				
N	g·kg ⁻¹ s.m.	28,8	8,2–46,1	43,4
P		16,8	4,1–26,3	46,8
K		3,89	2,03–6,12	45,3
Na		0,72	0,41–0,81	13,4
Fe		7,71	5,51–9,35	14,9
Pb	mg·kg ⁻¹ s.m.	49,1	9,2–91,6	83,8
Cd		2,68	0,10–5,07	94,4
Hg		0,65	0,43–0,77	32,9
Ni		24,4	5,15–43,9	74,1
Zn		2372	25,2–4530	96,1
Cu		231	85,8–337	38,9
Cr		32,2	8,7–82,8	68,2
Mn		383	338–430	23,3

Osady te charakteryzowały się znacznym uwodnieniem (średnio 91,7%), wysoką zawartością materii organicznej (średnio 477 g·kg⁻¹ s.m.) oraz dość dużą zasobnością w azot i fosfor (średnio 28,8 i 16,8 g·kg⁻¹ s.m.), co potwierdzało ich dobrą wartość nawozową. Zawartość metali ciężkich nie stwarzała ograniczeń do ich zastosowania do użyźniania gleb [Dz.U. 2015, poz. 257; w czasie założenia doświadczenia Dz.U. 134, poz. 1140 z 2002 r.]. Jedyne zawartość cynku w niektórych próbach (powyżej 2500 mg·kg⁻¹ s.m.) nie kwalifikowała osadów do rolniczego zastosowania, ale nie była przeszkodą do stosowania osadów w celu uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia, w tym roślin energetycznych.

Bardzo istotną kwestią odnośnie do możliwości nawozowego zastosowania osadów ściekowych są ich parametry mikrobiologiczne. Osady stosowane w doświadczeniu cechowały się znaczną liczebnością bakterii mezofilnych (1,7·10⁸ w 1g suchej masy osadu), przy stosunkowo niskiej ilości bakterii sporowych i termofilnych. Świadczy to o intensywnej mineralizacji badanego osadu. W osadzie nie stwierdzono bakterii z rodzaju *Salmonella*. Wykryto natomiast obecność jaj pasożytów jelitowych z rodzaju *Ascaris lumbricoides* i *Trichuris trichiura* w ilości odpowiednio 130 i 120 sztuk w 1 kg s.m. osadu, co – zgodnie z prawodawstwem polskim [Dz.U. 2002 nr134 poz. 1140 i Dz.U. 2015, poz. 257] – eliminuje ich stosowanie dla celów rolnych, lecz nie

przeszkadza w zastosowaniu celem uprawy roślin energetycznych. Za takim wykorzystaniem osadów przemawia również występowanie bakterii z grupy *Coli* oraz *Clostridium*, co świadczyło o potencjalnym zagrożeniu sanitarnym.

2.4. Badania terenowe

Prace terenowe polegające na usunięciu z 4 pasów odłogu wierzchniej, 25 cm warstwy gleby rozpoczęto jesienią 2008 r. Do 3 pasów wprowadzono, w formie wkładek o zróżnicowanej miąższości, osad ściekowy z gminnej biologicznej oczyszczalni ścieków (typu Lemna) w Nowej Wsi. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z 1 sierpnia 2002 r. [Dz.U. 134, poz. 1140] dopuszczało, w przypadku uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz, zastosowanie osadów ściekowych w ilości do 250 Mg s. m. \cdot ha⁻¹. Chcąc sprawdzić wpływ tak wysokich dawek osadów na plonowanie wierzby, skład chemiczny biomasy pędów uprawianych roślin i jakość środowiska glebowego, osady ściekowe zastosowano w formie doglebowych wkładek agromelioracyjnych o miąższości: 10 cm, 20 cm, 30 cm, 0 cm (kontrola). Zastosowana wkładka o miąższości 30 cm odpowiadała wprowadzeniu około 250 Mg s.m. osadu \cdot ha⁻¹. Następnie wierzchnią warstwą gleby, uprzednio usuniętą z terenu badań, przykryły równomiernie rozprowadzone wkładki osadów ściekowych oraz pas gleby kontrolnej. W kwietniu 2009 r. pole obsadzono trzema klonami wierzby energetycznej: RF-3, RF-5 (wyselekcjonowane na Podkarpaciu przez śp. dr. inż. Józefa Błazeja) i 1051 (klon szwedzki). Klony te były przedmiotem wcześniejszych badań, które wstępnie wskazywały na ich przydatność w uprawie do celów energetycznych [Kaniuczak i in. 2005a, Puchalski i in. 2009]. Dodatkowo z każdej strony wyznaczonych pasów glebę obsadzono sztobraćmi wierzby w pasach o wymiarach połowy szerokości pasów doświadczalnych (obsiew), dla ograniczenia wpływu efektów brzeżnych. Do nasadzeń wykorzystano zrzesy (szto-bry) o długości około 25 cm i średnicy 0,8–1,2 cm, wysadzając je w rozstawie międzyrzędzi 60 cm, co 40 cm w rzędzie. Poletko doświadczalne miało powierzchnię 21,6 m² (3,6 x 6,0 m). Pomiędzy pasami plantacji wierzby energetycznej pozostawiono drogi technologiczne bez wkładki osadu, na których likwidowano chwasty za pomocą środka chemicznego Roundap (w dawce 5 l/ha) oraz poprzez zabieg kultywatorowania. Powierzchnia nasadzeń i dróg technologicznych wynosiła łącznie 3892 m².

W pierwszym roku uprawy (2009) wykonano kilkakrotnie zabiegi pielęgnacyjne, usuwając ręcznie chwasty i równocześnie spulchniając glebę. Pod koniec okresu wegetacji (koniec października) dokonano ścięcia wykształco-

nych pędów na wysokości około 8 cm i usunięto zebrany plon. Działanie to miało na celu lepsze rozkrzewienie roślin, skutkujące w przyszłych latach bardziej dynamicznym rozwojem i plonowaniem, przy czym celowość tego zabiegu potwierdzały wcześniejsze doświadczenia [Kaniuczak i in. 2005c, Kaniuczak i in. 2009b]. Przedmiotem badań była biomasa jednorocznych, dwuletnich i trzyletnich pędów zebrana jesienią w kolejnych latach doświadczenia (odpowiednio rok 2010, 2011 i 2012).

Każdego roku jesienią (koniec października), z poszczególnych obiektów pobierano reprezentatywne **próby badawcze materiału roślinnego** tj. 10 losowo wybranych pędów wierzby, z których środkowych części wyodrębniano korę i drewno do badań laboratoryjnych. Z uwagi na termin zbioru (po opadnięciu większości liści) w analizie nie uwzględniono liści.

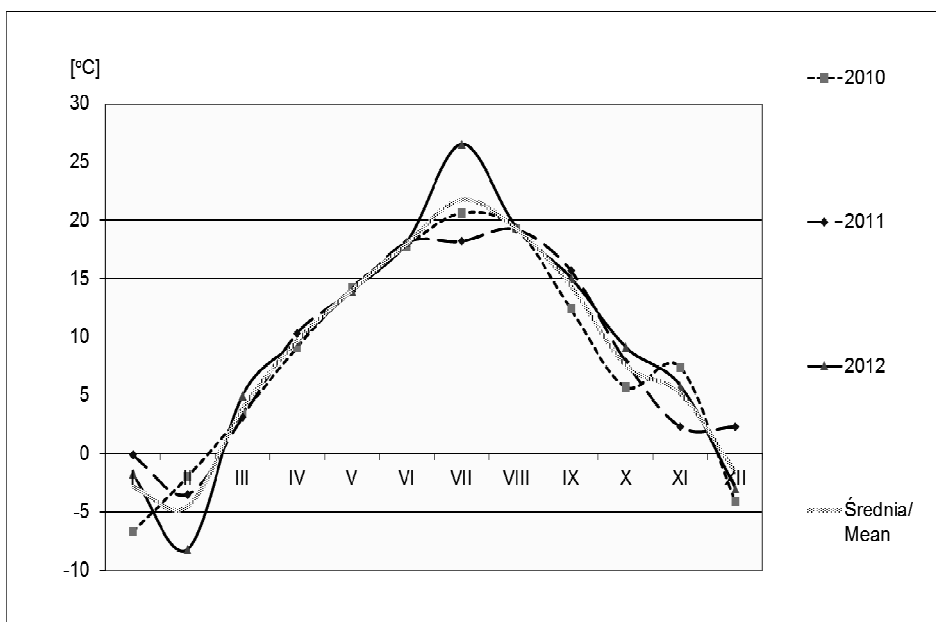
W tym samym okresie, na poletkach badawczych wykonano odkrywki glebowe. Z poszczególnych warstw przekształconych profili glebowych (z głębokości: 0–25 cm, 25–50 cm, 50–75 cm, 75–100 cm i 100–150 cm), zlokalizowanych w obrębie poletek doświadczalnych, pobierano **próbki gleb** do analiz laboratoryjnych [Ostrowska i in. 1991, Burt 2011]. Nie analizowano wpływu rodzaju klonu na właściwości gleby pod uprawą wierzby, dlatego w każdym powtórzeniu próbki glebowe pobrane z warstw zalegających na tej samej głębokości, a pochodzące z obiektów, na których uprawiano różne klony wierzby energetycznej na wkładkach osadów o identycznej miąższości, łączono i dokładnie mieszano, uzyskując średnią próbę do badań laboratoryjnych. Na rys. 3 przedstawiono fotografię dokumentującą prace terenowe.



Rys. 3. Obserwacje wzrostu wierzby na doświadczeniu polowym /
Observations of willow growth on field experiment

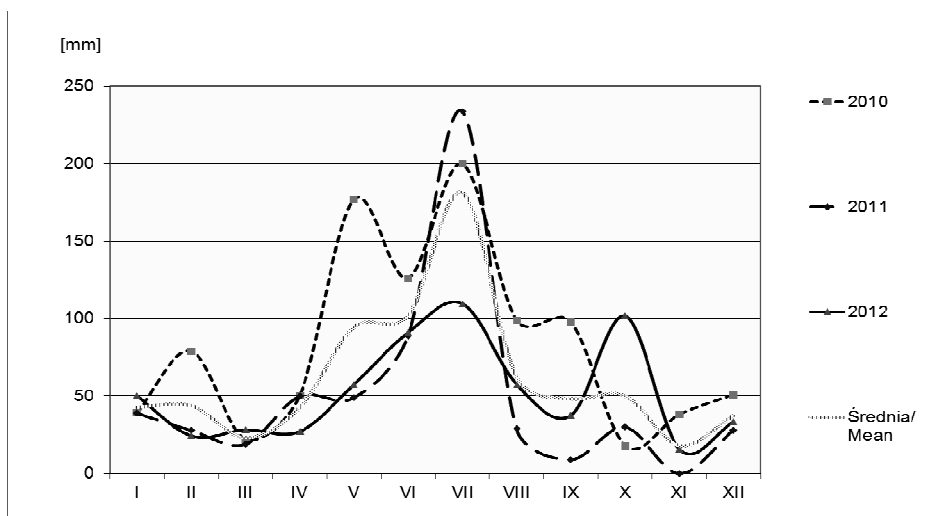
2.5. Warunki pogodowe

Na rysunkach 4 i 5 podano miesięczny rozkład temperatur i opadów w okresie badawczym. Lata te cechowały się zróżnicowanymi warunkami pogodowymi – najcieplejszy był rok 2012 ze średnią roczną temperaturą na poziomie 9,1°C. W tym roku odnotowano także najwyższą średnią temperaturę w sezonie wegetacyjnym (średnio 16,0°C w miesiącach od kwietnia do października) (rys. 6). Zwracają uwagę niskie temperatury w lutym 2012 i stosunkowo wysokie temperatury i niskie opady w lipcu tego roku. Rozkład opadów w poszczególnych latach był mocno zróżnicowany, chociaż zazwyczaj najmniej opadów notowano w miesiącach jesiennych (IX–X), a najwięcej w letnich (VI–VIII). Rok 2011 wyróżniał się bardzo dużą ilością opadów w lipcu (przy stosunkowo niskich temperaturach powietrza), co – biorąc pod uwagę pełnię sezonu wegetacyjnego – mogło znacząco wpłynąć na plonowanie roślin. Natomiast rok 2010 wyróżniał się najwyższymi opadami i prawie dwukrotnie większą sumą opadów w sezonie wegetacyjnym (806 mm w miesiącach kwiecień–październik) w porównaniu do pozostałych lat.



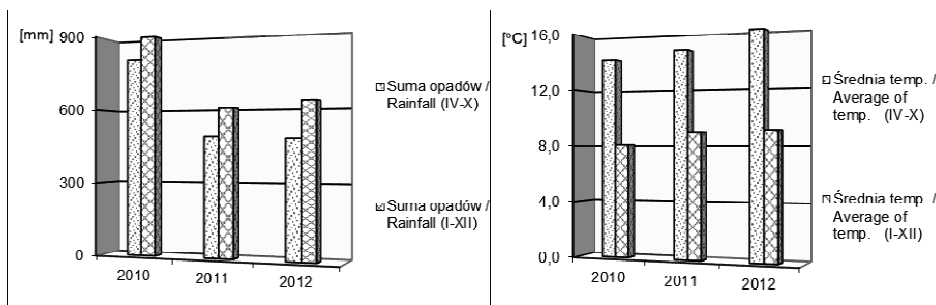
**Rys. 4. Rozkład średnich miesięcznych temperatur w latach 2010–2012 /
Distribution of average monthly temperatures in 2010–2012**

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych meteorologicznych ze stacji Jasionka [<http://www.weatheronline.pl>].



**Rys. 5. Rozkład miesięcznych opadów w latach 2010–2012 /
Distribution of monthly rainfall in 2010–2012**

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych meteorologicznych ze stacji Jasionka [<http://www.weatheronline.pl>].



**Rys. 6. Sumy opadów i średnie temperatur w latach 2010–2012 /
Rainfall and average temperature in 2010–2012**

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych meteorologicznych ze stacji Jasionka [<http://www.weatheronline.pl>].

2.6. Analizy laboratoryjne

Po przewiezieniu do laboratorium próbek gleby, suszono je w temperaturze pokojowej w warunkach wolnego dostępu powietrza.

Materiał roślinny po rozdrobnieniu za pomocą młynka i homogenizacji wysuszono do absolutnie suchej masy w suszarce w 105°C i poddano analizom

chemicznym. W celu oznaczenia ogólnych ilości pierwiastków materiał mineralizowano w bloku grzejnym TECATOR za pomocą mieszaniny stężonych kwasów HNO_3 , HClO_4 , H_2SO_4 w proporcji 20:5:1. Mikroelementy i inne metale śladowe (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Cd) oznaczono metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej (FAAS) na aparacie Hitachi Z-2000 (Cd, Ni i Co po skompleksowaniu z APDC uprzednio zatężano do warstwy organicznej za pomocą MIBK).

Próby materiału glebowego, po oddzieleniu za pomocą sita części szkieletowych, poddano analizom, wykorzystując powszechnie stosowane w Polsce w badaniach chemiczno-rolniczych procedury i oznaczono [Ostrowska i in. 1991, Karczewska i Kabała 2008]:

- skład granulometryczny gleby metodą Cassagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego,
- pH gleby w H_2O i roztworze KCl o stężeniu $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ (zachowując proporcję gleba: roztwór jak 1:2,5)
- kwasowość wymienną (H_w) i zawartość glinu wymiennego (Al_w) metodą Sokołowa,
- kwasowość hydrolityczną metodą Kappena (Hh),
- sumę zasad wymiennych metodą Kappena (S),
- pojemność kompleksu sorpcyjnego gleby obliczono, jako sumę zasad wymiennych i kwasowości hydrolitycznej ($T = S + \text{Hh}$),
- zawartość węgla organicznego (C_{org}) metodą Tiurina,
- zawartość przyswajalnego fosforu (P_{av}) i potasu (K_{av}) metodą Egnera-Riehma,
- zawartość przyswajalnego magnezu (Mg_{av}) metodą Schachtschabela,
- zawartość ogólnych form Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Co i Cd (a w glebie przed dodatkiem osadu ściekowego także Cr i Pb) metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej po uprzedniej mineralizacji prób w stężonym HClO_4 na gorąco (210°C).

W glebie przed rozpoczęciem doświadczenia oznaczono także zawartość kationów zasadowych (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) metodą Pallmana oraz zawartość azotu ogólnego metodą Kjeldahla.

Poprawność wykonanych analiz na zawartość metali ciężkich i mikroelementów była weryfikowana poprzez porównanie wyników oznaczeń według stosowanej w pracy procedury z wartościami deklarowanymi przez producentów certyfikowanych materiałów odniesienia:

- dla analizy gleby: CRM 027 (Trace Metals – Sandy Loam) oraz NCS DC 87102 (Soil),
- dla analizy materiału roślinnego: SRM 1547 (Peach Leaves).

Otrzymane rezultaty pozwoliły na oszacowanie stopnia odzysku badanych metali na poziomie 83–105%.

Na podstawie uzyskanych wyników analiz chemicznych obliczono:

- bioakumulację – czyli wyniesienie z plonami pędów (ang. *uptake*) wybranych pierwiastków w korze i drewnie wikliny – jako iloczyn suchej masy plonów z jednostki powierzchni oraz zawartości danego pierwiastka w suchej masie plonu;
- współczynniki bioakumulacji pierwiastków (BAF) w pędach wikliny – jako iloraz zawartości tych pierwiastków w suchej masie materiału roślinnego i średniej zawartości w glebie z głębokości 0–50 cm [Rezvani i Zaefarian 2011, Placek i in. 2016];
- współczynniki skuteczności oczyszczania gleby z metali ciężkich przez pędy wierzby energetycznej, uprawianych na glebach z dodatkiem osadów ściekowych (DE) – jako procentowy udział ilości metalu pobranego z biomasa pędu uprawianego na glebie użyźnionej osadem ściekowym, pomniejszonej o ilość tego metalu pobranego przez pędy wierzby rosnące na glebie bez osadów ściekowych o identycznej powierzchni (kontrola), w stosunku do ilości tego pierwiastka wniesionej do gleby z zastosowanymi osadami ściekowymi [Labrecque i in. 1995]. Jest to zmodyfikowana wersja współczynnika remediacji (Rf) obliczanego jako procentowy ubytek metalu usuwanego z gleby przez plon biomasy roślinnej w ciągu roku [Vysloužilová i in. 2003].

2.7. Analiza statystyczna

Uzyskane wyniki badań polowych i analiz chemicznych opracowano metodami statystycznymi, podając minimum i maksimum, średnią arytmetyczną, medianę, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności dla zbioru danych analizowanych parametrów materiału roślinnego i glebowego. Analizując pH, z uwagi na logarytmiczny charakter funkcji, do obliczeń średnich wykorzystano wartości stężenia jonów wodorowych w roztworze glebowym określone z definicji współczynnika pH, a po ich wykonaniu obliczono pH ze średnich stężeń tych jonów. Korzystając z programu Statistica 10 [StatSoft. Inc. 2011] wyniki analizy materiału roślinnego poddano trzyczynnikowej analizie wariancji (ANOVA efektów głównych). Czynniki zmienności były: cykl uprawy, miąższość wkładki osadu, rodzaj klonu. W przypadku gleby zastosowano dwuczynnikową analizę wariancji z czynnikami zmienności: miąższość wkładki osadu i lata badań (2010 – cykl jednoroczny; 2011 – cykl dwuletni; 2012 – cykl trzyletni). Jeśli hipotezę o braku istotności różnic

pomiędzy średnimi należało odrzucić, różnice pomiędzy odpowiednimi średnimi analizowano z zastosowaniem testu Tukey'a, przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. W celu porównania średnich badanych parametrów gleby z wartościami przed założeniem doświadczenia wykonano odpowiednie obliczenia z zastosowaniem testu Dunnetta ($\alpha = 0,05$). Obliczono także współczynniki korelacji prostej pomiędzy wybranymi parametrami materiału roślinnego i właściwościami gleby.

3. WYNIKI BADAŃ

3.1. Plon pędów wierzby energetycznej

Przeprowadzone badania wykazały, że **plon** pędów wierzby energetycznej trzech badanych klonów osiągał średnio 13,7 Mg·ha⁻¹ s. m. i był uzależniony od miąższości wkładki osadu ściekowego wprowadzonego do gleby, rodzaju klonu i długości cyklu zbioru (jedno-, dwu- i trzyletni) (tab. 9, 10).

Tabela 9. Plon suchej masy pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [Mg·ha⁻¹] / Yield of dry mass of energy willow shoots irrespective of harvest time [Mg·ha⁻¹]

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnia /Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	5,9	8,0	4,7	6,2 abc
10 cm	12,2	13,9	10,2	12,1 ad
20 cm	25,4	22,1	17,5	21,7 bde
30 cm	15,9	15,7	13,0	14,9 ce
Średnia/ Mean	14,9 α	14,9 β	11,4 αβ	13,7

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice według testu Tukey`a ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences according to Tukey's test ($\alpha = 0,05$)

Tabela 10. Plon suchej masy pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [Mg·ha⁻¹] / Yield of dry mass of energy willow shoots depending on the cultivation cycle [Mg·ha⁻¹]

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
1	2	3	4
Wkładka osadu/ Sludge insert			
0 cm	4,7 ab*	5,7 def	8,3 ijk
10 cm	5,8 c	12,2 dg	18,2 il

1	2	3	4
20 cm	11,6 ac	23,4 egh	30,1 jlm
30 cm	9,6 b	14,0 fh	21,0 km
Klon/Clone			
RF-3	9,6 α	14,6	20,4
RF-5	7,7	15,2 β	21,8 γ
1051	6,4 α	11,6 β	16,1 γ
Średnia/ Mean	7,9 B3	13,8 BГ	19,4 ЗГ

* – oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Tabela 11. Udział drewna w suchej masie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [%] / Yield of dry mass of energy willow shoots depending on the cultivation cycle [%]

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
RF-3	90	87	86
RF-5	86	83	82
1051	88	85	84
Średnia / Mean	88	85	84

Zastosowane osady ściekowe, w statystycznie istotny sposób zwiększyły plon suchej masy pędów wierzby w każdym z badanych cykli uprawy w porównaniu do obiektów bez osadu (tab. 10). Taką zależność zaobserwowano również, biorąc pod uwagę wartości średnie plonu bez względu na rodzaj klonu i długość cyklu uprawy (tab. 9). Największe plony uzyskiwano w wariantach z użyciem gleby osadami ściekowymi w formie wkładki o miąższości 20 cm (średnio niezależnie od rodzaju klonu i cyklu upraw 21,7 Mg·ha⁻¹ s. m. – tab. 9), przy czym ten efekt najsilniej zadziałał w trzyletnim cyklu zbioru (średnio bez względu na rodzaj klonu 30,1 Mg s.m.·ha⁻¹ – tab. 10). Należy podkreślić, że zwiększenie miąższości zastosowanych osadów do 30 cm, skutkowało obniżeniem plonowania roślin w porównaniu do wkładki 20 cm.

Klony polskie (RF-3 i RF-5) wykazywały się bardzo zbliżonym plonowaniem (średnio, niezależnie od miąższości wkładki osadu i cyklu zbioru pędów 14,9 Mg s.m.·ha⁻¹) (tab. 9). Klon szwedzki 1051 dawał statystycznie istotnie mniejsze plony ($\alpha = 0,05$) – średnio 11,4 Mg s. m.·ha⁻¹ i były one średnio około 23% mniejsze od średnich plonów klonów polskich. W porównaniu do klonu 1051, uprawianego w cyklu jednorocznym, istotnie większe średnie plony uzy-

skano dla klonu RF-3, a w cyklach o wydłużonym czasie uprawy roślin – klonu RF-5 (tab. 10).

Zaobserwowano bardzo wyraźny i istotny statystycznie wpływ długości cyklu uprawy roślin na średni plon pędów wierzby (tab. 10). W jednorocznym cyklu uprawy średnie plony suchej masy pędów (niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadu) były najmniejsze, a plony pędów dwuletnich były około 1,75 i trzyletnich aż 2,46 razy większe (odpowiednio 7,9; 13,8 i 19,4 Mg s.m.·ha⁻¹).

Udział suchej masy kory i drewna w plonie pędów uprawianych klonów wierzby energetycznej wynosił średnio odpowiednio: 14,4% i 85,6% i zazwyczaj nie był uzależniony od zastosowanych wkładek osadów ściekowych. Ujawniło się natomiast niewielkie zróżnicowanie w zależności od rodzaju klonu i cyklu uprawy (tab. 11); klon RF-3 cechował się nieco większym udziałem drewna w pędach w porównaniu z pozostałymi, a w pędach starszych zauważono niewielką tendencję do zmniejszania się udziału drewna w plonie pędów.

3.2. Zawartość pierwiastków śladowych w biomasie pędów wierzby

Średnia zawartość badanych pierwiastków śladowych w korze pędów wierzby energetycznej układała się w następującej kolejności: Zn (390 mg·kg⁻¹) > Mn (248 mg·kg⁻¹) > Fe (54 mg·kg⁻¹) > Cu (4,56 mg·kg⁻¹) > Ni (2,67 mg·kg⁻¹) > Cd (1,63 mg·kg⁻¹) > Co (0,70 mg·kg⁻¹) (tab. 12).

Tabela 12. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące zawartości pierwiastków w pędach badanych klonów wierzby energetycznej / Basic statistical parameters concerning the content of elements in the shoots of the energy willow clones

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
	mg·kg ⁻¹						
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>
<i>Kora / Bark</i>							
Min.	23,0	16	127	1,55	0,85	0,14	0,02
Max	92,4	404	794	9,21	7,80	1,50	9,10
Średnia / Mean	54,0 ^a	248 ^b	390 ^c	4,56	2,67	0,70 ^d	1,63 ^e
Mediana / Median	51,1	257	360	4,45	2,04	0,64	0,71
Odch. s.*	18,3	74	165	1,57	1,60	0,38	2,11
W. zm.**	34	30	42	34	60	54	129
<i>Drewno / Wood</i>							
Min.	3,8	8	51	1,80	0,25	0,06	0,03
Max	21,0	256	228	10,74	7,40	0,96	3,38

1	2	3	4	5	6	7	8
Średnia / Mean	9,1 ^a	125 ^b	142 ^c	4,20	2,30	0,34 ^d	0,82 ^e
Mediana / Median	8,5	129	132	3,65	1,67	0,28	0,60
Odch. s.*	3,6	53	48	2,09	1,79	0,19	0,72
W. zm.**	40	43	34	50	78	55	88

* – odchylenie standardowe / standard deviation

** – współczynnik zmienności [%] / coefficient of variation [%]

a,b,c,d,e – jednakowymi literami oznaczono średnie (w korze i drewnie), których różnice były statystycznie istotne ($\alpha = 0,05$) / the same letters denote means (in bark and wood), the differences of which were statistically significant ($\alpha = 0,05$)

Średnia zawartość tych pierwiastków w drewnie układała się w tej samej kolejności, lecz była mniejsza w porównaniu do kory (Fe prawie 6-krotnie, Mn, Zn, Co i Cd około 2-krotnie). Średnie arytmetyczne dla Cu i Ni w korze i drewnie nie wykazały, wg testu Tukey'a, statystycznie istotnych różnic ($\alpha = 0,05$). Mediany i średnie arytmetyczne zawartości Fe, Mn, Zn (w korze i drewnie) oraz Cu (w korze) były zbliżone – różnice nie przekraczały 7%. W przypadku Cu, Ni, Co i Cd (zarówno dla kory, jak i drewna), stwierdzono wyraźnie większe wartości dla średnich arytmetycznych w porównaniu do median. Ponadto współczynniki zmienności tych metali kształtowały się na poziomie powyżej 50% i były większe w porównaniu do pozostałych pierwiastków. Szczególnie dużą zmiennością cechowała się zawartość Cd, a współczynniki zmienności wynosiły: 129% dla kory i 88% dla drewna.

Tabela 13. Zawartość żelaza w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Iron content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Klon / Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio / Mean	
Wkładka osadu / Sludge insert	K	D	K	D	K	D	K	D
0 cm	48,9	8,0	30,8	5,9	56,3	8,2	45,3	7,4 c
10 cm	46,3	15,3	68,1	12,5	62,1	8,6	58,8	12,1cd
20 cm	58,0	9,6	54,3	9,0	59,1	8,1	57,1	8,9
30 cm	52,4	8,7	57,6	6,9	53,6	7,9	54,6	7,8 d
Średnio/Mean	51,4	10,4	52,7	8,6	57,8	8,2	54,0	9,1

K – kora / bark; D – drewno / wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Agromelioracja gleby osadami ściekowymi, jak również rodzaj klonu wierzby wpłynęły także na zróżnicowanie zawartości **żelaza** w poszczególnych organach roślin (tab. 13). Jednakże statystycznie istotną ($\alpha = 0,05$) różnicę odnotowano tylko pomiędzy średnią zawartością Fe w drewnie pędów wierzby, zebranych z obiektów z dodatkiem 10 cm wkładki osadów (niezależnie od rodzaju klonu czy cyklu uprawy) i pędów pozyskanych w wariacie bez osadów oraz z wkładką największą – 30 cm osadu.

Daje się zauważyć silnie stymulujący wpływ wprowadzonej do gleby 10 cm wkładki osadów ściekowych, na zawartość Fe w korze i drewnie pędów wierzby. Wpływ ten był największy w przypadku klonu RF-5, dla którego średnie w korze i drewnie (odpowiednio: 68,1 i 12,5 mg·kg⁻¹), były ponad 2-krotnie większe w porównaniu do odpowiednich średnich wierzby z obiektów kontrolnych (tab. 13). Średnia zawartość żelaza w korze i drewnie pędów zebranych z gleby użyźnianej 10 cm dawką osadów ściekowych, była największa i zmniejszała się w miarę wzrostu miąższości wprowadzonych do gleby osadów (z wyjątkiem kory klonu RF-3).

Tabela 14. Zawartość Fe w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Fe content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Czynnik / Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots		Pędy dwuletnie / Two-year shoots		Pędy trzyletnie / Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu / Sludge insert						
0 cm	39,1	6,0	59,8	9,4 a	37,1	6,7
10 cm	49,4	10,0	75,2	17,5 ab	51,9	8,9
20 cm	46,4	7,9	74,3	10,1	50,7	8,7
30 cm	44,7	6,5	82,9	9,4 b	36,1	7,6
Klon / Clone						
RF-3	41,0	8,8	73,1	12,2	40,1	10,3 α
RF-5	44,2	7,5	72,3	13,1	41,7	5,1 α
1051	49,4	6,5	73,9	9,5	50,0	8,5
Średnia / Mean	44,9 б	7,6 г	73,1 яб	11,6 гд	43,9 я	8,0 д

* – oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy klonami w zdolności do gromadzenia Fe w badanych organach wierzby (tab. 13). Nie mniej

jednak największą średnią zawartość Fe (niezależnie od wkładki osadu i cyklu zbioru) stwierdzono w korze klonu 1051 ($57,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i drewnie klonu RF-3 ($10,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Długość cyklu uprawy miała statystycznie istotny wpływ na średnią zawartość żelaza w korze i drewnie pędów uprawianej wierzby (tab. 14). Najwięcej Fe gromadziły kora i drewno pędów dwuletних (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i wkładek osadów ściekowych, odpowiednio: $73,1$ i $11,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), a najmniejszą średnią zawartość tego mikroelementu oznaczono w korze pędów trzyletnich i drewnie pędów jednorocznych. Analizując odrębnie wpływ miąższości wkładki osadów ściekowych, czy rodzaju klonu na zawartość Fe w poszczególnych cyklach uprawowych, na ogół nie stwierdzano statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi (tab. 14). Jedynie drewno pędów dwuletних z obiektów z wkładką 10 cm osadów ściekowych, zawierało istotnie więcej żelaza (średnio $17,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) od drewna pędów z obiektów kontrolnych oraz z obiektów z wkładką 30 cm osadów ściekowych. Z kolei w pędach trzyletnich drewno klonu RF-3 zawierało najwięcej tego metalu (średnio $10,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i istotnie więcej od średniej dla klonu RF-5 (tab. 14).

Odmienne niż w przypadku żelaza, 10 cm wkładka osadów ściekowych, wpływała na obniżenie zawartości **manganu** w korze i drewnie wierzby energetycznej (tab. 15). Agromelioracja osadami ściekowymi odłogowanej gleby piaszczystej wpływała na obniżenie średnich zawartości Mn w organach badanych klonów (z wyjątkiem drewna klonu 1051) w porównaniu do obiektu kontrolnego. Z kolei zwiększenie miąższości wkładki osadów do 20 cm, podwyższało zawartość Mn w badanych organach wierzby. Analogiczną zależność ujawniła analiza średnich zawartości tego mikroelementu w korze i drewnie wierzby w zależności od wkładki osadu niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy (tab. 15), a największe średnie zanotowano na wkładce 20 cm ($278 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w korze i $158 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w drewnie). Jednakże różnice pomiędzy średnimi dla roślin z obiektów z różnymi wkładkami osadów ściekowych, nie były statystycznie istotne ($\alpha = 0,05$).

Rodzaj klonu nie miał wyraźnego wpływu na zawartość Mn w korze roślin (tab. 15), chociaż największe średnie ilości tego pierwiastka (niezależnie od wkładki osadu) zanotowano w korze klonu 1051 ($284 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Natomiast statystycznie istotnie większą od pozostałych klonów, zawartością Mn w drewnie, charakteryzował się klon RF-3 (średnio $189 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Najwięcej manganu zawierały pędy roślin jednorocznych (tab. 16) – średnio (niezależnie od wkładki osadów): kora $303 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i drewno $163 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, przy czym zawartości te były statystycznie istotnie większe od analogicznych średnich dla pędów dwu- (z wyjątkiem drewna) i trzyletnich.

Tabela 15. Zawartość manganu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Manganum content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
	K	D	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/ Sludge insert								
0 cm	234	225	226	109	314	109	258	148
10 cm	153	180	194	91	273	122	207	131
20 cm	292	191	247	150	296	132	278	158
30 cm	245	159	252	117	253	137	250	138
Średnio/Mean	231	189 αβ	230	117 α	284	125 β	248	144

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 16. Zawartość Mn w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Mn content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Czynnik / Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots		Pędy dwuletnie / Two-year shoots		Pędy trzyletnie / Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/Sludge insert						
0 cm	323	183	249	130	203	78
10 cm	241	144	181	102	197	85
20 cm	348	171	215	117	273	117
30 cm	298	155	246	120	205	93
Klon/Clone						
RF-3	326	199	144 α	73	223	80
RF-5	255	119	244	130	191	126
1051	327	173	280 α	149	245	75
Średnio/Mean	303 яб	163 з	223 б	117	219 я	93 з

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence of the cycle of cultivation) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Analizując wpływ agromelioracji gleby osadami ściekowymi na zawartość Mn w pędach tego samego wieku, nie zauważono istotnych pod względem statystycznym różnic między średnimi, ani wyraźnych trendów (tab. 16). Także wpływ rodzaju klonu nie ujawnił (z wyjątkiem kory klonów RF-3 i 1051 w pędach dwuletnich) statystycznie istotnych ($\alpha = 0,05$) różnic.

Zawartość **cynku** w pędach wierzby była największa spośród badanych pierwiastków śladowych (tab. 12). Znaczną skłonnością do gromadzenia tego metalu w korze odznaczał się klon RF-5 (średnia, niezależnie od wkładki osadu i cyklu uprawy $461 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), natomiast klon 1051 zawierał najwięcej Zn w drewnie (średnio $153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), ale różnice pomiędzy odpowiednimi średnimi w przypadku badanych klonów nie były statystycznie istotne (tab. 17). Nie stwierdzono także statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami Zn w korze i drewnie wierzby energetycznej, w zależności od miąższości wkładki osadu ściekowego (tab. 17), chociaż największe średnie ilości tego pierwiastka stwierdzono w korze roślin z obiektów z wkładką 20 cm ($452 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i drewnie roślin z obiektów kontrolnych ($153 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Stwierdzono statystycznie istotny wpływ cyklu uprawy na zawartość cynku w korze pędów wierzby energetycznej (tab. 18) – kora pędów trzyletnich zawierała istotnie więcej Zn (średnio, niezależnie od klonu i wkładki osadu $543 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) od kory pędów jedno- i dwuletnich. Drewno pędów trzyletnich zawierało także średnio najwięcej Zn, ale różnice pomiędzy średnimi z poszczególnych cykli uprawy nie były statystycznie istotne.

Tabela 17. Zawartość cynku w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Zinc content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the cultivation cycle [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
	K	D	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu / Sludge insert								
0 cm	408	124	394	168	301	167	368	153
10 cm	313	145	452	158	401	119	389	141
20 cm	435	145	545	166	378	141	452	150
30 cm	258	113	453	80	341	186	351	126
Średnio/Mean	354	131	461	143	355	153	390	143

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 18. Zawartość Zn w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Zn content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Czynnik / Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots		Pędy dwuletnie / Two-year shoots		Pędy trzyletnie / Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/Sludge insert						
0 cm	313	125	289	157	501	176
10 cm	357	117	281	130	527	176
20 cm	368	117	274	166	715	168
30 cm	278	136	346	120	428	71
Średnia/Mean						
RF-3	299	113	312	119	450	162
RF-5	415	124	287	140	680	165
1051	274	134	294	171	498	117
Średnia/Mean	329 я	124	298 б	143	543 яб	148

* – oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

W odróżnieniu od innych pierwiastków śladowych średnia zawartość **miedzi** w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej była na ogół zbliżona (tab. 19). Drewno klonu RF-3 zawierało więcej Cu (średnia niezależnie od wkładki osadu i cyklu uprawy, $4,74 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), aniżeli kora (średnio $4,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Właśnie ten klon wyróżniał się największą średnią zawartością Cu w drewnie. Z kolei w korze najwięcej miedzi gromadził klon RF-5 (średnio $4,94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Różnice pomiędzy odpowiednimi średnimi dla badanych klonów (niezależnie od wielkości wkładki osadu) były zwykle statystycznie istotne (tab. 19).

Wpływ miąższości wkładki osadów na zawartość miedzi w organach wierzby, zarówno dla poszczególnych cykli uprawy (tab. 20), jak i niezależnie od tego czynnika (tab. 19), nie był jednoznaczny, a różnice pomiędzy średnimi były statystycznie nieistotne. Można zauważyć, że średnie zawartości Cu w korze i drewnie (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy), osiągały największe wartości po zastosowaniu wkładki 10 cm osadu (odpowiednio: $5,25$ i $5,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (tab. 19), ale te zawartości kształtowały się nieco odmiennie w przypadku poszczególnych klonów.

Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami Cu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w obrębie roślin jedno-, dwu-, czy trzyletnich (tab. 20).

Tabela 19. Zawartość miedzi w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Copper content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the cultivation cycle [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
	K	D	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/ Sludge insert								
0 cm	3,38	6,04	4,76	3,03	5,23	4,31	4,46	4,46
10 cm	4,52	4,18	6,37	5,59	4,86	5,29	5,25	5,02
20 cm	4,89	4,91	3,80	3,69	4,00	3,14	4,23	3,91
30 cm	4,85	3,85	4,82	3,56	3,23	2,88	4,30	3,43
Średnio/Mean	4,41	4,74 β	4,94 α	3,97 $\beta\gamma$	4,33 α	3,90 γ	4,56	4,20

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 20. Zawartość Cu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Cu content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Czynnik / Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots		Pędy dwuletnie / Two-year shoots		Pędy trzyletnie / Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/Sludge insert						
0 cm	5,73	3,71	4,07	7,01	3,57	2,67
10 cm	4,80	4,09	6,52	8,09	4,43	2,87
20 cm	4,47	3,43	4,92	4,50	3,30	3,80
30 cm	4,03	3,65	6,24	3,74	2,63	2,90
Klon/Clone						
RF-3	4,50	3,86	4,76	6,49	3,98	3,88
RF-5	5,08	3,98	6,34	5,44	3,40	2,48
1051	4,70	3,33	5,21	5,56	3,08	2,83
Średnio/Mean	4,76	3,72	5,44	5,83	3,48	3,06

*– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy / markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Średnia zawartość **niklu** w organach pędów badanych klonów wierzby, niezależnie od cyklu uprawy, kształtowała się na zbliżonym poziomie (tab. 21). Jednak duży współczynnik zmienności (tab. 12) oraz rozkład średnich w zależności od klonu, cyklu uprawy i miąższości wkładki osadu (tab. 21, 22) świadczą o zmienności jego zawartości.

Tabela 21. Zawartość niklu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Nickel content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the term of harvest [mg·kg⁻¹]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
	K	D	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/ Sludge insert								
0 cm	1,62	1,66	1,83	1,68	2,60	2,07	2,02	1,81
10 cm	2,69	2,05	3,29	2,10	3,80	2,59	3,26	2,24
20 cm	2,69	2,04	3,42	3,29	2,73	2,53	2,95	2,62
30 cm	3,37	2,44	2,21	2,46	1,76	2,69	2,45	2,53
Średnio/Mean	2,59	2,05	2,69	2,38	2,72	2,47	2,67	2,30

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami Ni w korze i drewnie, niezależnie od długości cyklu uprawy (tab. 21). Daje się zauważyć tendencję do nieco większej zawartości Ni w korze i drewnie klonu 1051 (średnia niezależnie od wkładki osadu, odpowiednio: 2,72 i 2,47 mg·kg⁻¹) w porównaniu do pozostałych klonów.

Wprowadzenie osadu ściekowego do gleby ujawniło tendencję do wzrostu zawartości Ni w korze i drewnie poszczególnych klonów (jak również średnio niezależnie od rodzaju klonu) w porównaniu do kontroli, lecz miąższość wkładek osadów nie miała jednoznacznego wpływu na wielkość zmian zawartość Ni (tab. 21).

Obliczenia statystyczne wykazały natomiast istotny wpływ cyklu uprawy wierzby, na zawartość niklu w korze i drewnie (niezależnie od wkładek osadu czy rodzaju klonu) (tab. 22). Kora i drewno pędów jednorocznych zawierały (średnio odpowiednio 4,26 i 4,56 mg·kg⁻¹), istotnie więcej tego pierwiastka od analogicznych części roślin dwu- lub trzyletnich.

Tabela 22. Zawartość Ni w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Ni content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Czynnik / Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots		Pędy dwuletnie/ Two-year shoots		Pędy trzyletnie/ Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu / Sludge insert						
0 cm	3,20	3,77	1,41	0,77	1,43	0,88
10 cm	6,05	4,07	1,68	1,25	2,05	1,42
20 cm	4,57	5,23	1,74	0,79	2,53	1,83
30 cm	3,23	5,17	1,29	0,69	2,82	1,74
Klon/Clone						
RF-3	3,99	4,23	1,13	0,51 αβ	2,66	1,41
RF-5	4,28	5,03	1,83	1,06 α	1,96	1,06
1051	4,53	4,43	1,64	1,05 β	2,00	1,94
Średnio/Mean	4,26 яб	4,56 гд	1,53 я	0,87 д	2,21 б	1,47 г

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Tabela 23. Zawartość kobaltu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Cobalt content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
Wkładka osadu/ Sludge insert	K	D	K	D	K	D	K	D
0 cm	0,27	0,29	0,45	0,14	0,64	0,32	0,46	0,25
10 cm	0,68	0,21	0,66	0,33	1,09	0,35	0,81	0,30
20 cm	0,81	0,28	0,63	0,34	1,00	0,46	0,81	0,36
30 cm	0,94	0,62	0,39	0,30	0,88	0,43	0,74	0,45
Średnio /Mean	0,67	0,35	0,53	0,28	0,90	0,39	0,70	0,34

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Badane klony wierzby energetycznej zawierały stosunkowo niewiele **kobaltu** (tab. 23). Podobnie, jak w przypadku niklu, najwięcej kobaltu zawierały pędy klonu 1051 (średnio kora 0,90 mg·kg⁻¹, drewno 0,39 mg·kg⁻¹). Agromelioracja gleby osadami ściekowymi spowodowała na ogół tendencję do zwiększania średniej zawartości Co w korze i drewnie pędów wierzby (zależnie od miąższości wkładki osadu i rodzaju klonu) w porównaniu do obiektów kontrolnych. Należy zaznaczyć, że analiza wariancji nie wykazała pomiędzy średnimi różnic statystycznie istotnych (tab. 23).

Tabela 24. Zawartość Co w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Co content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots		Pędy dwuletnie/ Two-year shoots		Pędy trzyletnie/ Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
<i>Wkładka osadu/ Sludge insert</i>						
0 cm	0,37	0,21	0,77	0,33	0,23	0,22
10 cm	0,70	0,24	0,85	0,41	0,87	0,24
20 cm	0,66	0,30	0,76	0,49	1,02	0,30
30 cm	0,59	0,38	0,65	0,46	0,97	0,52
<i>Klon/Clone</i>						
RF-3	0,56	0,29	0,39 β	0,24 γ	1,07 δ	0,53
RF-5	0,44 α	0,23	0,84	0,40	0,32 δ	0,20
1051	0,75 α	0,32	1,05 β	0,61 γ	0,92	0,24
Średnio/ <i>Mean</i>	0,58	0,28	0,76	0,42	0,77	0,32

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence cycle of cultivation) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Spśród badanych pierwiastków śladowych, **kadm** wykazuje stosunkowo dużą biotoksyczność, często występuje w osadach ściekowych w podwyższonych ilościach. Przeprowadzone badania ujawniły bardzo dużą zmienność w kształtowaniu się zawartości tego metalu w korze i drewnie wierzby energetycznej (tab. 12), wynikającą zarówno z wpływu rodzaju klonu, jak i miąższości wkładek osadów ściekowych stosowanych do użyźniania gleby (tab. 25).

Tabela 25. Zawartość kadmu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Cadmium content in bark and wood of shoots of energetic willow regardless of the term of harvest [mg·kg⁻¹]

Klon/Clone	RF-3		RF-5		1051		Średnio/Mean	
	K	D	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu/ Sludge insert								
0 cm	1,05	0,45	1,55	0,54	2,16	1,21	1,59	0,74
10 cm	1,32	0,69	4,00	1,95	0,47	0,41	1,93	1,02
20 cm	1,08	0,63	2,43	1,17	0,84	0,54	1,45	0,78
30 cm	1,67	0,56	1,85	1,06	1,18	0,62	1,57	0,74
Średnio/Mean	1,28	0,58	2,46	1,18	1,16	0,70	1,63	0,82

– oznaczenia jak w tabeli poprzedniej / markings as in the previous table

Tabela 26. Zawartość Cd w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [mg·kg⁻¹] / Cd content in bark and wood of shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [mg·kg⁻¹]

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots		Pędy dwuletnie/ Two-year shoots		Pędy trzyletnie/ Three-year shoots	
	K	D	K	D	K	D
Wkładka osadu / Sludge insert						
0 cm	0,48	0,62	3,82	1,43	0,46	0,16
10 cm	0,80	0,76	4,56	1,81	0,42	0,47
20 cm	0,29	0,31	3,59	1,23	0,47	0,82
30 cm	0,08	0,18	3,54	1,20	1,08	0,85
Klon/Clone						
RF-3	0,52	0,40	2,51	1,06	0,80	0,29
RF-5	0,67	0,58	5,86	1,98	0,84	0,99
1051	0,05	0,44	3,26	1,21	0,18	0,45
Średnio/Mean	0,41 я	0,47 з	3,88 яб	1,42 зд	0,61 б	0,57 д

K – kora/bark; D – drewno/wood

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju kłonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence/cycle of cultivation) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Klon RF-5 cechował się największą zawartością Cd, zarówno w korze, jak i drewnie pędów wierzby (średnia, niezależnie od wkładki osadu, odpowiednio: 2,46 i 1,18 mg·kg⁻¹). W klonie tym najmniej kadmu stwierdzono w roślinach, pochodzących z gleb bez osadów, a najwięcej w pędach porastających gleby z 10 cm wkładką osadu (w korze średnio 4,00 mg·kg⁻¹, w drewnie 1,95 mg·kg⁻¹). Z kolei dalsze zwiększanie wkładki osadu wpływało na tendencję obniżania się zawartości Cd w roślinach (tab. 25). Tak jednoznacznej tendencji nie zaobserwowano jednak, analizując inne klony, czy średnie ogólne (niezależnie od rodzaju klonu). Brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi także utrudnia wyciąganie jednoznacznych wniosków w tym względzie.

Przeprowadzone badania wykazały statystycznie istotny wpływ cyklu uprawy (niezależnie od miąższości wkładki osadów i rodzaju klonu), na zawartość kadmu w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej (tab. 26). Największe zawartości tego pierwiastka stwierdzono w korze i drewnie pędów dwuletnich (średnio odpowiednio: 3,88 i 1,41 mg·kg⁻¹). W pędach trzyletnich najwięcej tego metalu stwierdzano w roślinach rosnących na obiektach z największą wkładką osadów ściekowych, a w młodszych pędach wierzby (jedno- i dwuletnich) z obiektów z 10 cm wkładką osadów. Jednak te różnice pomiędzy średnimi nie były statystycznie istotne (tab. 26).

3.3. Bioakumulacja pierwiastków śladowych w plonie biomasy wierzby energetycznej

Bioakumulacja badanych pierwiastków w plonie pędów wierzby była zróżnicowana w analizowanych organach (kora i drewno) i zależała, zarówno od zawartości tych pierwiastków w roślinach, jak również plonu ich biomasy.

Tabela 27. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące bioakumulacji pierwiastków śladowych w korze i drewnie badanych klonów wierzby energetycznej /
Basic statistical parameters concerning the bioaccumulation of trace elements in bark and wood of the energy willow clones

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
	g·ha ⁻¹						
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>
<i>Kora/Bark</i>							
Min	19	26	113	1,1	0,6	0,11	<0,1
Max	314	1531	4605	24,0	15,7	6,82	25,5

1	2	3	4	5	6	7	8
Średnia/ <i>Mean</i>	113	481 ^a	919 ^b	8,9 ^c	4,9 ^d	1,56 ^e	3,6 ^f
Mediana/ <i>Median</i>	80	392	499	7,4	4,5	0,99	1,4
Odch. s.*	85	334	1015	6,1	3,6	1,56	5,7
W. zm.**	75	69	110	69	74	100	156
Drewno/ <i>Wood</i>							
Min.	19	82	82	10,3	1,1	0,51	0,3
Max	271	4964	5423	157,4	66,0	18,41	39,0
Średnia/ <i>Mean</i>	108	1384 ^a	1753 ^b	47,3 ^c	22,8 ^d	4,22 ^e	10,1 ^f
Mediana/ <i>Median</i>	85	1108	1373	39,0	18,4	3,08	4,9
Odch. s.*	75	986	1335	34,8	16,9	3,81	10,8
W. zm.**	59	72	65	63	100	78	97

* – odchylenie standardowe / *standard deviation*

** – współczynnik zmienności [%] / *coefficient of variation [in%]*

a,b,c,d,e,f – jednakowymi literami oznaczono średnie (w korze i drewnie), których różnice były statystycznie istotne ($\alpha = 0,05$) / *the same letters denote means (in bark and wood), the differences of which were statistically significant ($\alpha = 0,05$)*

Tabela 28. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące bioakumulacji pierwiastków śladowych w pędach badanych klonów wierzby energetycznej / *Basic statistical parameters concerning the bioaccumulation of trace elements in shoots of the energy willow clones*

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
	g·ha ⁻¹						
Min.	38	108	261	13,4	1,7	0,76	0,7
Max	539	6495	9675	181,4	74,3	23,06	60,9
Średnia/ <i>Mean</i>	221	1865	2672	56,2	27,6	5,78	13,7
Mediana/ <i>Median</i>	193	1559	2148	48,3	23,1	4,26	8,5
Odch. s.*	151	1273	2274	40	19	5	16
W. zm.**	57	67	74	61	93	77	105

* – odchylenie standardowe / *standard deviation*

** – współczynnik zmienności [%] / *coefficient of variation [%]*

Średnia bioakumulacja badanych pierwiastków śladowych w korze pędów wierzby energetycznej kształtowała się w kolejności analogicznej do ich zawartości (g·ha⁻¹): Zn (919) > Mn (481) > Fe (113) > Cu (8,9) > Ni (4,9) > Cd (3,6) > Co (1,56) (tab. 27). Średnie bioakumulacji tych pierwiastków w drewnie układały się w tej samej kolejności (z wyjątkiem żelaza) i były istotnie większe

w porównaniu do kory: miedzi i niklu około 5-krotnie; Mn, Cd i Co prawie 3-krotnie; Zn 2-krotnie. Średnie arytmetyczne dla Fe w korze i drewnie nie wykazały (wg testu Tukey'a) różnic statystycznie istotnych ($\alpha = 0,05$). Udział zgromadzonego w korze żelaza był największy ze wszystkich badanych pierwiastków i kształtował się na poziomie połowy Fe zgromadzonego w pędach jako całości. Biorąc pod uwagę pędy wierzby, średnia ilość zgromadzonych w ich biomasie pierwiastków śladowych była następująca ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$): Zn (2672) > Mn (1865) > Fe (221) > Cu (56,2) > Ni (27,6) > Cd (13,7) > Co (5,78) (tab. 28). Średnie arytmetyczne bioakumulacji pierwiastków śladowych były wyraźnie większe od median, a współczynniki zmienności stosunkowo duże – na ogół powyżej 60%.

Mięszość wkładki osadów i rodzaj klonu różnicowały bioakumulację **żelaza** w plonach uprawianych klonów wierzby energetycznej (tab. 29).

Tabela 29. Bioakumulacja żelaza w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$] / *Fe bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$]*

Klon/ <i>Clone</i>	RF-3	RF-5	1051	Średnia/ <i>Mean</i>
Wkładka osadu/ <i>Sludge insert</i>				
0 cm	76	81	72	76 abc
10 cm	237	296	173	235 bd
20 cm	411	368	286	355 ade
30 cm	229	232	189	217 ce
Średnio/ <i>Mean</i>	238	244	180	221

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Klon RF-5 charakteryzował się największą średnią bioakumulacją żelaza (średnia, niezależnie od wkładki osadów: $244 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), a klon 1051 – najmniejszą (średnia $180 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), lecz różnice pomiędzy średnimi z poszczególnych klonów, nie były statystycznie istotne ($\alpha = 0,05$) (tab. 29).

Najwięcej Fe gromadziły pędy wierzby uprawiane na obiektach z wkładką 20 cm osadu ściekowego, średnia (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) wynosiła $355 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ i była istotnie większa od średnich z obiektów z pozostałymi wariantami wkładek osadów (tab. 29). W pędach wierzby uprawianej na obiektach z wkładką osadów o większej mięszości ujawnił się pewien regres w gromadzeniu tego metalu. Warto podkreślić, że każda wkładka osadów

ściekowych wprowadzona do gleby, na której uprawiano wierzbę, bardzo silnie i statystycznie istotnie zwiększała bioakumulację żelaza w pędach, w porównaniu do obiektów bez osadów (średnio $76 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$). Te zależności potwierdziły się podczas analizy bioakumulacji Fe w każdym z badanych cykli uprawy wierzby energetycznej (tab. 30).

Długość cyklu uprawy miała istotny wpływ na gromadzenie Fe w pędach wierzby (tab. 30). Pędy dwuletnie i trzyletnie akumulowały statystycznie istotnie większe ilości żelaza (średnio, niezależnie od wkładek osadów ściekowych i rodzaju klonu odpowiednio: 293 i $273 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), od pędów jednorocznych (średnio $96 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$). W pędach dwuletnich wykazano statystycznie istotnie większą zdolność do gromadzenia Fe przez klon RF-5, ale w pędach z innych cykli uprawy, zauważono tendencję do zwiększonej bioakumulacji tego mikroelementu przez klon RF-3 (tab. 30).

Tabela 30. Bioakumulacja żelaza w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$] / *Fe bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$]*

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne/ <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie/ <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie/ <i>Three-year shoots</i>
<i>Wkładka osadu/Sludge insert</i>			
0 cm	46 ab	91 def	91 hij
10 cm	87 c	328 e	290 ik
20 cm	145 ac	462 dg	458 hkl
30 cm	107 b	290 fg	254 jk
<i>Klon/Clone</i>			
RF-3	114	291	309
RF-5	99	366 α	268
1051	75	223 α	243
<i>Średnio/Mean</i>	<i>96 яб</i>	<i>293 я</i>	<i>273 б</i>

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence cycle of cultivation) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Bioakumulacja **manganu** w pędach wierzby była średnio ponad 8-krotnie większa w porównaniu do żelaza (tab. 28) i w odróżnieniu od tego pierwiastka znacznie większa w drewnie, aniżeli w korze (tab. 27). Najwięcej Mn akumu-

lowały pędy klonu RF-5 (średnia niezależnie od miąższości wkładki osadu i cyklu uprawy 2181 g·ha⁻¹), ale różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych klonów nie były statystycznie istotne (tab. 31).

Tabela 31. Bioakumulacja manganu w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / *Mn bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]*

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio /Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	725	935	850	837 ab
10 cm	1017	1870	1322	1403 c
20 cm	3793	3459	2457	3236 acd
30 cm	1880	2461	1607	1983 bd
Średnio/ Mean	1854	2181	1559	1865

– oznaczenia jak w tabeli poprzedniej/ markings as in the previous table

Tabela 32. Bioakumulacja manganu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / *Mn bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [g·ha⁻¹]*

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots	Pędy dwuletnie/ Two-year shoots	Pędy trzyletnie/ Three-year shoots
Wkładka osadu/Sludge insert			
0 cm	908	822 a	781 b
10 cm	907	1434	1868 c
20 cm	2360	3033 a	4316 bc
30 cm	1686	1938	2324
Klon/Clone			
RF-3	2154	1387	2020
RF-5	1080	2149	3315
1051	1161	1884	1631
Średnia/Mean	1465	1807	2322

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence of the cultivation cycle) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Pędy wierzby, uprawiane na glebie z wkładką 20 cm osadów ściekowych (średnia niezależnie od rodzaju klonu: $3236 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), akumulowały istotnie większe ilości Mn w porównaniu do średnich z obiektów nieużyźnianych osadami lub z wkładkami o innej miąższości osadów ściekowych (tab. 31). Wkładka o miąższości 20 cm spowodowała średnio prawie czterokrotne zwiększenie akumulacji manganu w porównaniu do obiektów bez dodatku osadów ściekowych i dwukrotne w porównaniu do obiektów z wkładką 10 cm. Zwiększenie miąższości wkładki zastosowanych doglebowo osadów do 30 cm, obniżało bioakumulację Mn.

Długość cyklu uprawy nie miała statystycznie istotnego wpływu na bioakumulację Mn w pędach wierzby energetycznej, ale zauważono tendencję do zwiększenia ilości gromadzonego w pędach manganu wraz z wydłużeniem czasu do ich zbioru: średnio 1465 , 1807 i $2322 \text{ g Mn}\cdot\text{ha}^{-1}$, odpowiednio dla pędów jedno-, dwu- i trzyletnich (tab. 32).

W każdym z analizowanych cykli uprawy, obserwowano największą bioakumulację manganu w pędach po zastosowaniu osadów w formie 20 cm wkładki osadów, przy czym w cyklach: dwu- i trzyletnim, średnia dla tego wariantu była istotnie większa od średniej dla pędów uprawianych bez dodatku osadów. Większa miąższość wkładki osadów wpływała na obniżenie akumulacji tego pierwiastka w plonie biomasy uprawianych roślin.

Spośród badanych pierwiastków śladowych, **cynk** odznaczał się największą bioakumulacją w pędach klonów wierzby energetycznej (tab. 27, 28). Daje się zauważyć stosunkowo dużą zdolność do akumulacji tego pierwiastka przez klon RF-5 (średnia, niezależnie od wkładki osadu i cyklu uprawy: $3325 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), a różnice pomiędzy średnimi klonów RF-5 i 1051 były statystycznie istotne (tab. 33).

Zastosowany osad ściekowy w formie wkładki o miąższości 20 cm, istotnie zwiększał bioakumulację cynku w pędach wierzby (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy: $4415 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$) w porównaniu do innych wariantów zastosowanych osadów (tab. 33).

Stwierdzono statystycznie istotne różnice pomiędzy średnimi akumulacji cynku w pędach wierzby różnego wieku (bez względu na rodzaj klonu i wkładkę osadów): pędy trzyletnie gromadziły średnio $4608 \text{ g Zn}\cdot\text{ha}^{-1}$, co było ilością około dwukrotnie większą od średniej dla pędów dwuletnich i czterokrotnie większą od średniej dla pędów jednorocznych (tab. 34).

W pędach wierzby z każdego cyklu uprawy wkładka 20 cm osadów ściekowych, skutkowała największą akumulacją cynku, a średnie dla tego wariantu były statystycznie istotnie większe od średnich z obiektów bez osadów. Bioakumulacja Zn w trzyletnich pędach wierzby uprawianej z zastosowaniem 20 cm wkładki osadów osiągała średnio $7993 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (bez względu na rodzaj klonu).

**Tabela 33. Bioakumulacja cynku w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] /
Zn bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]**

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio /Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	1050	1341	561	984 ab
10 cm	2047	3300	2044	2464 c
20 cm	5032	5116	3098	4415 acd
30 cm	2469	3544	2462	2825 bd
Średnio/ Mean	2650	3325 α	2041 α	2672

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 34. Bioakumulacja cynku w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Zn bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots	Pędy dwuletnie/ Two-year shoots	Pędy trzyletnie/ Three-year shoots
Wkładka osadu/Sludge insert			
0 cm	463 a	836 b	1652 c
10 cm	869	2141	4381 e
20 cm	1708 a	3545 b	7993 cde
30 cm	1326	2743	4406 d
Klon/Clone			
RF-3	1104	2372	4473
RF-5	1426	2593	5957
1051	745	1984	3394
Średnio/Mean	1092 яб	2316 яз	4608 бз

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy / markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Największą bioakumulacją **miedzi** w pędach cechował się klon RF-3 (średnio niezależnie od cyklu uprawy i wkładki osadu: 68,7 g·ha⁻¹) (tab. 35). Wynikało to głównie z dużej bioakumulacji Cu przez pędy z obiektów używanych 20 cm wkładką osadów (średnia bez względu na wiek pędów wynosiła

130,9 g·ha⁻¹). Najmniej miedzi gromadziły pędy klonu 1051 (średnio 41,7 g·ha⁻¹), ale różnica pomiędzy średnimi dla badanych klonów nie była statystycznie istotna (tab. 35).

Analogicznie, do wcześniej omówionych pierwiastków śladowych, zastosowanie 20 cm wkładki osadu ściekowego, skutkowało największą i statystycznie istotną bioakumulacją Cu w pędach wierzby w porównaniu do kontroli (średnia: 88,3g·ha⁻¹) (tab. 35).

Tabela 35. Bioakumulacja miedzi w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Cu bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Klon/ <i>Clone</i>				
Wkładka osadu/ <i>Sludge insert</i>	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ <i>Mean</i>
0 cm	31,5	24,6	20,2	25,4 b
10 cm	47,3	79,0	52,4	59,6
20 cm	130,9	75,1	59,0	88,3 ab
30 cm	65,4	54,4	35,2	51,6 a
Średnio/ <i>Mean</i>	68,7	58,3	41,7	56,2

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Najmniejsze średnie bioakumulacji miedzi obliczono dla pędów wierzby, pochodzącej z obiektów bez osadów ściekowych (średnio 25,4 g·ha⁻¹).

Długość cyklu uprawy roślin wpływała istotnie na bioakumulację miedzi w pędach wierzby (tab. 36).

Tabela 36. Bioakumulacja miedzi w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Cu bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne/ <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie/ <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie/ <i>Three-year shoots</i>
1	2	3	4
Wkładka osadu/ <i>Sludge insert</i>			
0 cm	18,8	35,1	22,4 a
10 cm	24,3	97,6	56,8
20 cm	41,6	108,2	115,1 a
30 cm	35,3	58,6	61,0

1	2	3	4
Klon/Clone			
RF-3	35,3	83,7	87,2
RF-5	33,0	82,3	59,5
1051	21,7	58,7	44,7
Średnio/ Mean	30,0 <i>яб</i>	74,9 <i>я</i>	63,8 <i>б</i>

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Największą średnią bioakumulację miedzi wykazywały pędy dwuletnie (średnio, niezależnie od wkładek osadów i rodzaju klonu: 74,9 g·ha⁻¹), a najmniejszą pędy jednoroczne (30,0 g·ha⁻¹). Wkładka 20 cm osadów ściekowych wpłynęła na największą zdolność do gromadzenia Cu w pędach wierzby z każdego cyklu uprawy, przy czym w pędach trzyletnich średnia (115,1 g·ha⁻¹) była statystycznie istotnie większa od średniej w pędach uprawianych bez osadów. Większa wkładka osadów (30 cm) obniżała bioakumulację miedzi w pędach w porównaniu do wkładki 20 cm.

Nikiel charakteryzował się nieco mniejszą bioakumulacją w pędach wierzby energetycznej w porównaniu do miedzi (tab. 27, 28). Najwięcej Ni akumulowały pędy klonu RF-5 (średnio, niezależnie od wkładki osadu: 29,5 g·ha⁻¹), a najmniej pędy klonu 1051 (25,3 g·ha⁻¹), ale różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych klonów były statystycznie nieistotne (tab. 37).

Tabela 37. Bioakumulacja niklu w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Ni bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio /Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	9,6	10,5	9,4	9,9 <i>ab</i>
10 cm	21,9	22,8	22,8	22,5 <i>c</i>
20 cm	44,4	52,5	39,7	45,5 <i>ac</i>
30 cm	36,5	32,1	29,3	32,7 <i>b</i>
Średnio/ Mean	28,1	29,5	25,3	27,6

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$)/ *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Tabela 38. Bioakumulacja niklu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$] / *Ni bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$]*

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne/ <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie/ <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie/ <i>Three-year shoots</i>
<i>Wkładka osadu/Sludge insert</i>			
0 cm	17,3 ab	4,9 de	7,3 ghi
10 cm	24,6 c	16,5 e	26,4 ik
20 cm	58,6 ac	21,4 df	56,6 gk
30 cm	47,6 b	10,8 f	39,6 h
<i>Klon/Clone</i>			
RF-3	41,7	9,5 α	33,2
RF-5	40,8	17,6 α	30,1
1051	28,6	13,0	34,2
<i>Średnio/Mean</i>	<i>37,0 б</i>	<i>13,4 яб</i>	<i>32,5 я</i>

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy / *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Podobnie, jak u wcześniej omówionych pierwiastków śladowych, najmniejsza bioakumulacja niklu wystąpiła w pędach z obiektów bez osadów ściekowych (średnia, niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy: $9,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$) i średnia ta była statystycznie istotnie mniejsza od średnich w pędach z poletek z 20 i 30 cm wkładkami osadu ściekowego (tab. 37). Największą średnią stwierdzono dla pędów z obiektów z wkładką osadów o miąższości 20 cm (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy – $45,5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$).

W odróżnieniu od wcześniej omawianych pierwiastków, najmniej niklu gromadziły pędy klonów dwuletnich, a najwięcej jednorocznych (średnio, niezależnie od wkładki osadu ściekowego i rodzaju klonu, odpowiednio: 13,4 i $37,0 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$), przy statystycznie istotnym zróżnicowaniu średnich (tab. 38). W każdym z rozpatrywanych cykli uprawy, wykazano statystycznie istotne różnice, pomiędzy średnimi bioakumulacji Ni w pędach wierzby w zależności od wkładki osadu ściekowego, przy czym największe średnie wystąpiły w obiektach z wkładką osadów o miąższości 20 cm.

Kobalt cechował się najmniejszą bioakumulacją, spośród analizowanych pierwiastków śladowych (tab. 27, 28). Analiza wariancji nie wykazała statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi analizowanymi w zależności od rodzaju klonu (niezależnie od wkładki osadu i cyklu uprawy), chociaż zaobserwowano tendencję do zwiększonej akumulacji Co w plonie klonu RF-3 (tab. 39).

**Tabela 39. Bioakumulacja kobaltu w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] /
Co bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]**

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio/Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	1,7	1,5	1,6	1,6 ab
10 cm	3,9	5,1	4,6	4,5
20 cm	9,6	8,5	9,6	9,3 a
30 cm	11,7	4,9	6,6	7,7 b
Średnio/Mean	6,7	5,0	5,6	5,8

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Największą bioakumulację kobaltu stwierdzono w pędach wierzby uprawianej na 20 cm wkładce osadów ściekowych (średnio, niezależnie od rodzaju klonu: 9,3 g·ha⁻¹) (tab. 39). W przypadku klonu RF-3, jeszcze efektywniejsza okazała się wkładka 30 cm osadu ściekowego (średnio 11,7 g Co·ha⁻¹), ale zróżnicowanie średnich – biorąc pod uwagę interakcje pomiędzy rodzajem klonu i wkładką osadu – nie zostało statystycznie potwierdzone ($\alpha = 0,05$).

Jednoroczne pędy akumulowały najmniejsze ilości kobaltu (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadu: 2,6 g·ha⁻¹) i były to ilości istotnie mniejsze, aniżeli w przypadku pędów dwu- i trzyletnich (tab. 40). Te ostatnie wyróżniały się średnio ponad 3-krotnie większą bioakumulacją Co w porównaniu do pędów jednorocznych. Zastosowane wkładki osadów ściekowych w uprawie wierzby energetycznej zwiększały akumulację kobaltu, a w przypadku pędów jednorocznych i dwuletnich stwierdzono występowanie istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi w porównaniu do pędów rosnących bez osadu ściekowego.

Tabela 40. Bioakumulacja kobaltu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Co bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots	Pędy dwuletnie/ Two-year shoots	Pędy trzyletnie/ Three-year shoots
1	2	3	4
Wkładka osadu/ Sludge insert			
0 cm	1,0 ab	2,0 c	1,8
10 cm	1,7	5,9	6,1

1	2	3	4
20 cm	3,8 a	11,8 c	12,2
30 cm	3,9 b	6,7	12,5
Klon/Clone			
RF-3	3,2	3,8	13,1
RF-5	2,1	8,0	5,0
1051	2,5	8,0	6,3
Średnio/Mean	2,6 $\alpha\beta$	6,6 γ	8,1 δ

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence of the cultivation cycle) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Klonem o największej bioakumulacji **kadm** w pędach (tab. 41) był klon RF-5, który gromadził w plonie biomasy statystycznie istotnie więcej Cd od klonu 1051 i RF-3 (średnio, niezależnie od wkładki osadu odpowiednio: 22,9; 7,8 i 10,5 g·ha⁻¹).

Wkładka 20 cm osadów ściekowych wpłynęła na największą bioakumulację Cd (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) – średnio w pędach 21,6 g·ha⁻¹ i była to ilość istotnie (prawie pięciokrotnie) większa od średniej z obiektów bez osadów (4,7 g·ha⁻¹) (tab. 41). W przypadku klonu 1051 zaobserwowano nietypowy, w porównaniu do pozostałych badanych pierwiastków efekt – 10 cm wkładka osadów obniżyła w porównaniu do obiektów kontrolnych średnią bioakumulację Cd w pędach (tab. 41).

Tabela 41. Bioakumulacja kadmu w pędach wierzby niezależnie od cyklu uprawy [g·ha⁻¹] / Cd bioaccumulation in willow shoots regardless of the cultivation cycle [g·ha⁻¹]

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ Mean
Wkładka osadu/ Sludge insert				
0 cm	2,8	5,6	5,8	4,7 a
10 cm	9,2	29,8	4,2	14,4
20 cm	18,8	34,7	11,4	21,6 a
30 cm	11,2	21,5	9,6	14,1
Średnio/Mean	10,5 β	22,9 $\alpha\beta$	7,8 α	13,7

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie

istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 42. Bioakumulacja kadmu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$] / Cd bioaccumulation in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$]

Czynnik/Factor	Pędy jednoroczne/ One-year shoots	Pędy dwuletnie/ Two-year shoots	Pędy trzyletnie/ Three-year shoots
Wkładka osadu/ Sludge insert			
0 cm	2,8	9,8	1,7
10 cm	4,5	29,6	9,1
20 cm	3,6	37,8	23,5
30 cm	1,7	22,0	18,5
Klon/Clone			
RF-3	3,4	19,0	9,1
RF-5	4,0	41,0 α	23,7 β
1051	2,0	14,4 α	6,9 β
Średnio/ Mean	3,1 $\alpha\beta$	24,8 $\alpha\beta$	13,2 $\beta\beta$

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu, cyrylicą w odniesieniu do cyklu uprawy) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type, Cyrillic in relation to the influence cycle of cultivation) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Przeprowadzone badania potwierdziły istotny statystycznie wpływ długości cyklu uprawy wierzby na bioakumulację Cd w pędach. Najwięcej kadmu gromadziły pędy dwuletnie (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadu: $24,8 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$) (tab. 42). W pędach jednorocznych było średnio ośmiokrotnie mniej Cd, a w trzyletnich prawie dwukrotnie mniej. Statystycznie istotnie większą bioakumulację kadmu stwierdzono w biomasie dwu- i trzyletnich pędów klonu RF-5 w porównaniu do klonu szwedzkiego 1051. Zróznicowanie średnich bioakumulacji Cd w pędach klonów poszczególnych cykli uprawy w zależności od zastosowanych wkładek osadów ściekowych było dość znaczne, ale różnice pomiędzy klonami nie były statystycznie istotne (tab. 42).

3.4. Kształtowanie się wybranych właściwości gleby użyźnianej osadami ściekowymi w warunkach uprawy wierzby energetycznej

Gleby objęte badaniami charakteryzowały się zróżnicowanymi parametrami fizykochemicznymi i chemicznymi (tab. 43, 44).

Tabela 43. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące właściwości fizykochemicznych i zawartości makroelementów w glebie objętej doświadczeniem / *Basic statistical parameters concerning physicochemical properties and content of macroelements in soil covered by experience*

Parametr	pH _{H2O}	Hw	Hh	Al _w	S	V	C _{org}	P _{av}	K _{av}	Mg _{av}
	–	cmol(+):kg ⁻¹				%	g·kg ⁻¹	mg·kg ⁻¹		
Min.	4,72	0,04	0,04	0,01	2,4	52	1,0	12,7	12,5	19,8
Max	5,93	0,62	5,06	0,24	24,1	99	21,2	230	215	390
Średnia	5,19	0,20	2,64	0,07	6,1	68	10,7	102	48,5	73,5
Mediana	5,20	0,17	2,60	0,06	5,0	68	10,3	90,3	40,5	59,3
Wsp. zm.[%]*	6	70	43	65	70	15	51	59	84	77

* – współczynnik zmienności [%] / *coefficient of variation [%]*

Tabela 44. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące zawartości metali śladowych w glebie objętej doświadczeniem / *Basic statistical parameters concerning content of trace metals in soil covered by experience*

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
	g·kg ⁻¹	mg·kg ⁻¹					
Min.	0,26	9	1	0,7	0,1	0,1	0,01
Max	6,86	224	406	150	12,8	4,3	0,65
Średnia	1,74	79	49	9,8	3,2	1,3	0,12
Mediana	1,79	72	25	3,8	2,6	1,0	0,11
Wsp. zm.[%]*	55	65	138	255	91	82	80

* – współczynnik zmienności [%] / *coefficient of variation [%]*

Zwraca uwagę podobieństwo wartości pomiędzy średnią arytmetyczną a medianą w przypadku takich parametrów gleby, jak: kwasowość wymienna, kwasowość hydrolityczna, zawartość glinu wymiennego, ogólna zawartość żela-

za, manganu, węgla organicznego oraz stopnia wysycenia kationami zasadowymi kompleksu sorpcyjnego gleby. Natomiast w przypadku sumy kationów zasadowych, zawartości przyswajalnych dla roślin form fosforu, potasu, magnezu oraz ogólnych ilości pierwiastków śladowych (z wyjątkiem Cd, Fe i Mn) średnia arytmetyczna była znacznie większa od mediany (w przypadku miedzi i cynku około dwukrotnie). O dużym zróżnicowaniu zawartości metali śladowych w glebie świadczą też wysokie współczynniki zmienności, szczególnie Cu i Zn.

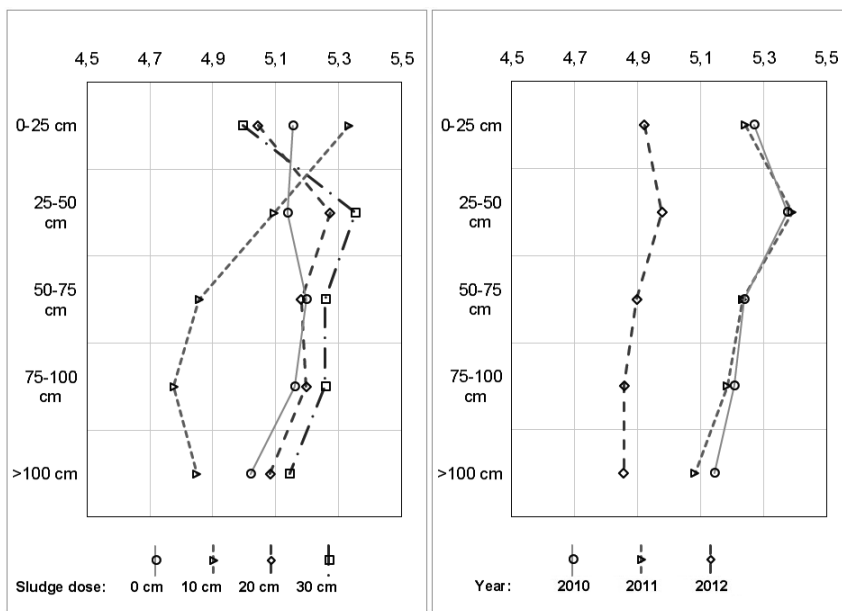
Jedną z ważniejszych cech gleby, wpływającą pośrednio na wiele jej właściwości jest **pH gleby**, które jest pochodną ładunku wolnych protonów w roztworze glebowym. Wartości pH_{H_2O} gleb w okresie badawczym mieściły się w zakresie 4,72–5,93 (mediana 5,20), co świadczyło o ich znacznym zakwaszeniu (tab. 65). Uprawa wierzby energetycznej wpływała na zmniejszanie się wartości pH gleby – po pierwszym roku badań pH_{H_2O} gleby z całego profilu (0–150 cm) wynosiło średnio 5,24; po trzecim już tylko 4,90 (tab. 45). Jednym z elementów różnicujących pH badanych gleb była wkładka osadu ściekowego, najniższe pH stwierdzono dla gleb z obiektów użyźnianych wkładką 10 cm osadu ściekowego (średnio 4,94), najwyższe przy zastosowaniu wkładki trzykrotnie większej (5,18).

Tabela 45. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się pH_{H_2O} w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach / Influence of sludge insert size on pH_{H_2O} in soil (depth 0–150 cm) in individual years

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	5,25	4,97	5,54	5,43	5,24
2011	5,21	4,98	5,44	5,38	5,22
2012	4,98	4,88	4,83	4,93	4,90
Średnio / Mean	5,13	4,94	5,15	5,18	5,09

Rozpatrując poszczególne warstwy przekształconego profilu glebowego zaobserwowano znaczne zróżnicowanie wartości pH gleby na poszczególnych głębokościach w zależności od wkładki osadu czy upływu czasu badań (rys. 7). Największe zróżnicowanie (rozpiętość) średnich pH_{H_2O} stwierdzono w warstwie gleby z głębokości 75–100 cm (4,78 dla gleby z 10 cm wkładką osadu i 5,26 dla wkładki 30 cm), nieco mniejsze w warstwie powierzchniowej 0–25 cm (odpowiednio 4,99 i 5,33). W tej warstwie, w odróżnieniu od pozostałych głębokości, wkładka 10 cm osadu ściekowego zwiększała wartość pH w porównaniu do gleby bez dodatku osadu ściekowego, a wkładki większe (20 i 30 cm) działały przeciwnie. Zróżnicowanie pH_{H_2O} w poszczególnych warstwach

między dwoma początkowymi latami trwającego doświadczenia, było raczej niewielkie (szczególnie w trzech pierwszych warstwach, licząc od powierzchni), natomiast w trzecim roku wartość pH radykalnie obniżyła się (rys. 7).



Rys. 7. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się pH_{H_2O} w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of pH_{H_2O} in separate layers of the soil profile

Parametrem ściśle powiązaniem z pH gleby jest jej **kwasowość wymienna**. Przeprowadzone badania ujawniły wahania tego parametru w zakresie $0,04\text{--}0,62\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 43). Biorąc pod uwagę cały profil gleby (głębokość 0–150 cm) nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu ($\alpha = 0,05$) wielkości dawki osadu ściekowego na wartość kwasowości wymiennej gleby (tab. 46).

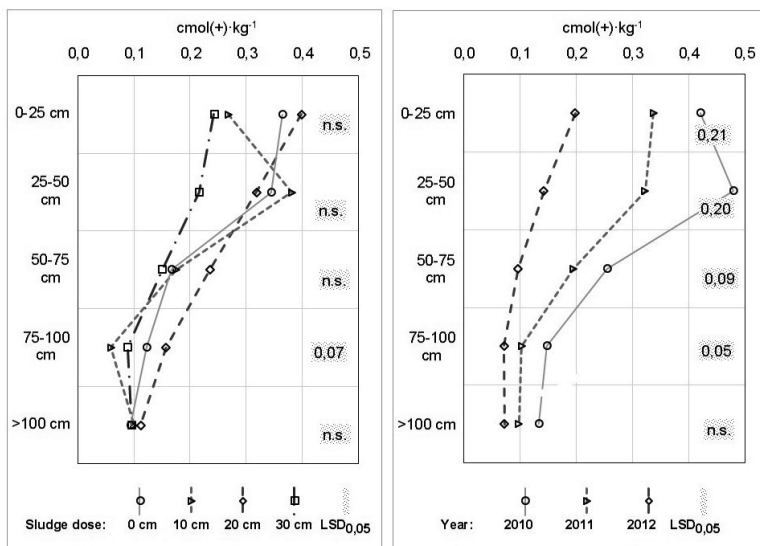
Można jednak zauważyć, że najmniejszą średnią wartość kwasowości zanotowano dla największej 30 cm wkładki osadu (średnio $0,16\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$), ale wkładka nieco mniejsza (20 cm) spowodowała zwiększenie kwasowości gleby w porównaniu do gleby bez osadu, do wartości średnio $0,24\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$). Stwierdzono silny, statystycznie istotny wpływ upływu czasu na kwasowość wymienną gleby, która systematycznie z biegiem lat zmniejszała się (tab. 46), od średnio $0,29\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ do wartości średnio $0,12\text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Ta tendencja była zauważalna dla każdej z zastosowanych kombinacji osadów traktowanych odrębnie (tab. 46), jak również rozpatrując każdą z badanych warstw profilu gleby niezależnie od siebie (rys. 8). W miarę wzrostu głębokości gleby kwasowość wymienna na ogół

malą. Największe zmiany, wynikające z wielkości zastosowanej wkładki osadów, stwierdzono w warstwach z głębokości 0–25 cm i 25–50 cm, a w warstwie najgłębszej różnice między średnimi nie były już statystycznie istotne.

Tabela 46. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się kwasowości wymiennej w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [cmol(+) \cdot kg⁻¹] / Influence of sludge insert on exchangeable acidity in soil (depth 0–150 cm) in individual years [cmol(+) \cdot kg⁻¹]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	0,33	0,28	0,35	0,20	0,29 ab
2011	0,24	0,19	0,26	0,16	0,21 ac
2012	0,09	0,13	0,13	0,12	0,12 bc
Średnio / Mean	0,22	0,20	0,24	0,16	0,20

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu upływu czasu, greckimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of time elapse, Greek in relation to the influence of the sludge insert) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

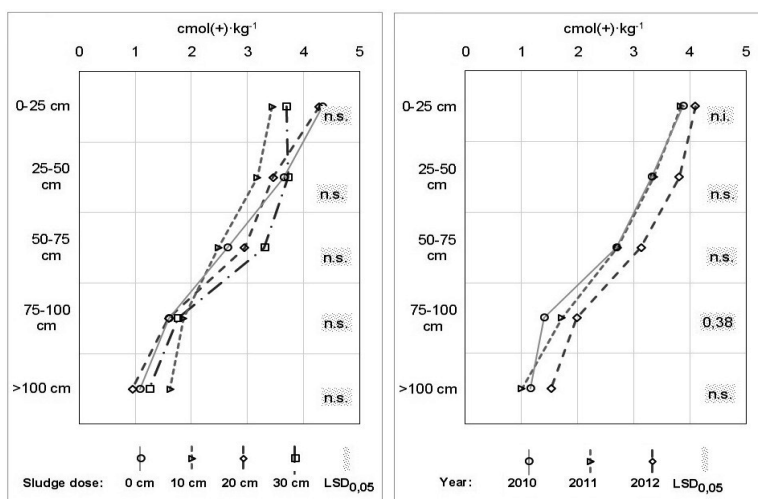
Rys. 8. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się kwasowości wymiennej w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of the exchangeable acidity in separate layers of the soil profile

Analizując zmienność kwasowości wymiennej gleby w poszczególnych warstwach profilu glebowego w zależności od zastosowanej do użyzniania gleby wkładki osadu zaobserwowano zauważalny wpływ w warstwach gleby zalegających do 100 cm głębokości, a w warstwie 75–100 cm był on statystycznie istotny (rys. 8). Najmniejsze zmiany kwasowości wymiennej w miarę wzrostu głębokości gleby wystąpiły po zastosowaniu 30 cm wkładki osadu ściekowego (średnio od 0,09 do 0,24 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$), a największe – wkładki 10 cm (średnio 0,06–0,38 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$).

Tabela 47. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się kwasowości hydrolitycznej w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on hydrolytic acidity in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	2,66	2,32	2,26	2,72	2,49
2011	2,61	2,46	2,31	2,73	2,53
2012	2,71	2,78	3,37	2,79	2,91
Średnio / Mean	2,66	2,52	2,65	2,75	2,64

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 9. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się kwasowości hydrolitycznej w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of the hydrolytic acidity in separate layers of the soil profile

Przeprowadzone doświadczenie wykazało także pewien wpływ badanych czynników na **kwasowość hydrolityczną** gleby (tab. 47, rys. 9), ale zróżnicowanie pomiędzy średnimi było zazwyczaj statystycznie nieistotne. W odróżnieniu od kwasowości wymiennej, z upływem lat daje się zauważyć tendencję zwiększania kwasowości hydrolitycznej gleby w całym profilu, jak i poszczególnych warstwach. Natomiast podobnie do kwasowości wymiennej, im głębsza warstwa gleby, tym obserwowana kwasowość była mniejsza.

Wśród kationów kwasowych szczególnie negatywny wpływ na wzrost i rozwój roślin mają jony Al^{3+} . Zawartość **glinu wymiennego** w badanych glebach kształtowała się w zakresie $0,01-0,24 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ – średnio $0,07 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 43). Pomimo faktycznego zróżnicowania nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi zawartościami glinu wymiennego dla całego profilu gleby z poszczególnych lat badań czy w zależności od miąższości zastosowanych dawek osadów ściekowych (tab. 48).

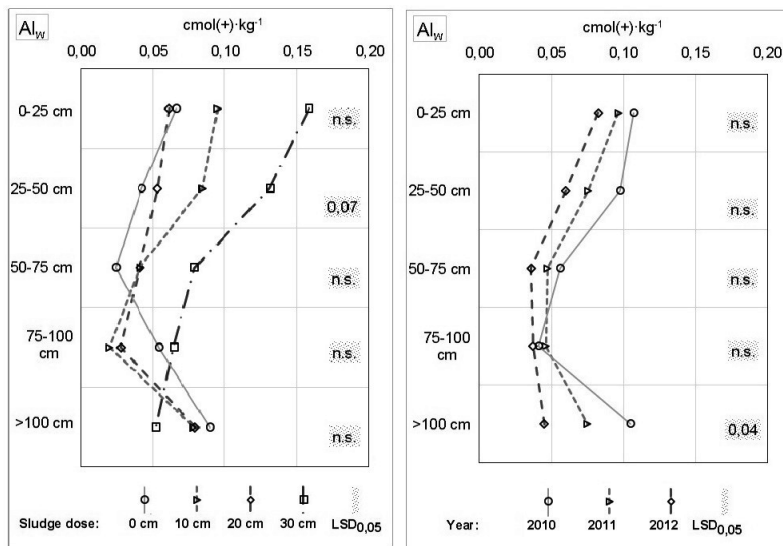
Tabela 48. Wpływ miąższości wkładki osadu na zawartość glinu wymiennego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$]/Influence of sludge insert on content of exchangeable Al in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$].

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	0,049	0,080	0,050	0,146	0,081
2011	0,063	0,065	0,053	0,092	0,068
2012	0,055	0,046	0,054	0,053	0,052
Średnio / Mean	0,055	0,064	0,053	0,097	0,067

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46

Wystąpiło wyraźne zróżnicowanie zawartości glinu wymiennego pomiędzy poszczególnymi warstwami w profilu glebowym (rys. 10). Zawartość tej formy Al (niezależnie od wkładki osadu czy upływu lat) zmniejszała się systematycznie do głębokości 75–100 cm, natomiast zwiększała się w warstwie położonej poniżej 100 cm. Wkładki osadu zastosowane doglebowo miały wpływ na ilość glinu wymiennego w poszczególnych warstwach gleby, jednakże tylko w warstwie 25–50 cm stwierdzono istotnie większe średnie dla wkładki 30 cm osadu w porównaniu do wkładek 0 i 20 cm (rys. 10). Różnice pomiędzy średnimi w pozostałych warstwach gleby nie były istotne statystycznie. Z wyjątkiem warstwy najgłębiej położonej (>100 cm głębokości), najwięcej jonów Al^{3+} stwierdzono w glebach użyźnianych największą wkład-

ką osadów ściekowych. Natomiast do głębokości 75 cm stosunkowo niewiele tych jonów wystąpiło w glebie bez osadu ściekowego (rys. 10). Upływ czasu powodował systematyczne zmniejszanie się zawartości glinu wymiennego w poszczególnych warstwach profilu glebowego (rys. 10), jednakże wpływ ten był statystycznie istotny jedynie w warstwie najgłębszej (>100 cm).



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic/ no statistically significant differences

Rys. 10. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości glinu wymiennego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of the content of exchangeable aluminum in separate layers of the soil profile

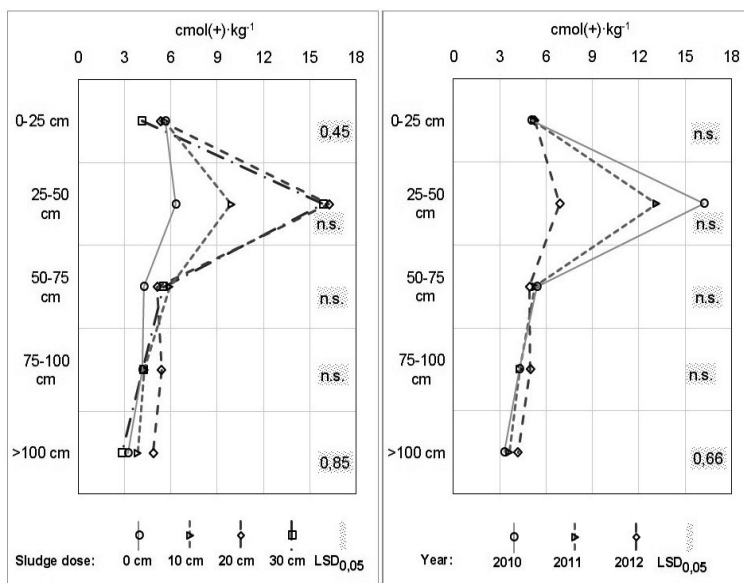
Bardzo istotną rolę w kształtowaniu właściwości fizykochemicznych gleby odgrywają kationy o charakterze zasadowym (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+). **Suma wymiennych kationów zasadowych** występujących w kompleksie sorpcyjnym badanych gleb mieściła się w dość szerokim zakresie: 2,4–24,1 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 43), przy stosunkowo niewielkiej średniej arytmetycznej wynoszącej 6,1 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Analizując cały profil (0–150 cm) można stwierdzić, że dodatek osadów ściekowych do gleby w postaci wkładki do 20 cm włącznie wpłynął na zwiększenie średniej zawartości kationów zasadowych w porównaniu do gleby kontrolnej (tab. 49), a wkładka 30 cm obniżyła ich sumę. Natomiast upływ czasu (bez względu na ilość zastosowanych osadów) spowodował zmniejszenie średniej sumy tych kationów (tab. 49). Przeprowadzone badania nie wykazały jednak w obu przypadkach różnic istot-

nych statystycznie ($\alpha = 0,05$). Co ciekawe, w obiektach bez dodatku osadów ściekowych (0 cm), z biegiem lat obserwowano tendencję odwrotną – niewielkiego wzrostu ilości kationów zasadowych.

Tabela 49. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się sumy wymiennych kationów zasadowych w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [cmol(+) \cdot kg⁻¹] / Influence of sludge insert on sum of exchangeable basic cations content (BEC) in soil (depth 0–150 cm) in individual years [cmol(+) \cdot kg⁻¹].

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	3,96	6,78	9,09	7,56	6,85
2011	4,70	5,94	7,64	6,96	6,31
2012	5,50	5,04	5,47	5,00	5,25
Średnio / Mean	4,72	5,92	7,40	6,51	6,14

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 11. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie sumy wymiennych kationów zasadowych (S) w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of the sum of exchangeable basic cations (BEC) in separate layers of the soil profile

Najwięcej kationów zasadowych stwierdzono w warstwie gleby 25–50 cm (łącznie średnio $12,1 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$), co było wynikiem ułożenia w tej strefie wkładki osadów zasobnych w kationy o charakterze zasadowym. Biorąc pod uwagę kształtowanie się ilości kationów zasadowych w warstwach gleby z poszczególnych głębokości (rys. 11), zaobserwowano tendencję malejącą, z wyjątkiem warstwy z głębokości 25–50 cm (znaczący wzrost w porównaniu do warstwy 0–25 cm). Tam też stwierdzono największą zmienność średnich, zarówno w zależności od upływu czasu (niezależnie od wkładki osadów), jak również w zależności od wkładki osadów (bez względu na lata badań), ale nie były to różnice statystycznie istotne (rys. 11). Istotność różnic stwierdzono w najgłębszej strefie gleby (>100 cm): średnia suma kationów zasadowych w glebie wzbogaconej 20 cm wkładką osadów ściekowych była istotnie większa od średnich dla pozostałych wariantów, a średnia dla roku 2012 była istotnie większa od średniej dla roku 2010. Poczynając od głębokości 75 cm i poniżej (w odróżnieniu od warstw wyżej położonych) łączna ilość kationów zasadowych z biegiem lat nieco zwiększała się. Może to sugerować stopniowe wymywanie tej grupy kationów z warstw wierzchnich i wzbogacanie warstw głębszych. Warto też podkreślić bardzo szybki ubytek kationów zasadowych w warstwie 25–50 cm – w przeciągu 3 lat, średnia obniżyła się ponaddwukrotnie.

Przeprowadzone badania wykazały znaczący wpływ badanych czynników na kształtowanie się **stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby kationami zasadowymi**. Zróżnicowanie wartości tego parametru było w porównaniu do innych badanych cech gleby stosunkowo niewielkie (współczynnik zmienności 15%), przy średniej i medianie wynoszących 68% (tab. 43). Dodatek osadów ściekowych do gleby wpłynął na zwiększenie średniego stopnia wysycenia gleby kationami zasadowymi w całym profilu (0–150 cm) – najbardziej po zastosowaniu wkładki 20 cm (średnio niezależnie od lat: 72,0%) – w porównaniu do gleby kontrolnej (średnio 65,4%), jednak różnice między średnimi nie były statystycznie istotne (tab. 50).

Zwraca uwagę szybkie zmniejszanie się wartości tego parametru w glebach użyźnianych osadem w trzecim roku badań (największy w przypadku wkładki 20 cm osadu: z 76,6% do 63,1%). W glebach bez osadów notowano zwiększanie wartości tego parametru z upływem lat (tab. 50).

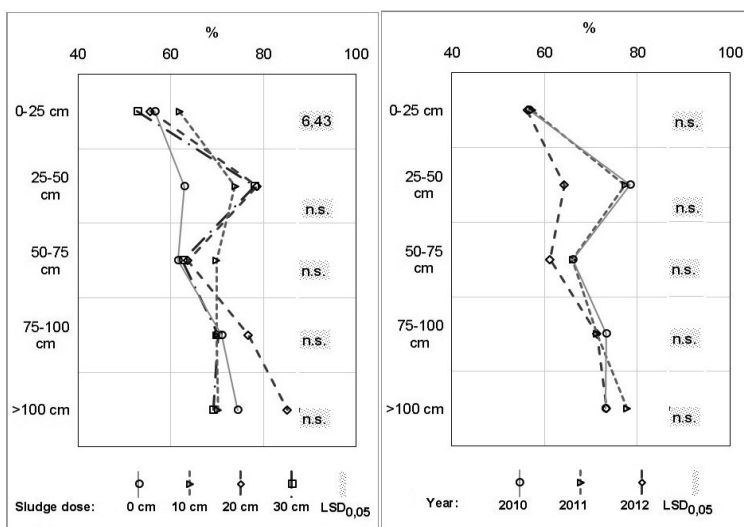
Wykonane badania wykazały zmienność wielkości stopnia wysycenia gleby kationami zasadowymi w poszczególnych warstwach profilu glebowego (rys. 12), ale różnice między średnimi na ogół nie były statystycznie istotne. Największe zróżnicowanie stwierdzono w warstwie 25–50 cm, co było związane z lokalizacją wkładki osadów ściekowych. Najmniejsze średnie stopnia wysycenia kationami zasadowymi (zarówno bez względu na wkładkę osadu, jak i niezależnie od roku badań) wystąpiły w warstwie powierzchniowej (0–25

cm). Tu też wykazano statystycznie istotnie mniejszą średnią dla największej 30 cm wkładki osadu w porównaniu do wkładki 10 cm. W warstwie głębszej notowano wyraźne (szczególnie w obiektach z dodatkiem osadu) zwiększenie wartości tego parametru i po obniżce w kolejnej warstwie (50–75 cm), systematyczny wzrost wraz z głębokością.

Tabela 50. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby kationami zasadowymi (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [%] / Influence of sludge insert on base saturation of soil (depth 0–150 cm) in individual years [%]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	62,2	72,1	76,3	67,5	69,5
2011	66,1	70,1	76,6	67,3	70,0
2012	67,8	65,3	63,1	65,0	65,3
Średnio / Mean	65,4	69,1	72,0	66,6	68,3

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 12. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby kationami zasadowymi w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the development of the base saturations of soil in separate layers of the soil profile

Jednym z głównych składników osadów ściekowych jest materia organiczna, która może być źródłem **węgla organicznego** w glebie. Gleba objęta badaniami zawierała go niezbyt wiele – średnio $10,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 43). Z wkładką 10 cm osadu ściekowego wprowadzano średnio około 22,9 Mg węgla organicznego na hektar gleby, co znacząco zwiększało bilans tego pierwiastka. Przeprowadzone doświadczenie wykazało statystycznie istotne różnice pomiędzy średnimi zawartościami węgla organicznego w glebie z głębokości 0–150 cm w zależności od wkładki zastosowanego osadu ściekowego (niezależnie od lat badań), czy od upływu lat badań (niezależnie od wkładki osadu) (tab. 51). Jak należało oczekiwać, w glebach nieużyźnianych osadami stwierdzono najmniej węgla organicznego (średnio $8,1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Największe średnie ilości tego pierwiastka (istotnie większe od średnich dla pozostałych wariantów) stwierdzono w glebach użyźnianych najmniejszą, 10 cm wkładką osadów (średnio $14,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Dawki większe nie tylko, że nie zwiększyły ilości zakumulowanego w glebie węgla organicznego, ale nawet powodowały obniżenie jego ilości (tab. 51).

Tabela 51. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości węgla organicznego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on organic carbon content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$]

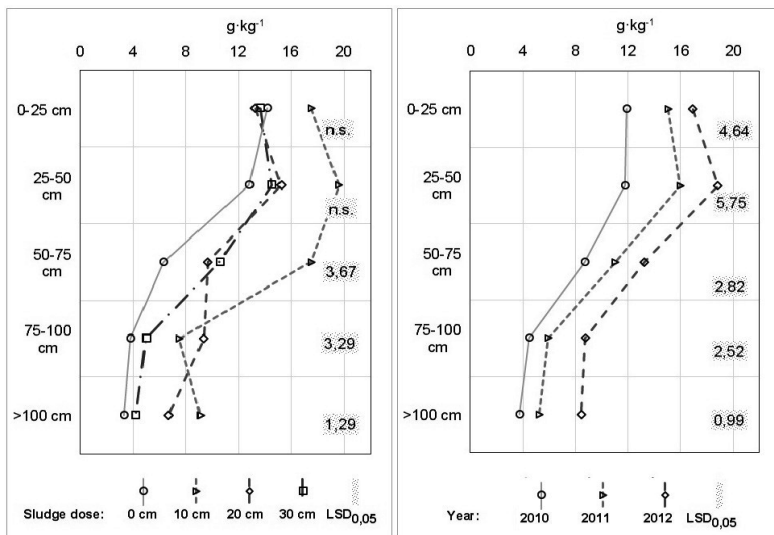
Rok badań / <i>Experimental year</i>	Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i> [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / <i>Mean</i>
2010	5,9	12,4	6,9	7,4	8,1ab
2011	7,1	13,9	11,7	10,0	10,7ac
2012	11,3	16,4	14,0	11,4	13,2bc
Średnio / <i>Mean</i>	8,1 α	14,2 $\alpha\beta\gamma$	10,8 β	9,6 γ	10,7

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46

Natomiast wpływ wielkości wkładki osadu ściekowego na zawartość węgla organicznego w poszczególnych warstwach z różnych głębokości profilu glebowego był wyraźny, ale dosyć złożony (rys. 13). Jak należało przypuszczać, w glebach bez osadów warstwą najzasobniejszą w Corg była warstwa powierzchniowa, składająca się w znacznej części z poziomu akumulacji próchnicy (A). W glebach z dodatkiem osadu ściekowego tego pierwiastka było najwięcej w strefie lokalizacji wkładki, czyli na głębokości 25–50 cm. Zazwyczaj im głębiej, tym stwierdzano mniejsze ilości (niezależnie od wkładki osadu) węgla organicznego w glebie. Poza warstwą wierzchnią, w pozostałych warstwach gleby rozpatrywanych odrębnie, dodatek osadu ściekowego zwiększał zawartość węgla organicznego, najsilniej (z wyjątkiem głębokości 70–100 cm) działała wkładka

10 cm. W warstwie wierzchniej (0–25 cm) wpływ ten nie był tak jednoznaczny, ale najwyraźniejszy także dla wkładki 10 cm osadu ściekowego.

Stwierdzono również regularne, statystycznie istotne zwiększanie zawartości Corg w badanych glebach w okresie 3 lat badań, zarówno średnio w całej objętości profilu gleby (tab. 51), jak i w poszczególnych jego warstwach (rys. 13).



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 13. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości węgla organicznego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the organic carbon content in separate layers of the soil profile

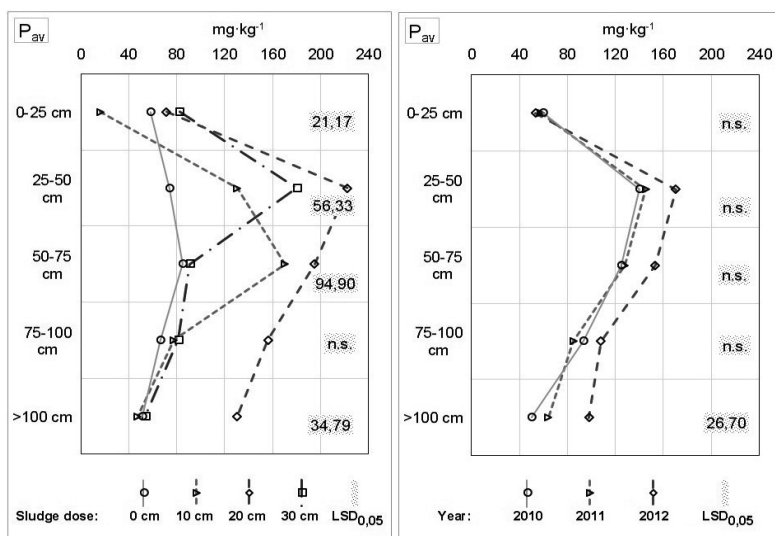
Dużym zmianom w czasie prowadzonego doświadczenia ulegała zasobność gleb w **przyswajalny fosfor**. Zawartość tej formy P mieściła się w szerokich granicach: 12,7–230 mg P·kg⁻¹ s.m. gleby, przy średniej 102 mg·kg⁻¹. Dodatek osadu ściekowego, bogatego w związki fosforu, zwiększał ilość fosforu przyswajalnego w pierwotnie ubogich glebach, powodując, że stały się zasobne lub bardzo zasobne w ten pierwiastek. Analizując stan całego profilu gleby (0–150 cm) pod kątem ilości fosforu przyswajalnego można zauważyć, że najwięcej (statystycznie istotnie więcej, w porównaniu do pozostałych wariantów użyźniania osadami) fosforu przyswajalnego zawierała gleba z dodatkiem 20 cm wkładki osadów ściekowych (tab. 52). Dodatek osadu w postaci wkładki doglebowej 10 i 20 cm wpływał na stopniowe zwiększanie się ilości P przyswajalnego w profilu glebowym (od 67 do 155 mg·kg⁻¹), ale większa wkładka nie zwiększała już ilości tego pierwiastka w glebie. Stwierdzono też

tendencję do niewielkiego wzrostu ilości P przyswajalnego w miarę upływu lat, ale różnice pomiędzy średnimi nie były statystycznie istotne.

Tabela 52. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości fosforu przyswajalnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on available phosphorus content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	29	86	168	92	94
2011	68	82	143	91	96
2012	104	97	154	110	117
Średnio / Mean	67 α	88 β	155 $\alpha\beta$ γ	98 γ	102

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 14. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości fosforu przyswajalnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the available phosphorus content in separate layers of the soil profile

Agromelioracja osadami ściekowymi wprowadziła duże zmiany (najczęściej zwiększenia zawartości) w kształtowaniu się zawartości fosforu przyswa-

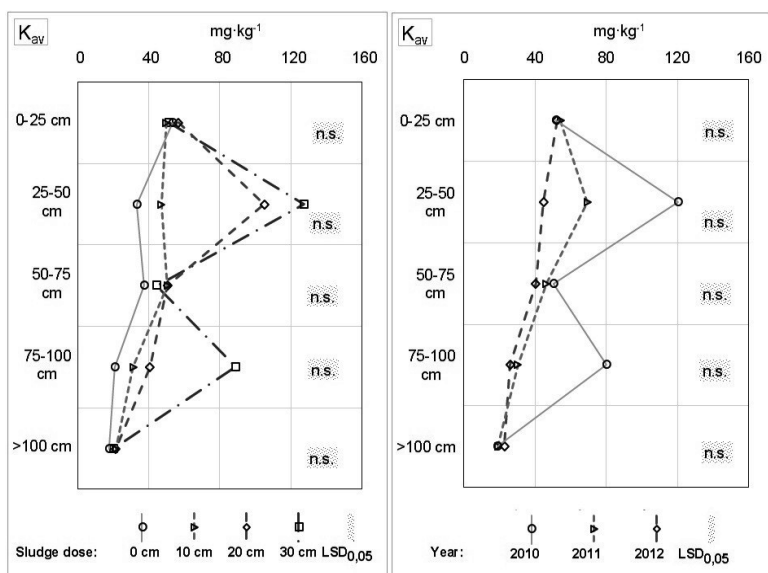
jalnego w poszczególnych warstwach gleby z różnych głębokości. Stwierdzono statystycznie istotne różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych wkładek osadów (rys. 14). Największy wzrost zawartości tego pierwiastka, w porównaniu do gleby bez osadów, stwierdzono w warstwie 25–50 cm, nieco mniejszy w warstwie leżącej bezpośrednio pod nią. W tych warstwach notowano też największe średnie, zarówno w zależności od wkładki osadu, jak i w czasie. Zawartość fosforu przyswajalnego w warstwach głębszych systematycznie zmniejszała się. W każdej warstwie najwięcej fosforu przyswajalnego stwierdzono dla wariantu z wkładką 20 cm osadów ściekowych, jedynie w warstwie 0–25 cm największą średnią stwierdzono na wkładce 30 cm. W tej warstwie gleby wpływ czasu prawie nie różnicował średnich (niezależnie od wkładki osadu), a głębiej w profilu zauważono tendencję do pewnego zwiększenia zawartości fosforu przyswajalnego z upływem lat, ale tylko w warstwie najgłębszej (poniżej 100 cm) wystąpiły różnice statystycznie istotne.

W glebach objętych badaniami zastosowanie osadu ściekowego zwiększyło (ale w o wiele mniejszym stopniu, w porównaniu do fosforu), zawartość **potasu przyswajalnego**. Jednakże różnice pomiędzy analizowanymi średnimi nie były statystycznie istotne ($\alpha = 0,05$) (tab. 53, rys. 15). Największy przyrost K w porównaniu do gleby kontrolnej stwierdzono w warstwach 25–50 cm i 75–100 cm na wkładce 30 cm osadu (rys. 15). Biorąc pod uwagę cały profil gleby, jak również poszczególne jego warstwy, zaobserwowano tendencję zwiększania się zawartości K przyswajalnego w zależności od miąższości wkładki osadu ściekowego, a najsilniejszy dodatni wpływ miała 30 cm wkładka osadu. Największą ilość tej formy potasu stwierdzono w warstwie gleby z głębokości 25–50 cm – średnio $127 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. W odróżnieniu od fosforu przyswajalnego, zaobserwowano tendencję do malejącej zawartości potasu przyswajalnego w glebach w miarę upływu lat (tab. 53, rys. 15).

Tabela 53. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości potasu przyswajalnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on available potassium content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

Rok badań / <i>Experimental year</i>	Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i> [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / <i>Mean</i>
2010	21	50	75	111	64
2011	31	41	51	53	44
2012	46	29	39	36	37
Średnio / <i>Mean</i>	33	40	55	66	49

– oznaczenia jak w tabeli 46 / *markings as in the table no. 46*



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

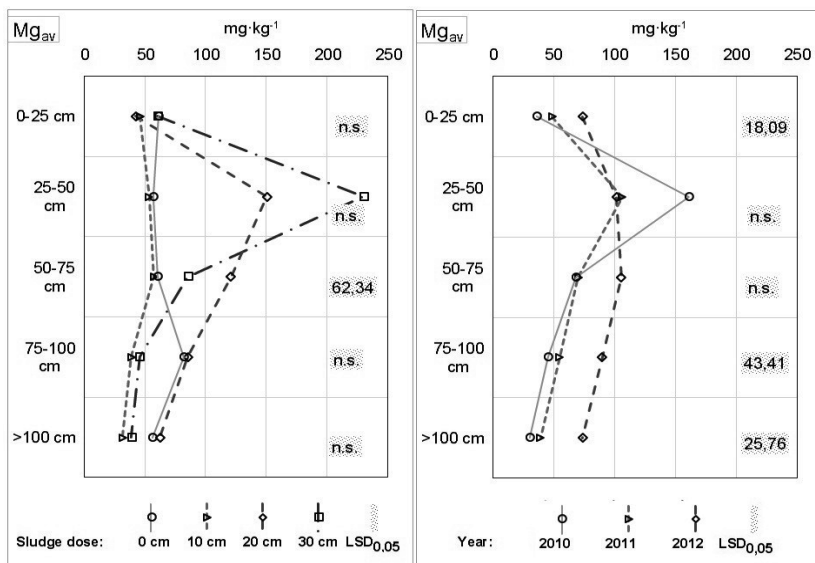
Rys. 15. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości potasu przyswajalnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / *The influence of sewage sludge and the passage of time on the available potassium content in separate layers of the soil profile*

Gleba objęta badaniami była dość zasobna w **przyswajalny magnez**, zastosowanie osadów ściekowych w postaci wkładek 20 i 30 cm jeszcze zwiększyło w niej zawartości tego pierwiastka, chociaż było to zauważalne jedynie dla całego profilu gleby (tab. 54) oraz jego części do głębokości 75 cm, a statystyczną istotność tego wpływu potwierdzono jedynie dla warstwy 50–75 cm (rys. 16).

Tabela 54. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości magnezu przyswajalnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$mg \cdot kg^{-1}$] / *Influence of sludge insert on available magnesium content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$mg \cdot kg^{-1}$]*

Rok badań / <i>Experimental year</i>	Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i> [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / <i>Mean</i>
2010	35	28	89	120	68
2011	54	39	81	80	64
2012	101	69	107	77	89
Średnio / <i>Mean</i>	64	46	92	92	73

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / *no statistically significant differences*

Rys. 16. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości magnezu przyswajalnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / *The influence of sewage sludge and the passage of time on the available magnesium content in separate layers of the soil profile*

Wkładka 10 cm osadu ściekowego nieco zmniejszyła średnie zawartości magnezu przyswajalnego w porównaniu do gleby bez osadu. Ten wpływ był najsilniejszy w najgłębszych warstwach profilu gleby (poniżej 75 cm). Natomiast największą średnią zawartość magnezu stwierdzono w glebie z warstwy 25–50 cm z wkładką 30 cm osadu ściekowego (230 mg Mg·kg⁻¹ s.m.).

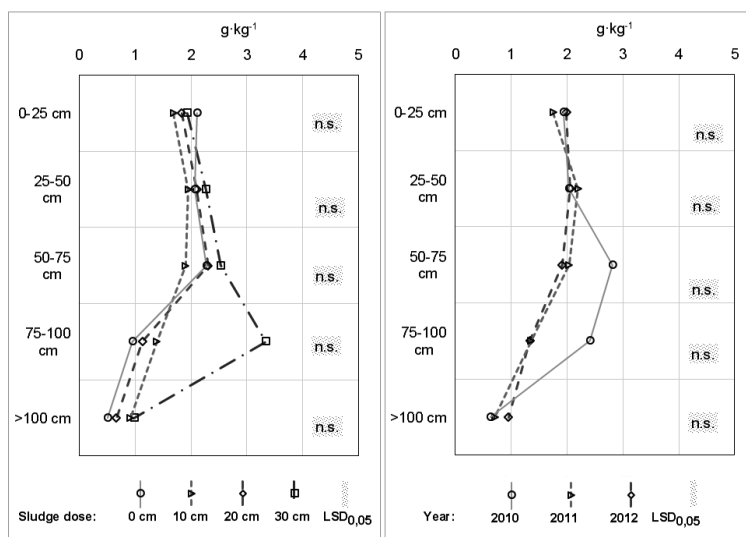
Wpływ lat badań na zawartość magnezu przyswajalnego nie był jednoznaczny (tab. 54), chociaż istotnie różnicował średnie w wielu warstwach gleby, a największe średnie notowano (z wyjątkiem warstwy 25–50 cm) w ostatnim roku badań (rys. 16).

Badane gleby charakteryzowały się zmienną, choć na ogół dość dużą zawartością **żelaza** ogólnego – średnio 1,74 g·kg⁻¹, przy szerokim zakresie wartości 0,26–6,86 g·kg⁻¹ (tab. 44). Analizując zawartość Fe w całym profilu, można zauważyć, że różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych wkładek osadów ściekowych, jak również pomiędzy latami badań nie były statystycznie istotne (tab. 55). Należy jednak zauważyć, że najwięcej żelaza stwierdzono w przypadku gleb z 30 cm wkładką osadów ściekowych (średnio 2,21 g·kg⁻¹), czyli było to około 40% więcej od średniej dla obiektów bez dodatku osadów (1,58 g·kg⁻¹).

Tabela 55. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości żelaza ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on total iron content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$]

Rok badań / <i>Experimental year</i>	Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i> [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / <i>Mean</i>
2010	1,78	1,32	1,55	3,22	1,97
2011	1,49	1,60	1,60	1,77	1,61
2012	1,48	1,79	1,68	1,64	1,65
Średnio / <i>Mean</i>	1,58	1,57	1,61	2,21	1,74

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 17. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości żelaza ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego/The influence of sewage sludge and the passage of time on the total iron content in separate layers of the soil profile

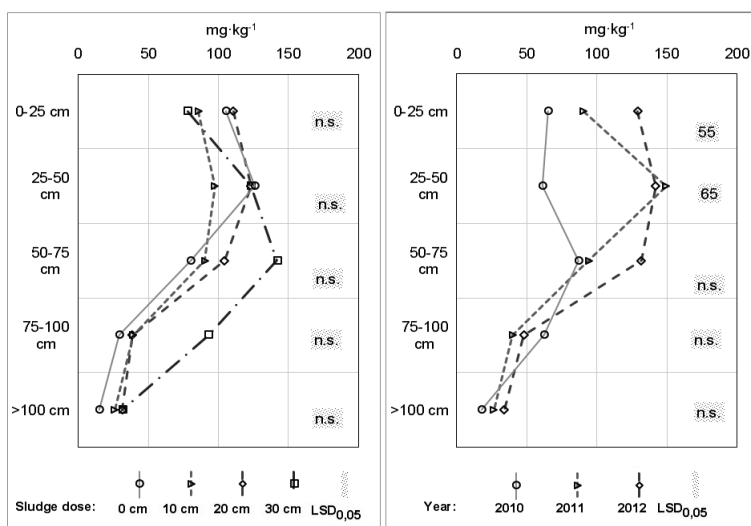
Zawartość żelaza ogólnego w glebie na ogół zwiększała się do głębokości 75 cm, a później malała (rys. 17). Nie stwierdzono także statystycznie istotnego zróżnicowania średnich zawartości Fe z uwagi na wielkości wkładek osadów ściekowych, jak również pomiędzy latami badań w poszczególnych warstwach profilu glebowego (rys. 17). Największe różnice pomiędzy odpowiednimi średnimi wystąpiły w porównaniu do gleby z wkładką 30 cm osadów (szczególnie w warstwach 50–75 cm i 75–100 cm).

Zawartość **manganu** ogólnego w glebach objętych badaniami mieściła się w przedziale 9–224 mg·kg⁻¹ (tab. 44). Nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu wielkości wkładek osadów ściekowych na kształtowanie się średniej zawartości Mn w całym profilu (0–150 cm) gleby (tab. 56). Natomiast wystąpiła istotnie większa średnia zawartości tego pierwiastka w trzecim roku badań (97 mg·kg⁻¹) w porównaniu do średniej z pierwszego roku (59 mg·kg⁻¹). Ta prawidłowość ma swoje odzwierciedlenie w kształtowaniu się zawartości Mn w powierzchniowych warstwach profilu glebowego (rys. 18).

Tabela 56. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości manganu ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [mg·kg⁻¹] / Influence of sludge insert on total manganese content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [mg·kg⁻¹]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				Średnio / Mean
	0	10	20	30	
2010	51	44	49	91	59 a
2011	71	83	89	78	80
2012	92	76	108	112	97 a
Średnio / Mean	71	68	82	94	79

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic/ no statistically significant differences

Rys. 18. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości manganu ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the total manganese content in separate layers of the soil profile

Rozkład zawartości manganu w glebie z różnych głębokości wskazuje na dodatni wpływ większych wkładek osadów na jego koncentrację w glebie, ale różnice pomiędzy odpowiednimi średnimi nie były statystycznie istotne (rys. 18).

Ogólna zawartość **cynku** wyróżniała się w gronie analizowanych pierwiastków śladowych, szerokim zakresem zawartości ($1\text{--}406\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz prawie 2-krotnie większą średnią ($49\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) od mediany (tab. 44). Jeśli jednak rozpatruje się całą miąższość profilu glebowego, zmienność uśrednionych zawartości nie jest już tak znaczna (tab. 57). Różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych wkładek osadów ściekowych, czy kolejnych lat badań, nie były statystycznie istotne, chociaż zgodnie z oczekiwaniem największe średnie zanotowano w glebie z wkładką 30 cm oraz dla pierwszego roku badań (tab. 57).

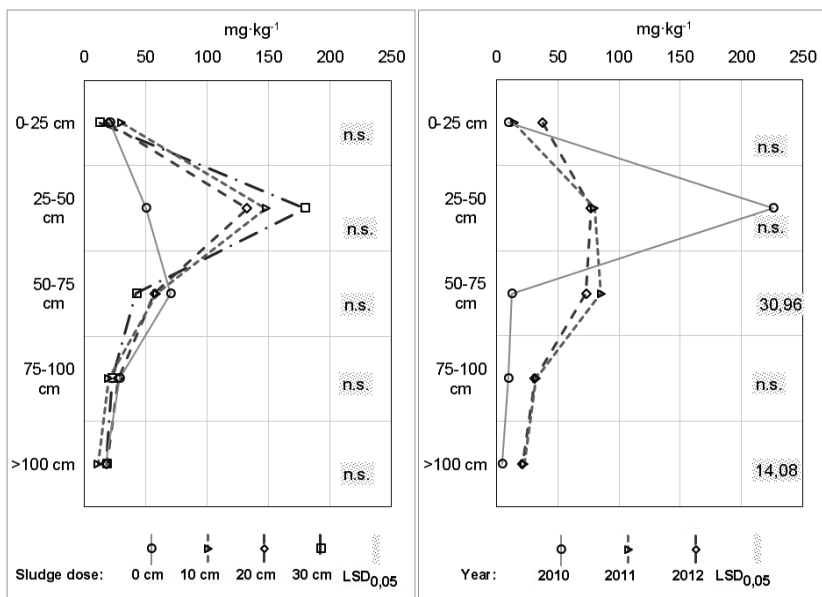
Tabela 57. Wpływ miąższości wkładek osadu na kształtowanie się zawartości cynku ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on total zinc content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / <i>Experimental year</i>	Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i> [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / <i>Mean</i>
2010	34	69	47	91	60
2011	55	47	46	40	47
2012	53	45	60	35	48
Średnio / <i>Mean</i>	47	54	51	55	52

– oznaczenia jak w tabeli 46 / *markings as in the table no. 46*

Zmienność zawartości Zn była wyraźna w poszczególnych warstwach profilu gleby z różnych głębokości (rys. 19). Szczególnie dotyczyło to warstwy z głębokości 25–50 cm, gdzie każda z zastosowanych wkładek osadów ściekowych (a najbardziej 30 cm) wyraźnie zwiększała średnią zawartość Zn w glebie. Wynikać to może z bardzo dużej zawartości tego metalu w zastosowanych osadach. Różnice pomiędzy średnimi dla odpowiednich wkładek (zarówno w tej, jak i innych warstwach) nie były jednak statystycznie istotne (rys. 19). Średnia zawartość Zn w tej warstwie gleby w pierwszym roku badań (niezależnie od miąższości wkładki osadów ściekowych) wynosiła $226\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a po zastosowaniu wkładki 30 cm osadów nawet $406\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, co – według kryteriów opracowanych przez IUNG [Kabata–Pendias i in. 1993] dla powierzchniowych warstw gleb uprawnych – kwalifikowałoby glebę do III stopnia zanieczyszczenia (zanieczyszczenie średnie). Następnie po 2 latach zawartość Zn obniżyła się do $77\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Natomiast średnia zawartość cynku w pozostałych warstwach z upływem lat zwiększała się (rys. 19), co może wskazy-

wać na intensywne przemieszczanie tego metalu w glebie. Statystycznie istotne zmiany w zawartości Zn stwierdzono tylko w warstwach glebowych z głębokości 50–75 cm i poniżej 100 cm.



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 19. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości cynku ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / *The influence of sewage sludge and the passage of time on the total zinc content in separate layers of the soil profile*

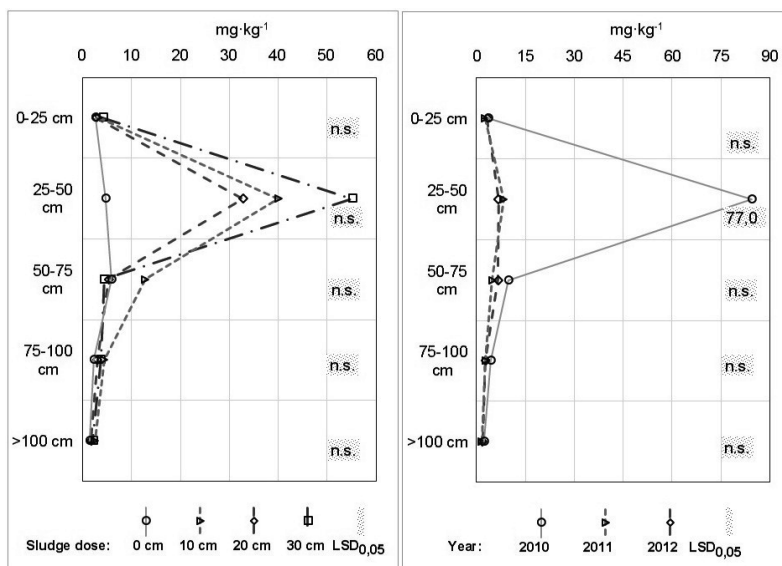
Ogólna zawartość **miedzi** w badanych glebach wykazywała największy spośród badanych właściwości współczynnik zmienności (255%), przy średniej $9,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i ponad 2,5-krotnie mniejszej medianie (tab. 44). Średnia dla gleby z całego profilu w pierwszym roku badań ($21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) była około 5-krotnie większa niż średnie w pozostałych latach (tab. 58). Niewątpliwie wynikało to w dużej mierze z wpływu dodatku osadu, głównie w formie wkładki 30 i 10 cm. W pozostałych latach wpływ dodanych do gleby osadów był praktycznie niezauważalny. Obliczenia statystyczne nie potwierdziły istotności różnic pomiędzy średnimi ilościami Cu w glebach z różnymi wkładkami osadów, czy pomiędzy latami badań (tab. 58).

Ta ostatnia uwaga dotyczy też poszczególnych warstw w profilu glebowym (rys. 20), z wyjątkiem istotnie większej średniej dla pierwszego roku badawczego ($84 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) od średniej dla ostatniego roku w glebie z warstwy 25–50 cm.

Tabela 58. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości miedzi ogólnej w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] / Influence of sludge insert on total copper content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	1,6	30,0	18,0	34,2	21,0
2011	3,1	4,2	4,5	4,4	4,0
2012	5,4	3,6	5,0	3,1	4,3
Średnio / Mean	3,4	12,6	9,1	13,9	9,8

– oznaczenia jak w tabeli 46/ markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic/ no statistically significant differences

Rys. 20. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości miedzi ogólnej w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the total copper content in separate layers of the soil profile

W tej właśnie warstwie gleby stwierdzono największy wpływ dodatku osadu ściekowego na zawartość miedzi, przy czym najwięcej Cu stwierdzono w glebach obiektów z 30 cm wkładką osadów, a w dalszej kolejności z wkładką o miąższości 10 cm i dopiero później – 20 cm osadu. Należy podkreślić, że w pierwszym roku badań zawartość Cu w tej warstwie kwalifikowałaby glebę wg kryteriów IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993] do IV (dla wkładek osadów

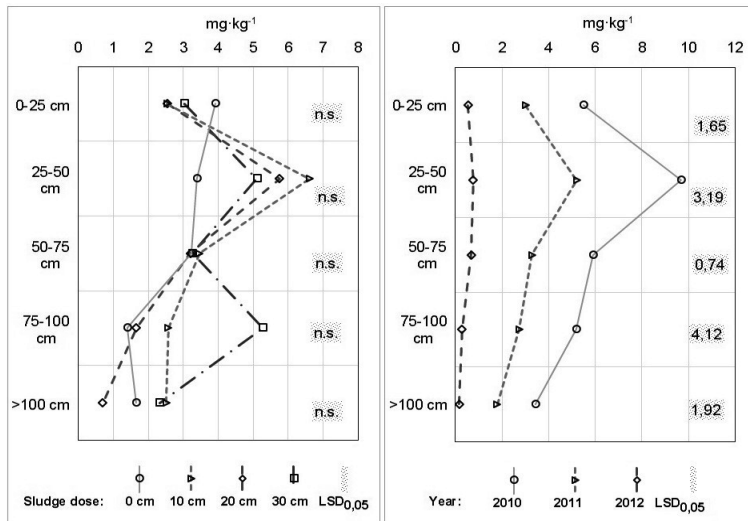
o miąższości 30 i 10 cm) lub III (dla wkładki 20 cm) stopnia zanieczyszczenia gleb, ale w kolejnych latach obniżyła się do poziomu gleby niezanieczyszczonej.

Rozpatrywane czynniki (wkładka osadu ściekowego i upływ czasu uprawy wierzby energetycznej) spowodowały także zróżnicowanie zawartości **niklu** ogólnego w glebach objętych badaniami (zakres zawartości 0,1–12,8 mg·kg⁻¹). Stwierdzono statystycznie istotne zmniejszanie się średnich zawartości Ni w glebie całego profilu wraz z upływem lat badań, niezależnie od zastosowanej wkładki osadu (tab. 59).

Tabela 59. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości niklu ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [mg·kg⁻¹] / Influence of sludge insert on total nickel content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [mg·kg⁻¹]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				Średnio / Mean
	0	10	20	30	
2010	4,79	6,75	5,00	7,18	5,93 ab
2011	2,72	3,55	2,78	3,80	3,21 bc
2012	0,64	0,35	0,55	0,42	0,49 ac
Średnio / Mean	2,72	3,55	2,78	3,80	3,21

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 21. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości niklu ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the total nickel content in separate layers of the soil profile

Natomiast miąższość wkładki, aczkolwiek różnicowała średnie ilości niklu, to jednak wpływ ten nie był statystycznie istotny. Można jednak zauważyć, że podobnie jak w przypadku miedzi (tab. 58) i cynku (tab. 57) kolejność średnich zawartości niklu w glebie w zależności od zastosowanych osadów układała się następująco: 30 cm miąższości > 10 cm > 20 cm > 0 cm (tab. 59).

Analizując zmienność zawartości niklu w glebie z poszczególnych warstw z różnych głębokości, można dostrzec dużą dynamikę zmian (rys. 21). Trend zmian w okresie badawczym (przy statystycznie istotnych różnicach między średnimi) w poszczególnych warstwach był identyczny, jak dla całego profilu – zawartość Ni systematycznie zmniejszała się. Zaobserwowano także tendencję do zmniejszania się ilości tego pierwiastka wraz ze wzrostem głębokości (począwszy od głębokości 25 cm). Średnio najwięcej Ni – w każdym roku badań, jak również dla każdej z zastosowanych wielkości wkładek osadów ściekowych (z wyjątkiem 30 cm) – obserwowano w warstwie gleby z głębokości 25–50 cm. W tej warstwie nie największa, lecz tylko 10 cm wkładka osadów ściekowych najbardziej zwiększyła ilość Ni w porównaniu do gleby bez dodatku osadów, a stwierdzona średnia zawartość wynosiła $6,62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Natomiast wkładka 30 cm spowodowała podobny efekt w warstwie położonej znacznie głębiej: 75–10 cm. Jednakże analiza statystyczna na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ nie wykazała istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami Ni dla różnych wkładek osadów ściekowych w rozpatrywanych warstwach gleby (rys. 21).

Zawartość **kobaltu** ogólnego, w porównaniu z poprzednio wymienionymi pierwiastkami, była w badanych glebach znacznie mniejsza, a jego ilość mieściła się w zakresie od $0,1$ – $4,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 44). Z upływem lat zasoby kobaltu w całym profilu glebowym (0–150 cm) zmniejszały się, o czym świadczą malejące średnie zawartości tego pierwiastka przy istotnych statystycznie różnicach pomiędzy nimi (tab. 60). Natomiast wpływ zastosowanych w doświadczeniu wkładek osadów ściekowych nie był jednoznaczny i nieistotny statystycznie (tab. 60). Zauważono pewną tendencję do obniżania zawartości kobaltu w glebach użyźnionych mniejszymi (10 i 20 cm) wkładkami osadów ściekowych.

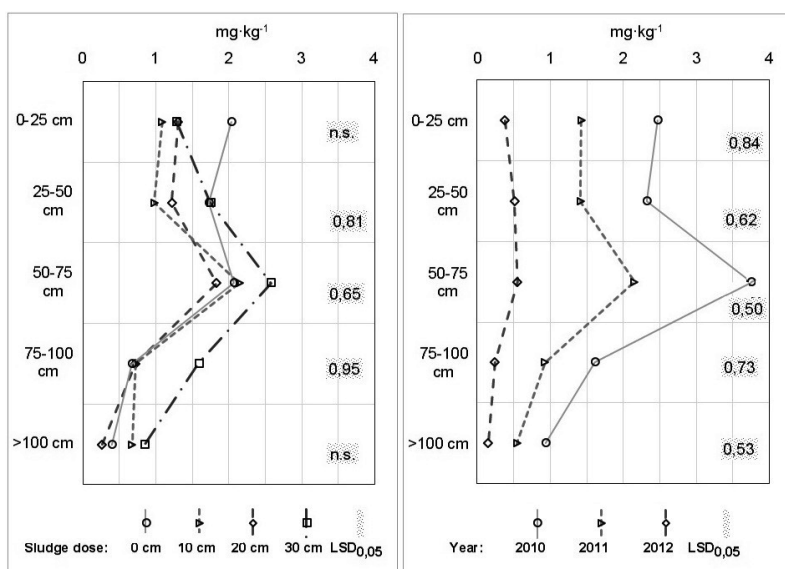
Taka tendencja ujawniła się także przy analizie zawartości Co w poszczególnych warstwach gleby (rys. 22), przy czym była szczególnie intensywna w warstwach powierzchniowych (do 50 cm). Poza warstwą powierzchniową (0–25 cm), w której najwięcej kobaltu odnotowano w glebie bez osadu, największe średnie zawartości tego pierwiastka stwierdzano w glebie z największą (30 cm) wkładką osadów ściekowych. Najzasobniejsza w ten pierwiastek okazała się warstwa z głębokości 50–75 cm, w której ilość Co w glebie z największym dodatkiem osadów wynosiła średnio $2,58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. gleby (rys. 22). W każdej z analizowanych warstw gleby średnia zawartość kobaltu (bez wzglę-

du na wkładkę osadu) systematycznie, w sposób statystycznie istotny i z dużą dynamiką zmniejszała się z upływem lat (rys. 22).

Tabela 60. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości kobaltu ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]/Influence of sludge insert on total cobalt content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	2,46	1,91	1,76	2,76	2,22 ab
2011	1,38	1,12	1,07	1,61	1,30 ac
2012	0,30	0,34	0,38	0,45	0,37 bc
Średnio / Mean	1,38	1,12	1,07	1,61	1,30

– oznaczenia jak w tabeli 46 / markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

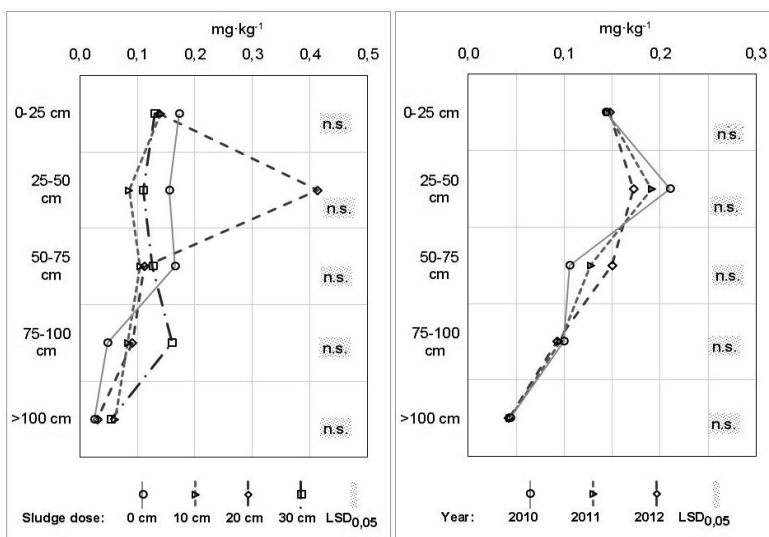
Rys. 22. Wpływ osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości kobaltu ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego/The influence of sewage sludge and the passage of time on the total cobalt content in separate layers of the soil profile

Zawartość **kadm**u ogólnego w badanych glebach była niewielka i mieściła się w przedziale od 0,01 do 0,65 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ – średnio 0,12 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby (tab. 44).

Tabela 61. Wpływ miąższości wkładki osadu na kształtowanie się zawartości kadmu ogólnego w glebie (głębokość 0–150 cm) w poszczególnych latach [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]/Influence of sludge insert on total cadmium content in soil (depth 0–150 cm) in individual years [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Rok badań / Experimental year	Wkładka osadu / Sludge insert [cm]				
	0	10	20	30	Średnio / Mean
2010	0,08	0,09	0,19	0,13	0,12
2011	0,11	0,10	0,16	0,12	0,12
2012	0,14	0,11	0,13	0,11	0,12
Średnio / Mean	0,11	0,10	0,16	0,12	0,12

– oznaczenia jak w tabeli 46/ markings as in the table no. 46



n.s. – brak statystycznie istotnych różnic / no statistically significant differences

Rys. 23. Wpływ dawki osadu ściekowego i upływu czasu na kształtowanie się zawartości kadmu ogólnego w poszczególnych warstwach profilu glebowego / The influence of sewage sludge and the passage of time on the total cadmium content in separate layers of the soil profile

Pomimo pewnego zróżnicowania pomiędzy rozpatrywanymi średnimi (zarówno w profilu ujmowanym całościowo, jak i poszczególnych jego warstwach), różnice pomiędzy nimi nie były statystycznie istotne (tab. 61, rys. 23). Zwraca uwagę stosunkowo wysoka średnia zawartość Cd ($0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) w glebie z warstwy 25–50 cm użyźnionej wkładką 20 cm osadów ściekowych (rys. 23).

3.5. Współczynniki bioakumulacji pierwiastków śladowych

Wartości współczynników bioakumulacji (BAF) odzwierciedlają względną zdolność do pobierania z podłoża i gromadzenia przez rośliny określonych pierwiastków. Parametr ten często wykorzystuje się w celu oszacowania możliwości wykorzystania roślin w bioremediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Pod względem wartości średniej współczynników bioakumulacji badane pierwiastki śladowe można uszeregować w następującej kolejności: Cd (7,43) > Zn (4,12) > Mn (1,80) > Cu (0,46) > Ni (0,38) > Co (0,23) > Fe (0,008) (tab. 62).

Tabela 62. Podstawowe parametry statystyczne dotyczące współczynników bioakumulacji pierwiastków śladowych w pędach badanych klonów wierzby energetycznej / Basic statistical parameters concerning the bioaccumulation factors of trace elements in shoots of the energy willow clones

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
Min.	0,004	0,10	0,52	0,04	0,06	0,05	0,56
Max	0,018	4,57	24,41	2,88	0,96	0,68	47,02
Średnia / <i>Mean</i>	0,008	1,80	4,12	0,46	0,38	0,23	7,43
Mediana / <i>Median</i>	0,008	1,68	1,98	0,15	0,41	0,20	4,36
Odch. s. *	0,003	0,98	5,77	0,67	0,21	0,15	9,18
W. zm. ** [%]	38	54	140	145	55	64	124

* – odchylenie standardowe/*standard deviation*

** – współczynnik zmienności [%]/*coefficient of variation* [%]

Współczynniki bioakumulacji analizowanych metali śladowych w pędach badanych klonów wierzby energetycznej były zróżnicowane, o czym świadczą dość szerokie zakresy wartości oraz wielkości współczynników zmienności, szczególnie w przypadku Cu, Zn i Cd (znacznie przekraczające 100%). W przypadku cynku i kadmu mediana była około dwukrotnie, a dla miedzi trzykrotnie mniejsza, niż średnia arytmetyczna (tab. 62).

Żelazo cechowało się najmniejszymi, spośród badanych metali ciężkich, współczynnikami bioakumulacji w pędach wierzby. Analizując średnie (bez względu na długość cyklu uprawy) nie były one uzależnione od rodzaju klonu (tab. 63), chociaż traktując każdy cykl odrębnie zaobserwowano pewne zróżnicowanie (tab. 64). I tak w pędach jednorocznych i dwuletnich, największą średnią wartością tego współczynnika cechował się klon RF-5, a w pędach trzylet-

nich – klon 1051. Pędy dwuletnie cechowały się istotnie większymi współczynnikami bioakumulacji w porównaniu do pędów o innym czasie uprawy.

Współczynniki bioakumulacji żelaza w pędach wierzby istotnie różniły się w zależności od miąższości zastosowanej do użyźniania gleby wkładki osadów ściekowych (tab. 63, 64), osiągając najmniejsze wartości przy uprawie bez osadów, a największe (średnio prawie dwukrotnie większe) po zastosowaniu wkładki 10 cm osadów. Dalsze zwiększanie wkładki osadów, obniżało wartości współczynnika BAF dla tego pierwiastka.

Tabela 63. Współczynniki bioakumulacji żelaza w pędach wierzby energetycznej niezależnie od terminu zbioru / Iron bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the cycle of cultivation

Klon/ <i>Clone</i>				
Wkładka osadu/ <i>Sludge insert</i>	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ <i>Mean</i>
0 cm	0,006	0,005	0,007	0,006 ad
10 cm	0,011	0,012	0,009	0,011 abc
20 cm	0,008	0,009	0,008	0,009 bd
30 cm	0,006	0,007	0,007	0,007 c
Średnio/ <i>Mean</i>	0,008	0,008	0,008	0,008

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Tabela 64. Współczynniki bioakumulacji żelaza w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Iron bioaccumulation factors in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne / <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie / <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie / <i>Three-year shoots</i>
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>
Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i>			
0 cm	0,005 a	0,008 c	0,006 e
10 cm	0,009 ab	0,015 cd	0,009 ef
20 cm	0,007	0,011	0,008
30 cm	0,005 b	0,009 d	0,006 f

1	2	3	4
Klon/Clone			
RF-3	0,006	0,010	0,007
RF-5	0,007	0,012	0,006
1051	0,006	0,010	0,008
Średnio/Mean	0,006 я	0,011 яб	0,007 б

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Klon szwedzki 1051 cechował się największą średnią współczynników bioakumulacji **manganu** (bez względu na wkładki osadów i długość cyklu uprawy) – średnio 1,93, ale nie potwierdzono istotnego statystycznie zróżnicowania średnich w zależności od wkładki osadu ściekowego, czy rodzaju klonu (tab. 65, 66). Warto zauważyć, że w pędach jednorocznych przewagę pod względem wielkości tego parametru, wykazywał klon RF-3 (średnio 3,44), a w trzyletnich RF-5 (tab. 66). Ogólnie, wraz z wydłużaniem cyklu uprawy wierzby, zauważono istotne zmniejszenie wartości współczynnika BAF dla manganu – średnia (bez względu na rodzaj klonu i wkładkę osadu) dla pędów jednorocznych wynosiła 2,88; dwuletnich – 1,44; trzyletnich – tylko 1,07.

Tabela 65. Współczynniki bioakumulacji manganu w pędach wierzby energetycznej niezależnie od terminu zbioru / Manganese bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the term of harvest

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio/Mean
Wkładka osadu / Sludge insert				
0 cm	1,39	1,46	2,22	1,69
10 cm	1,57	1,71	1,94	1,74
20 cm	2,33	1,83	1,92	2,03
30 cm	1,74	1,81	1,65	1,73
Średnio/Mean	1,76	1,70	1,93	1,80

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$)/ *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Zastosowanie osadów ściekowych w uprawie wierzby skutkowało na ogół tendencją zwiększania wartości współczynnika bioakumulacji manganu w pędach wierzby do wkładki o miąższości 20 cm. Wkładka największa – 30 cm, zmniejszyła (w porównaniu do poprzedniej) wartość tego współczynnika (tab. 65). Wyjątkiem był klon 1051, dla którego największą średnią wartość BAF (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy), obliczono w wariantach bez zastosowania osadów ściekowych.

Tabela 66. Współczynniki bioakumulacji manganu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Manganese bioaccumulation factors in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
<i>Wkładka osadu / Sludge insert</i>			
0 cm	2,62	1,60	0,85
10 cm	2,83	1,27	1,11
20 cm	3,42	1,46	1,21
30 cm	2,64	1,43	1,13
<i>Klon/Clone</i>			
RF-3	3,44	0,90	0,93
RF-5	2,19	1,59	1,32
1051	3,00	1,84	0,96
Średnio/ Mean	2,88 яб	1,44 б	1,07 я

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Współczynniki bioakumulacji **cynku** w pędach wierzby były większe, w porównaniu do manganu i żelaza, a wynikało to głównie z bardzo znacznych wartości, osiągniętych w obiektach bez osadów (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy: 11,25) i były istotnie większe od średnich dla obiektów z osadami (tab. 67). Takie zależności obserwowano w pędach każdego z cykli uprawy (tab. 68), przy czym w pędach jednorocznych wartość ta wynosiła aż 21,76. Pomimo zróżnicowania, nie ujawniły się jednak statystycznie istotne różnice pomiędzy średnimi (bez względu na rodzaj klonu i miąższość wkładki) pomiędzy współczynnikami dla różnych cykli uprawy. Spośród różnych wariantów agromelioracji osadami, wkładka 20 cm wykazywała większe wartości BAF w porównaniu do wkładek o miąższości 10 i 30 cm.

Spośród uprawianych klonów największą średnią ogólną BAF, obliczono dla pędów klonu RF-5 (tab. 67), w przypadku pędów jednorocznych i dwuletnich największe wartości odnotowano dla pędów klonu 1051. Różnice między średnimi wartościami współczynników bioakumulacji dla klonów wierzby, nie były jednak statystycznie istotne.

Tabela 67. Współczynniki bioakumulacji cynku w pędach wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy / Zinc bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the term of harvest

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ Mean
Wkładka osadu / Sludge insert				
0 cm	9,45	12,19	12,12	11,25 abc
10 cm	1,60	1,98	1,55	1,71 a
20 cm	2,25	2,78	2,19	2,41 b
30 cm	0,99	1,12	1,17	1,10 c
Średnio/Mean	3,57	4,52	4,26	4,12

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 68. Współczynniki bioakumulacji cynku w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Zinc bioaccumulation factor in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
Wkładka osadu / Sludge insert			
0 cm	21,76 abc	5,55 de	6,44 fgh
10 cm	1,00 a	1,51 d	2,61 f
20 cm	1,39 b	2,47	3,36 gi
30 cm	0,73 c	1,20 e	1,35 hi
Klon/Clone			
RF-3	5,20	2,10	3,41
RF-5	6,65	2,80	4,10
1051	6,81	3,15	2,81
Średnio/Mean	6,22	2,68	3,44

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy / markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Analizując współczynniki BAF dla **miedzi** zaobserwowano bardzo podobny do cynku wpływ osadów ściekowych na ich zmienność (tab. 69, 70), przy czym ich wartości były zdecydowanie mniejsze. Największe średnie BAF obliczono w roślinach z obiektów bez osadów ściekowych – średnia, bez względu na rodzaj klonu i długość cyklu uprawy wynosiła 1,43 (tab. 69), a w pędach dwuletnich nieco więcej – 2,04 (tab. 70). Średnia BAF dla pędów dwuletnich (niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadów) była największa (0,65), oraz istotnie większa od średniej dla pędów trzyletnich (0,30). Największą zdolnością do bioakumulacji Cu w pędach każdego cyklu uprawy, cechował się klon RF-3 (tab. 70), a średnia ogólna (niezależnie od wkładki osadu i cyklu uprawy) wynosiła 0,56 (tab. 69). Jednak różnice pomiędzy średnimi dla poszczególnych klonów nie były statystycznie istotne.

Tabela 69. Współczynniki bioakumulacji miedzi w pędach wierzby niezależnie od terminu zbioru / Copper bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the term of harvest

Klon/ <i>Clone</i>	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ <i>Mean</i>
Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i>				
0 cm	1,81	1,09	1,40	1,43 abc
10 cm	0,13	0,19	0,17	0,16 a
20 cm	0,21	0,14	0,14	0,16 b
30 cm	0,10	0,08	0,06	0,08 c
Średnio/ <i>Mean</i>	0,56	0,38	0,44	0,46

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Współczynniki bioakumulacji **niklu** w pędach wierzby energetycznej nie przekraczały jedności (tab. 71). Średnie współczynnika BAF dla badanych klonów (niezależnie od miąższości wkładek osadów i cyklu uprawy) były dość wyrównane, a różnice pomiędzy nimi nieistotne statystycznie (tab. 71). Można jednak zauważyć, że największą średnią BAF (0,42) obliczono dla klonu 1051.

Wkładki osadów ściekowych na ogół zwiększały wartości współczynników bioakumulacji niklu. Największą średnią (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) stwierdzono w wariantach uprawy z 20 cm wkładką osadów (tab. 71), chociaż w przypadku pędów poszczególnych cykli, średnie kształ-

towały się bardzo różnie, a różnice pomiędzy średnimi nie były statystycznie istotne (tab. 72).

Tabela 70. Współczynniki bioakumulacji miedzi w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Copper bioaccumulation factor in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
Wkładka osadu / Sludge insert			
0 cm	1,50 abc	2,04 def	0,77 ghi
10 cm	0,08 a	0,26 d	0,14 g
20 cm	0,09 b	0,20 e	0,21 h
30 cm	0,05 c	0,10 f	0,10 i
Klon/Clone			
RF-3	0,47	0,85	0,36
RF-5	0,43	0,45	0,24
1051	0,37	0,64	0,31
Średnio/Mean	0,43	0,65 я	0,30 я

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Tabela 71. Współczynniki bioakumulacji niklu w pędach wierzby energetycznej niezależnie od terminu zbioru / Nickel bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the term of harvest

Klon/Clone				Średnio/ Mean
	RF-3	RF-5	1051	
Wkładka osadu / Sludge insert				
0 cm	0,30	0,30	0,39	0,33
10 cm	0,31	0,31	0,40	0,34
20 cm	0,35	0,53	0,45	0,44
30 cm	0,42	0,42	0,43	0,42
Średnio/Mean	0,35	0,39	0,42	0,38

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$)/ the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Tabela 72. Współczynniki bioakumulacji niklu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Nickel bioaccumulation factor in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ Factor	Pędy jednoroczne / One-year shoots	Pędy dwuletnie / Two-year shoots	Pędy trzyletnie / Three-year shoots
Wkładka osadu / Sludge insert			
0 cm	0,56	0,17	0,27
10 cm	0,50	0,20	0,33
20 cm	0,69	0,16	0,47
30 cm	0,65	0,14	0,49
Klon/Clone			
RF-3	0,56	0,10 αβ	0,38
RF-5	0,65	0,21 α	0,31
1051	0,59	0,20 β	0,47
Średnio/Mean	0,60 яб	0,17 яз	0,39 бз

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation

Tabela 73. Współczynniki bioakumulacji kobaltu w pędach wierzby energetycznej niezależnie od cyklu uprawy / Cobalt bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the cycle of cultivation

Klon/Clone	RF-3	RF-5	1051	Średnio/Mean
Wkładka osadu / Sludge insert				
0 cm	0,12	0,08	0,14	0,11 ab
10 cm	0,23	0,28	0,34	0,28 a
20 cm	0,24	0,24	0,34	0,27 b
30 cm	0,36	0,17	0,26	0,26
Średnio/Mean	0,24	0,19	0,27	0,23

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)

Stwierdzono istotne statystycznie zróżnicowanie średnich współczynników bioakumulacji niklu w pędach wierzby w zależności od cyklu uprawy (tab. 72).

Najmniejszą średnią współczynników BAF dla niklu notowano w przypadku pędów dwuletich (średnio, niezależnie od rodzaju klonu i nawożenia 0,17), a największą w odniesieniu do pędów jednorocznych (0,60).

Kobalt cechował się mniejszymi aniżeli Ni, współczynnikami bioakumulacji w pędach wierzby. Podobnie do niklu, najmniejszą średnią BAF kobaltu (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) stwierdzono w warunkach braku osadów ściekowych (0,11), a różnice między nią i średnimi z obiektów z osadami były zwykle istotne (tab. 73).

Tabela 74. Współczynniki bioakumulacji kobaltu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Cobalt bioaccumulation factor in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle.

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne / <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie / <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie / <i>Three-year shoots</i>
<i>Wkładka osadu / Sludge insert</i>			
0 cm	0,07	0,15	0,12
10 cm	0,17	0,34	0,33
20 cm	0,17	0,33	0,32
30 cm	0,15	0,24	0,40
<i>Klon/Clone</i>			
RF-3	0,14	0,13 α	0,44 β
RF-5	0,12	0,28	0,17 β
1051	0,17	0,38 α	0,26
Średnio/ <i>Mean</i>	0,14 яб	0,27 б	0,29 я

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy/ *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Nie wykazano istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi BAF kobaltu dla poszczególnych klonów wierzby (bez względu na wkładki osadów i długość cyklu uprawy), chociaż nieco większą wartością średnią cechował się klon 1051 (tab. 73). Podobnie było w przypadku pędów jednorocznych i dwuletich (w tych ostatnich średnia była istotnie większa w porównaniu do klonu RF-3), a w pędach trzyletnich największą średnią BAF dla kobaltu cechował się klon RF-3 (tab. 74). Wykazano istotne statystycznie zróżnicowanie średnich współczynników bioakumulacji Co w pędach wierzby w zależności od cyklu uprawy, przy czym największą średnią obliczono dla pędów uprawianych w cyklu trzyletnim (tab. 74).

Spośród badanych metali śladowych, największymi wartościami współczynników bioakumulacji cechował się **kadm** (tab. 75).

Tabela 75. Współczynniki bioakumulacji kadmu w pędach wierzby energetycznej niezależnie od terminu zbioru / Cadmium bioaccumulation factors in energetic willow shoots regardless of the term of harvest

Klon/ <i>Clone</i>	RF-3	RF-5	1051	Średnio/ <i>Mean</i>
Wkładka osadu / <i>Sludge insert</i>				
0 cm	3,46	4,61	8,75	5,61
10 cm	8,45	25,93	4,73	13,04 a
20 cm	2,16	4,38	1,84	2,79 a
30 cm	6,39	12,21	6,26	8,28
Średnio/ <i>Mean</i>	5,11	11,78	5,40	7,43

– jednakowymi literami (polskimi w odniesieniu do wpływu wkładki osadu, greckimi w odniesieniu do wpływu rodzaju klonu) oznaczono średnie, pomiędzy którymi wystąpiły statystycznie istotne różnice ($\alpha = 0,05$) / *the same letters (Polish in relation to the influence of the sludge insert, Greek in relation to the influence of the clone type) marks mean values between which there were statistically significant differences ($\alpha = 0,05$)*

Tabela 76. Współczynniki bioakumulacji kadmu w pędach wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy / Cadmium bioaccumulation factor in shoots of energetic willow depending on the cultivation cycle

Czynnik/ <i>Factor</i>	Pędy jednoroczne / <i>One-year shoots</i>	Pędy dwuletnie / <i>Two-year shoots</i>	Pędy trzyletnie / <i>Three-year shoots</i>
<i>Wkładka osadu / Sludge insert</i>			
0 cm	4,06	11,48	1,28
10 cm	10,71	24,32	4,08
20 cm	0,79	4,85	2,74
30 cm	1,69	15,07	8,09
<i>Klon/Clone</i>			
RF-3	3,24	9,84	2,26
RF-5	6,59	21,58	7,18
1051	3,11	10,37	2,71
Średnio/ <i>Mean</i>	4,31 я	13,93 яб	4,05 б

– oznaczenia jak w tab. poprzedniej, ponadto jednakowymi literami cyrylicy oznaczono średnie istotnie różniące się ze względu na cykl uprawy / *markings as in the previous tab., in addition, the same letters of the Cyrillic alphabet marks mean values which were statistically significant differ in terms of the cycle of cultivation*

Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi współczynnikami bioakumulacji Cd w pędach różnych klonów wierzby energetycznej, ale średnia dla klonu RF-5 (11,78 niezależnie od wkładek osadów i cyklu uprawy) była ponaddwukrotnie większa od średniej dla pozostałych klonów (tab. 75).

Agromelioracja osadami ściekowymi w istotny sposób wpłynęła na wartości współczynników bioakumulacji Cd w pędach wierzby. Największą średnią – 13,04 (bez względu na rodzaj klonu i cykl uprawy) stwierdzono po zastosowaniu wkładki 10 cm osadów, a najmniejszą (2,79) – wkładki 20 cm (tab. 75). W pędach jednorocznych i dwuletnich zastosowana dogłębowo wkładka 20 cm osadów ściekowych, skutkowała najmniejszymi średnimi współczynników bioakumulacji kadmu, a największymi – wkładka 10 cm osadów (tab. 76). W pędach trzyletnich sytuacja była odmienna – najmniejszą średnią obliczono przy braku osadów, a największą na wkładce 30 cm.

Stwierdzono także istotny wpływ cyklu uprawy na kształtowanie się współczynników bioakumulacji kadmu (tab. 76). Największą średnią (bez względu na rodzaj klonu i wkładkę osadów) obliczono dla pędów dwuletnich (13,93), która była około 3-krotnie większa w porównaniu do pędów z innych cykli uprawy.

3.6. Współczynniki oczyszczania gleb z pierwiastków śladowych

Obliczone wartości średnie współczynników oczyszczania gleb z pierwiastków śladowych (DE) wprowadzonych z osadami ściekowymi (zastosowanymi dogłębowo w formie wkładek o różnej miąższości), w wyniku uprawy wierzby energetycznej (tab. 77), można uszeregować w następującej kolejności [%]:

$$\text{Co (3,7)} > \text{Cd (3,2)} > \text{Mn (2,3)} > \text{Zn (0,65)} > \\ > \text{Ni (0,63)} > \text{Cu (0,13)} > \text{Fe (0,018)}.$$

Szereg ten jest zbliżony do kolejności współczynników bioakumulacji tych metali z wyjątkiem **kobaltu**, który cechował się małą wartością BAF, ale zajął miejsce na czele szeregu współczynników skuteczności oczyszczania – średnio 3,7%. Gdyby uprawiać wierzbę energetyczną w cyklu trzyletnim (średnia współczynników oczyszczania 5,5) po około 18 cyklach (czyli po 55 latach) nastąpiłoby całkowite usunięcie z gleby kobaltu wprowadzonego do niej z osadami ściekowymi (tab. 78). W cyklu jednorocznym okres ten wydłużyłby się do 83 lat, a w cyklu dwuletnim byłby najkrótszy – około 47 lat.

Tabela 77. Współczynniki skuteczności oczyszczania gleby z pierwiastków śladowych przez pędy wierzby energetycznej w zależności od wkładki osadu ściekowego, rodzaju klonu i cyklu uprawy [%]/*Depollution efficiency coefficient for trace elements in shoots of energetic willow depending on the sludge insert, type of clone and cultivation cycle [%]*

Czynnik/ <i>Factor</i>	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
<i>Wkładka osadu / Sludge insert</i>							
0 cm	–	–	–	–	–	–	–
10 cm	0,025	1,8	0,75	0,18	0,62	3,7	4,4
20 cm	0,022	3,8	0,87	0,16	0,88	4,8	3,8
30 cm	0,007	1,2	0,31	0,05	0,38	2,6	1,4
<i>Klon/Clone</i>							
RF-3	0,020	2,3	0,59	0,13	0,64	3,9	2,6
RF-5	0,021	2,8	0,78	0,16	0,67	3,4	6,6
1051	0,013	1,6	0,57	0,05	0,58	3,6	0,4
<i>Cykl uprawy / Cultivation cycle</i>							
Jednoroczny / <i>Annual</i>	0,006	1,0	0,22	0,04	0,63	1,2	0,3
Dwuletni / <i>Two-year</i>	0,025	2,2	0,56	0,19	0,36	4,3	5,7
Trzyletni / <i>Three-year</i>	0,023	3,5	1,16	0,16	0,90	5,5	3,6
Średnio/ <i>Mean</i>	0,018	2,3	0,64	0,13	0,63	3,7	3,2

Drugi w kolejności, **kadm**, cechował się niewiele mniejszą wartością średnią DE – 3,2%. W dwuletnim cyklu uprawy (DE średnio wynosił 5,7%), co odpowiada okresowi oczyszczania 35 lat. Z uwagi na jego toksyczność i stosunkowo duże ilości w osadach ściekowych, uprawa wierzby może być dobrym rozwiązaniem w razie konieczności oczyszczania gleby użyźnianej osadami ściekowymi.

Metalami, które występowały w dużej ilości w zastosowanych do uprawy osadach ściekowych były cynk i miedź. Średnia współczynnika oczyszczania podłoża z **cynku** była znacznie mniejsza w porównaniu z poprzednio wymienionymi pierwiastkami, czy w porównaniu do Mn (niezależnie od rodzaju klonu, wkładki osadu i cyklu uprawy: 0,64%). Średni okres potrzebny na oczyszczenie gleby z Zn wprowadzonego w osadach ściekowych, przez pędy wierzby wynosiłby około 338 lat. Gdyby uwzględnić jedynie uprawę w cyklu trzyletnim dałoby się go skrócić do około 259 lat (DE średnio 1,16%). Jest to stosunkowo długi czas oczyszczania, ale wynika on przede wszystkim z bardzo dużej zawartości Zn w stosowanych dogłębowo osadach ściekowych.

Podobną średnią wartością współczynnika DE cechował się **nikiel** (0,63%).

Natomiast **miedź** wyróżniała się bardzo małą wartością współczynnika oczyszczania (średnio 0,13%; średni czas oczyszczania gleby przez pędy wierzby: 1593 lata). Pozwala to wnioskować, że uprawa wierzby energetycznej nie jest skutecznym (a na pewno szybkim) sposobem remediacji gruntów zanieczyszczonych miedzią pochodzącą z osadów ściekowych zastosowanych do użyźniania gleby. Należy podkreślić, że dotyczy on jedynie użyźniania takim odpadem (ewentualnie podobnymi pod względem chemicznym, szczególnie zawartości materii organicznej). Ta niewielka wartość współczynnika DE może być związana z dużym powinowactwem tego metalu do substancji organicznych (zawartych w osadach ściekowych) i stąd mniejszą desorpcją i pobieraniem przez rośliny, ale też z interakcjami pomiędzy jonami pobieranymi przez korzenie – duża ilość ruchliwych (a więc łatwo pobieranych przez roślinę) jonów (np. występujących w osadach jonów Ca, Zn, Mn) może ograniczać pobieranie kationu miedziowego. Drugim powodem jest stosunkowo duża zawartość Cu w osadach, co dodatkowo wydłużyło okres oczyszczania.

Tylko **żelazo** cechowało się mniejszymi wartościami tego parametru, ale metal ten nie stanowi zagrożenia środowiskowego.

Z wyjątkiem niklu, najmniej efektywnie w oczyszczaniu podłoża z metali ciężkich skutkowałą uprawa różnych klonów wierzby energetycznej w cyklu jednorocznym (tab. 78).

Tabela 78. Współczynniki skuteczności oczyszczania gleby z metali ciężkich przez pędy wierzby energetycznej w zależności od cyklu uprawy w ujęciu rocznym [%·rok⁻¹] i czas oczyszczania gleby [lata] / Depollution efficiency coefficient for heavy metals in shoots of energetic willow depending on an annual basis [%·rok⁻¹] and time of soil cleaning [years]

Cykl/cycle	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd
Jednoroczny / One-year	$\frac{0,006^*}{16667}$	$\frac{1,00}{100}$	$\frac{0,22}{455}$	$\frac{0,04}{2500}$	$\frac{0,63}{159}$	$\frac{1,20}{83}$	$\frac{0,30}{333}$
Dwuletni / Two-year	$\frac{0,013}{8000}$	$\frac{1,10}{91}$	$\frac{0,28}{357}$	$\frac{0,10}{1053}$	$\frac{0,18}{556}$	$\frac{2,15}{47}$	$\frac{2,85}{35}$
Trzyletni / Three-year	$\frac{0,008}{13043}$	$\frac{1,17}{86}$	$\frac{0,39}{259}$	$\frac{0,05}{1875}$	$\frac{0,30}{333}$	$\frac{1,83}{55}$	$\frac{1,20}{83}$
Średnio/Mean	$\frac{0,009}{11465}$	$\frac{1,09}{92}$	$\frac{0,30}{338}$	$\frac{0,06}{1593}$	$\frac{0,37}{270}$	$\frac{1,73}{58}$	$\frac{1,45}{69}$

* – w liczniku przedstawiono współczynnik oczyszczania, w mianowniku czas do usunięcia z gleby pierwiastka wprowadzonego z osadami ściekowymi / the numerator shows the depollution efficiency coefficient, in the nominative time to remove from the soil the element introduced with sewage sludge

W przypadku Fe, Cu, Co i Cd nieco lepszą efektywnością odznaczała się uprawa wierzby w cyklu dwuletnim, a dla Mn i Zn – trzyletnim. Może to być związane z lepszym ukorzeniem roślin i szybszym rozpoczęciem intensywnego procesu fotosyntezy w drugim i trzecim roku, co znacząco przekładało się na wzrost biomasy oraz większą bioakumulację pierwiastków w tkankach roślin. Może to wynikać także ze zróżnicowania warunków pogodowych w poszczególnych latach, w tym uwilgotnienia gleby, co mogło mieć wpływ na wielkość plonów oraz rozpuszczalność i przyswajalność dla roślin pierwiastków. W odróżnieniu od pozostałych, drugi rok uprawy cechował się nieco mniejszą sumą opadów (rys. 6), przy znacznie większych opadach lipcowych (rys. 5) i niższych temperaturach w tym miesiącu (rys. 4).

Spośród badanych klonów, klony polskie (RF-3 i RF-5) cechowały się lepszymi zdolnościami oczyszczania podłoża z metali ciężkich od klonu szwedzkiego 1051 (tab. 77). Szczególnie korzystnie wypadł klon RF-5, który charakteryzował się największymi średnimi (bez względu na wkładkę osadów i rodzaj cyklu uprawy) wartościami współczynnika DE dla Cd, Mn, Zn, Ni, Cu i Fe. Jedyne w przypadku kobaltu największą wartością DE charakteryzował się klon RF-3.

Należy jednak nadmienić, że w doświadczeniu zastosowano maksymalne ilości osadów ściekowych, zgodnie z obowiązującym wówczas Rozporządzeniem Ministra Środowiska [Dz.U. 2002 nr 134, poz. 1140]. W związku z tym prawdopodobnie inaczej przedstawiały się interakcje czy antagonizmy pomiędzy poszczególnymi pierwiastkami w glebie, aniżeli przy przeciętnych dawkach osadów ściekowych. Zwraca uwagę fakt, że wierzba energetyczna, nawet w warunkach tak dużych ilości osadów ściekowych (a więc pewnego nadmiaru niektórych makro- i mikroelementów), zastosowanych do użytkowania gleby lekkiej w formie doglebowych wkładek na głębokości poniżej 25 cm, wykazała dużą przydatność do oczyszczania gleb.

3.7. Zależności pomiędzy właściwościami gleby oraz zawartością i bioakumulacją pierwiastków śladowych w biomacie pędów wierzby

Zależności pomiędzy zawartością i bioakumulacją pierwiastków śladowych a właściwościami gleby przedstawiono w postaci współczynników korelacji prostej. **Współczynniki korelacji** prostej odzwierciedlają wzajemne powiązania pomiędzy analizowanymi parametrami materiału roślinnego i gleby (tab. 79–83).

Analizując współzależności pomiędzy wybranymi właściwościami gleby z warstw z głębokości 0–75 cm (jako strefy potencjalnego bezpośredniego sąsiedztwa i oddziaływania osadów ściekowych) a zawartością w niej metali śladowych, zwraca uwagę ich nieco inny charakter w glebach kontrolnych (bez osadów) i glebach z dodatkiem osadów ściekowych (tab. 79). Na ogół nie stwierdzano statystycznie istotnych współczynników korelacji pomiędzy zawartością Fe i Mn w badanych glebach i właściwościami fizykochemicznymi gleb (z wyjątkiem Mn i sumy wymiennych kationów zasadowych w glebach bez osadów ściekowych oraz kwasowości wymiennej w glebach z dodatkiem osadów), czy zawartością przyswajalnych form składników pokarmowych (z wyjątkiem Fe i przyswajalnego magnezu w glebach użyźnianych osadami ściekowymi).

Zarówno w glebach z dodatkiem osadów ściekowych, jak i nieużyźnianych tym materiałem, zawartość ogólnego Ni i Co była dodatnio skorelowana z $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ i (z wyjątkiem Co w glebach z osadami ściekowymi) kwasowością wymienną gleby. W glebach bez osadów ściekowych dodatkowo pierwiastki te były ujemnie skorelowane z kwasowością hydrolityczną gleby (tab. 79), ponadto zawartość przyswajalnych form P, K i Mg była także istotnie ujemnie skorelowana z zawartością Ni i Co (ujemnie) oraz dodatnio z zawartością Cd, Cu (oprócz potasu) i Zn (jedynie w powiązaniu z fosforem).

Dodatek osadów do gleby spowodował zanik istotnych korelacji pomiędzy metalami śladowymi a przyswajalnym fosforem (z wyjątkiem Zn, którego ilość była dodatkowo związana z przyswajalnymi formami K i Mg) oraz korelacji pomiędzy przyswajalnymi formami P, K i Mg a Co, Cd i Ni (z wyjątkiem K, przy czym nastąpiła zmiana znaku współczynnika). Zmienił się także znak współzależności pomiędzy zawartością w glebie Cu i przyswajalnych form K i Mg. Ponadto ujawniły się statystycznie istotne, dodatnie korelacje pomiędzy zawartością Zn, Cu i Ni a sumą wymiennych kationów zasadowych, pojemnością kompleksu sorpcyjnego gleby i stopniem wysycenia gleby kationami zasadowymi (tab. 79).

Spośród badanych pierwiastków śladowych nie stwierdzono istotnych statystycznie współczynników korelacji pomiędzy badanymi właściwościami fizykochemicznymi gleb i ilością przyswajalnych form P, K i Mg, a zawartością w pędach wierzby Cu, Co, Cd, Mn (z wyjątkiem wpływu kwasowości wymiennej), Fe (oprócz wpływu kwasowości hydrolitycznej i stopnia wysycenia kationami zasadowymi), Zn (z wyjątkiem wpływu kwasowości wymiennej i $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) (tab. 80). Zawartość Ni w biomasie pędów wierzby była dodatnio skorelowana z $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, kwasowością wymienną, zawartością przyswajalnego potasu oraz właściwościami sorpcyjnymi gleby (S i T).

Bioakumulacja (pobranie) pierwiastków śladowych w pędach wierzby była (z wyjątkiem Cd) dodatnio skorelowana z zawartością przyswajalnego fosforu

w glebie, natomiast nie zależała od zawartości glinu wymiennego, stopnia wysycenia kationami zasadowymi kompleksu sorpcyjnego gleby czy ilości potasu i magnezu przyswajalnego, właściwości kompleksu sorpcyjnego gleby: S, T i V (z wyjątkiem Ni) (tab. 80). Ponieważ pobranie pierwiastków jest proporcjonalne do plonu biomasy, można przypuszczać, że w warunkach prowadzonego doświadczenia ilość fosforu przyswajalnego w glebie była znaczącym czynnikiem limitującym plon wierzby. Bioakumulacja cynku w wierzbie wykazywała dodatni związek z kwasowością hydrolityczną, ujemny zaś z kwasowością wymienną i pH_{H_2O} .

W przypadku większości mikroelementów (Fe, Mn, Zn, Ni, Co) stwierdzono istotny statystycznie, dodatni związek pomiędzy ich zawartością w materiale roślinnym, a wielkością wkładki zastosowanych osadów, ale (oprócz Co) brak istotności współczynników korelacji pomiędzy bioakumulacją mikroelementów i ilością zastosowanych osadów ściekowych (tab. 81). Analogiczne związki pomiędzy zawartością, czy bioakumulacją metali śladowych, a zawartością węgla organicznego w glebie były zróżnicowane, w odniesieniu do zawartości na ogół dodatnie. Zwracają uwagę statystycznie istotne, ujemne współczynniki korelacji pomiędzy zawartością węgla organicznego w glebie po zbiorach pędów a bioakumulacją manganu i niklu w wierzbie, natomiast dodatnie w odniesieniu do bioakumulacji cynku i żelaza.

Nie stwierdzono istotnych statystycznie związków pomiędzy zawartością pierwiastków śladowych w glebie, a bioakumulacją Fe, Cu, Co i Cd w pędach wierzby (tab. 81). Zawartość w glebie Ni i Co miała istotny, dodatni wpływ na bioakumulację Mn i Ni, ujemny natomiast na bioakumulację Zn w pędach wierzby. Natomiast na zawartość w pędach i bioakumulację Ni korzystnie wpływała zwiększona zawartość Zn i Cu w glebie (tab. 81).

Badano również wpływ poszczególnych parametrów na wartości współczynników biokoncentracji (BAF) oraz współczynników efektywności oczyszczania gleby z metali ciężkich wniesionych do niej z osadami ściekowymi (tab. 82, 83). Okazało się, że nie występowała statystycznie istotna ($\alpha = 0,05$) współzależność pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleby i zawartością w niej przyswajalnych form P, K, Mg, a współczynnikami bioakumulacji kobaltu, niklu (z wyjątkiem korzystnego wpływu potasu przyswajalnego) i kadmu (oprócz ujemnego wpływu kwasowości hydrolitycznej) (tab. 82). Współczynniki bioakumulacji Zn i Cu w pędach wierzby były ujemnie skorelowane z zawartością glinu wymiennego w glebie, ilością przyswajalnych form P, K i Mg oraz parametrami kompleksu sorpcyjnego gleby (S, T, V), dodatkowo z kwasowością hydrolityczną gleby. Zanotowano też dość silny, pozytywny wpływ kwasowości wymiennej, jak również zawartości potasu przyswajalnego, S, T, V, ale też pH_{H_2O} , na współczynniki BAF dla manganu (tab. 82).

Nie stwierdzono istotnego wpływu miąższości wkładki osadu na wartości współczynników bioakumulacji Fe, Mn, Ni i Cd (tab. 83). W przypadku Zn i Cu ten wpływ był ujemny, a dla Co dodatni. Także zawartość w glebie węgla organicznego miała zróżnicowany wpływ na współczynniki bioakumulacji metali śladowych: dodatni w przypadku Fe i Co, ujemny w odniesieniu do Mn i Ni, a w przypadku pozostałych metali ten wpływ był statystycznie nieistotny (tab. 83). Natomiast zaobserwowano istotny związek pomiędzy zawartością pierwiastków śladowych w glebie a wartością ich współczynników bioakumulacji w pędach wierzby: współczynniki korelacji były istotne i miały ujemny znak (oprócz niklu). Ponadto w przypadku Cu i Zn (metali o dużej zawartości w osadach ściekowych) współczynniki korelacji pomiędzy ich zawartością w glebie, a współczynnikami bioakumulacji były także ujemne. Natomiast zawartość Zn i Cu w glebie dodatnio wpływała na wartości BAF dla Mn i Ni.

Przeprowadzone obliczenia wykazały występowanie statystycznie istotnych związków pomiędzy badanymi właściwościami gleby i wartościami współczynników efektywności oczyszczania (DE) gleby z metali ciężkich wprowadzonych do gleby z osadami ściekowymi. Wskaźniki zakwaszenia gleby miały silny wpływ na kształtowanie się tego parametru: stwierdzono ujemne i statystycznie istotne korelacje współczynnika oczyszczania dla Zn, Ni, Co i Mn w zależności od $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, natomiast dodatnie w odniesieniu do kwasowości hydrolitycznej gleby (tab. 82). Może to być związane z lepszą rozpuszczalnością i większą przyswajalnością jonów metali w warunkach kwaśnego odczynu gleby. Ale pomimo tego, iż w glebach zakwaszonych wzrastała ilość jonów glinu wymiennego, ich wpływ na współczynniki oczyszczania był odwrotny w porównaniu do kwasowości – ujemny. Spośród przyswajalnych form makroskładników w glebie stwierdzono występowanie ujemnych istotnych współczynników korelacji pomiędzy zawartością potasu przyswajalnego a współczynnikami DE dla Fe, Zn, Cu i Co. W odniesieniu do pozostałych metali śladowych (Mn, Ni i Cd) zależności były statystycznie nieistotne. Nieistotne były także korelacje pomiędzy tymi współczynnikami, a ilością przyswajalnego fosforu i magnezu w glebie po zbiorze pędów wierzby (z wyjątkiem ujemnej korelacji pomiędzy magnezem przyswajalnym i współczynnikiem DE dla żelaza). Stwierdzono natomiast istotne ujemne współczynniki korelacji pomiędzy współczynnikami oczyszczania dla Co, Zn i (oprócz stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby kationami zasadowymi) Fe, a właściwościami sorpcyjnymi gleby (S, T i V). Nie stwierdzono istotnych statystycznie związków pomiędzy współczynnikami DE dla Cd i Cu a właściwościami fizykochemicznymi gleby (tab. 82).

Tabela 79. Współczynniki korelacji prostej pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleby i zawartością przyswajalnych form P, K i Mg w glebie, a zawartością metali śladowych w glebie z warstw z głębokości 0–75 cm / Correlation coefficients between the physicochemical properties of soil, the content of available forms P, K and Mg in soil and the content of trace metal in soil from depth 0–75 cm

Parametr	pH_H ₂ O	Hw	Hh	Al _w	P _{av}	K _{av}	Mg _{av}	S	T	V
Gleba bez osadu ściekowego / Soil without sewage sludge; n=9										
Fe	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Mn	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,822**	n.i.	n.i.
Zn	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,766*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cu	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,897***	n.i.	0,739*	n.i.	n.i.	n.i.
Ni	0,708*	0,875**	n.i.	n.i.	-0,705*	-0,685*	-0,816**	n.i.	n.i.	n.i.
Co	0,758*	0,711*	n.i.	n.i.	-0,776*	-0,776*	-0,907***	n.i.	n.i.	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,886***	0,776*	0,753*	n.i.	n.i.	n.i.
Gleba z dodatkiem osadu ściekowego / Soil with sewage sludge addition; n=27										
Fe	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,417*	n.i.	n.i.	n.i.
Mn	n.i.	-0,468*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Zn	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,396*	0,697***	0,699***	0,726***	0,718***	0,671***
Cu	n.i.	0,416*	n.i.	n.i.	n.i.	0,779***	0,631***	0,735***	0,722***	0,658***
Ni	0,573**	0,710***	-0,417*	n.i.	n.i.	0,631***	n.i.	0,674***	0,630***	0,726***
Co	0,470*	n.i.	-0,425*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,497**	0,499**	n.i.

n.i. – statystycznie nieistotny / statistically not significant - $\alpha = 0,05$; * – istotny przy $\alpha = 0,05$ / significant at $\alpha = 0,05$;

** – istotny przy $\alpha = 0,01$ / significant at $\alpha = 0,01$; *** – istotny otny przy $\alpha = 0,001$ / significant at $\alpha = 0,001$

Tabela 80. Współczynniki korelacji prostej pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleby i zawartością przyswajalnych form P, K i Mg w glebie a zawartością i bioakumulacją metali śladowych w pędach wierzby energetycznej / Correlation coefficients between the physicochemical properties of soil and the content of available forms P, K and Mg in soil and the content and bioaccumulation of trace metals in energy willow shoots

Parametr	pH – H ₂ O	HW	Hh	Al _w	P _{av}	K _{av}	Mg _{av}	S	T	V
<i>Zawartość w pędach / Contents in shoots</i>										
Fe	n.i.	n.i.	-0,355*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,334*
Mn	n.i.	0,490**	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Zn	-0,470**	-0,542***	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cu	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Ni	0,350*	0,521****	n.i.	n.i.	n.i.	0,529***	n.i.	0,466**	0,468**	n.i.
Co	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
<i>Bioakumulacja w pędach / Bioaccumulation in shoots</i>										
Fe	n.i.	-0,355*	n.i.	n.i.	0,499**	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Mn	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,629***	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Zn	-0,558***	-0,514***	0,442**	n.i.	0,496**	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cu	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,398*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Ni	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,627***	0,486**	0,467***	0,353*	0,393*	n.i.
Co	n.i.	-0,343*	n.i.	n.i.	0,541***	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.

– oznaczenia jak w tab. 79 / markings as in the table 79

Tabela 81. Współczynniki korelacji prostej pomiędzy zawartością pierwiastków śladowych w glebie, zawartością Corg w glebie i wielkością wkładki osadów ściekowych wprowadzonych do użytkowanej gleby a zawartością i bioakumulacją metali śladowych w pędach wierzby energetycznej / *Correlation coefficients between the content of trace elements in soil, Corg content in soil and the size of sewage sludge insert introduced into the fertilized soil and the content and bioaccumulation of trace metals in energy willow sprouts*

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd	Wkładka osadu / Sludge insert	C _{org}
Zawartość w pędach / Contents in shoots									
Fe	n.i.	0,538***	n.i.	-0,378*	-0,443**	-0,55***	n.i.	0,407*	0,535***
Mn	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,47**	n.i.
Zn	n.i.	0,551***	n.i.	n.i.	-0,610***	-0,622***	n.i.	0,373*	0,500**
Cu	n.i.	0,459**	n.i.	n.i.	n.i.	-0,407*	n.i.	n.i.	0,398*
Ni	n.i.	n.i.	0,500**	0,452**	n.i.	n.i.	0,329*	0,538***	n.i.
Co	n.i.	0,400*	n.i.	n.i.	-0,423**	-0,461**	n.i.	0,505**	n.i.
Cd	n.i.	0,402*	n.i.	-0,361	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,340*
Bioakumulacja w pędach / Bioaccumulation in shoots									
Fe	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,418*
Mn	n.i.	-0,405*	n.i.	n.i.	0,489**	0,551***	n.i.	n.i.	-0,516***
Zn	n.i.	0,441**	n.i.	n.i.	-0,543***	-0,598***	n.i.	n.i.	0,484**
Cu	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Ni	n.i.	-0,752***	0,649***	0,774***	0,714***	0,586***	n.i.	n.i.	-0,583***
Co	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,383*	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.

– oznaczenia jak w tab. 79 / markings as in the table 79

Tabela 82. Współczynniki korelacji prostej pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleby i zawartością przyswajalnych form P, K i Mg w glebie a współczynnikami bioakumulacji metali śladowych w pędach wierzby oraz współczynnikami efektywności oczyszczania gleby z metali wprowadzonych do niej z osadami ściekowymi / Correlation coefficients of trace elements in willow shoots and coefficients of depollution efficiency from metals introduced into it with sewage sludge

Parametr	pH – H ₂ O	HW	Hh	Al _w	P _{av}	K _{av}	Mg _{av}	S	T	V
Współczynnik bioakumulacji w pędach / Bioaccumulation factor in shoots										
Fe	n.i.	n.i.	-0,469**	n.i.	n.i.	n.i.	-0,333*	n.i.	n.i.	0,418*
Mn	0,528***	0,661***	n.i.	n.i.	n.i.	0,448**	n.i.	0,496**	0,493**	0,359*
Zn	n.i.	0,413*	0,490**	-0,365*	-0,555***	-0,435**	-0,370*	-0,458**	-0,421*	-0,589***
Cu	n.i.	n.i.	0,391*	-0,386*	-0,596***	-0,446**	-0,368*	-0,465**	-0,441**	-0,493**
Ni	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,387*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Co	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Cd	n.i.	n.i.	-0,334*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Współczynnik efektywności oczyszczania / Depollution efficiency coefficient										
Fe	n.i.	n.i.	n.i.	-0,431*	n.i.	-0,555**	-0,419*	-0,452*	-0,450*	n.i.
Mn	-0,396*	n.i.	0,552**	-0,412*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	-0,408*
Zn	-0,609***	-0,441*	0,558**	-0,401*	n.i.	-0,516**	n.i.	-0,566**	-0,516**	-0,592***
Cu	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	-0,398*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Ni	-0,435*	n.i.	0,441*	-0,440*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Co	-0,421*	n.i.	0,383*	n.i.	n.i.	-0,448*	n.i.	-0,437*	-0,404*	-0,422*
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.

– oznaczenia jak w tab. 79 / markings as in the table 79

Tabela 83. Współczynniki korelacji prostej pomiędzy zawartością pierwiastków śladowych w glebie, zawartością Corg w glebie i wielkością wkładki osadów ściekowych wprowadzonych do użytkowanej gleby a współczynnikami bioakumulacji metali śladowych w pędach wierzby oraz współczynnikami efektywności oczyszczania gleby z metali wprowadzonych do niej z osadami ściekowymi / *Correlation coefficients between the content of trace elements in soil, Corg content in soil and the size of sewage sludge insert introduced into the fertilized soil and bioaccumulation coefficients of trace elements in willow shoots and coefficients of depollution efficiency from metals introduced into it with sewage sludge*

Parametr	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Cd	Wkładka osadu / Sludge insert	Corg
Współczynnik bioakumulacji w pędach / <i>Bioaccumulation factor in shoots</i>									
Fe	-0,422**	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,445**
Mn	n.i.	-0,719***	0,444**	0,599***	0,752***	0,652***	n.i.	n.i.	-0,635***
Zn	0,371*	n.i.	-0,475**	-0,333*	n.i.	0,504**	n.i.	-0,585***	n.i.
Cu	n.i.	n.i.	-0,385*	-0,355*	n.i.	0,364*	n.i.	-0,69***	n.i.
Ni	n.i.	-0,535***	0,506**	0,583***	0,401*	0,367*	n.i.	n.i.	-0,475**
Co	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	-0,376*	-0,498**	n.i.	0,334*	0,421**
Cd	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	-0,330*	n.i.	n.i.
Współczynnik efektywności oczyszczania / <i>Depollution efficiency coefficient</i>									
Fe	n.i.	0,582***	-0,488**	-0,616***	-0,480*	-0,571**	n.i.	-0,524**	0,656***
Mn	n.i.	0,518**	n.i.	-0,414*	-0,482*	-0,435*	n.i.	n.i.	n.i.
Zn	n.i.	0,569**	n.i.	-0,508**	-0,646***	-0,649***	n.i.	n.i.	0,577**
Cu	n.i.	0,497**	n.i.	-0,447*	n.i.	-0,419*	n.i.	-0,396*	0,462*
Ni	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
Co	n.i.	0,562**	-0,440*	-0,543**	-0,561**	-0,559**	n.i.	n.i.	0,449*
Cd	n.i.	0,425*	n.i.	-0,413*	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,382*

– oznaczenia jak w tab. 79 / *markings as in the table 79*

Współczynniki efektywności oczyszczania DE metali śladowych nie były na ogół uzależnione od zastosowanych w doświadczeniu dawek osadów. Wyjątkiem były żelazo i miedź, dla których zanotowano ujemne współczynniki korelacji (tab. 83). Natomiast były one dodatnio skorelowane z zawartością węgla organicznego w glebie (z wyjątkiem Mn i Ni).

Nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu ogólnej zawartości Cd i Fe w glebie na współczynniki efektywności oczyszczania podłoża glebowego z pierwiastków śladowych. Ogólna zawartość manganu była najczęściej skorelowana dodatnio, ogólna zawartość miedzi, niklu i kobaltu ujemnie z tymi współczynnikami (tab. 83). Wzrost zawartości Zn w glebie wpływał na istotne zmniejszenie współczynników oczyszczania gleby z Fe i Co. Współczynniki efektywności oczyszczania z niklu nie były istotnie związane z zawartością analizowanych pierwiastków śladowych w glebie.

4. Dyskusja wyników

Uzyskane **plony pędów** badanych klonów wierzby energetycznej mieściły się w przedziale od 4,2 do 33,9 Mg s.m.·ha⁻¹ (średnio 13,7 Mg s.m.·ha⁻¹, tab. 9). Mitchell i in. [1999] po analizie danych o produktywności wierzby z plantacji krótkiej rotacji w Europie i Północnej Ameryce stwierdzili, że najczęściej mieści się ona w zakresie 2–13,5 Mg s.m.·ha⁻¹·rok⁻¹. Jurczuk i in. [2010], bazując na danych z różnych badań na terenie Polski podają przedział 1,5–30 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹. W badaniach własnych uzyskali bardzo duży plon w trzyletnim cyklu zbioru (45,7 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹) na glebie murszastej z poziomem wody gruntowej 0,9–0,95 m p.p.t., natomiast na glebie brunatnej wytworzonej z piasku już tylko 5,9 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹ (przy znacznie niższym zwierciadle wody gruntowej – około 2,5 m). Przeprowadzone badania wykazały istotny wpływ badanych czynników (rodzaj klonu, dawka osadu, cykl zbioru) na plon pędów wierzby energetycznej (tab. 9, 10).

Spośród badanych **klonów**, klony polskie (RF-3, RF-5) cechowały się istotnie większym plonowaniem, w porównaniu do klonu szwedzkiego (1051). Może to wynikać z lepszego dopasowania do warunków glebowo-klimatycznych klonów RF-3 i RF-5. Potwierdzają to badania Zajączkowskiego [2006], który zauważył, że pod względem możliwości produkcyjnych odmiany wierzby krajowych nie ustępują wyselekcjonowanym za granicą, a niekiedy je przewyższają. Wielu autorów wskazuje na duże zróżnicowanie gatunkowe i odmianowe w plonowaniu wierzby [Kalembasa i in. 2006, Tworowski i in. 2010b, Stolarski i in. 2011, Nissim i in. 2013, Kuzovkina i in. 2018]. Kuzovkina i współautorzy [2018] donoszą, że produktywność różnych klonów wierzby jest związana z właściwościami gleby, a w szczególności zawartością materii organicznej, pH, ilością przyswajalnych form fosforu, żelaza, magnezu oraz dostępnością glinu. Wszystkie badane przez nich klony wykazywały obniżone plonowanie w glebach, w których zawartość glinu wymiennego przekraczała 200 mg·kg⁻¹. Badania własne, pomimo znacznego zakwaszenia gleb, nie wykazały aż tak dużych zawartości glinu wymiennego – maksymalnie 0,24 cmol(+)·kg⁻¹ czyli 21,6 mg·kg⁻¹ (tab. 43). Nissim i in. [2013], prowadząc badania w południowej Kanadzie uzyskali dla najbardziej produktywnego klonu SX64 podobną wydajność biomasy pędów w porównaniu do stwierdzonej w przeprowadzonych badaniach dla klonów RF-3 i RF-5. Stolarski i in. [2011], prowadząc badania w północnej Polsce (bez zastosowania osadów ściekowych) uzyskali plony

pędów wierzby dochodzące do 45,95 Mg s.m.·kg⁻¹ (w ujęciu rocznym około 3,9–15,6 Mg s.m.·kg⁻¹). Plonowanie było znacznie większe na glebie torfowej, niż mineralnej – gliniastej, a najwyższe plony w trzyletnim cyklu uprawy dały klony UWM 043 i Duotur.

Zaobserwowano bardzo znaczne różnice w uzyskiwanych plonach biomasy pędów w zależności od **cyklu uprawy** – najmniejsze w cyklu jednorocznym (średnio 7,9 Mg·ha⁻¹), największe w trzyletnim (średnio 19,4 Mg·ha⁻¹, czyli 6,5 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹) (tab. 10). Korzystny wpływ wydłużenia okresu zbioru na wielkość plonu wierzby znajduje potwierdzenie w badaniach innych autorów [Nowak i in. 2011, Nowak i Jasiewicz 2012, Nissim i in. 2013, Quaye i Volk 2013, Stolarski i in. 2017a]. W dużym stopniu wynika to z lepszego wykształcenia systemu korzeniowego roślin wraz z upływem czasu, mniejszymi stratami wynikającymi z regeneracji ran po ścięciu pędów i większą powierzchnią asymilacyjną części nadziemnych. Efekty te uwidaczniają się najsilniej w pierwszych latach wzrostu rośliny. Poza tym, jak zauważają Mitchell i in. [1999], mniejsza częstotliwość zbiorów redukuje koszty produkcji i poprawia efektywność ekonomiczną plantacji. Jednak badania Szczukowskiego i in. [2004] pokazały, że plony suchej masy pędów niektórych gatunków uprawiane w jednorocznych cyklach mogą być stosunkowo duże – osiągnięto zbiór 19,8 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹. Wpływ upływu czasu na plonowanie wierzby był najślabszy na glebie bez dodatku osadu (tab. 10). Dodatek osadu w formie wkładki 10 cm działał najbardziej plonotwórczo w miarę wydłużania cyklu zbioru – stosunek s. m. plonu pędów trzyletnich do plonu pędów dwu- i jednorocznych miał się jak 3,14:2,10:1, podczas gdy dla uprawy bez osadów tylko 1,76:1,21:1. Ten wpływ zmniejszał się w miarę zwiększania wielkości wkładki, co może być konsekwencją zmian właściwości gleby.

Wraz z zastosowanymi osadami ściekowymi wprowadzono do gleby znaczne ilości materii organicznej oraz makro- i mikroelementów. W istotny sposób zmieniło to ich pierwotne właściwości i poprawiło zaopatrzenie roślin w niezbędne składniki pokarmowe, w konsekwencji wywołało zwiększenie plonów. Jednak związki chemiczne w glebie z czasem ulegały w glebie dynamicznym przemianom. W miarę upływu lat w powierzchniowych warstwach gleby (w których rozwijała się dominująca część systemu korzeniowego wierzby) zwiększała się ilość manganu (rys. 18) oraz kwasowość hydrolityczna gleby (rys. 9), natomiast ubywało pierwiastków pożądaných w rozwoju roślin, szczególnie przyswajalnego potasu (rys. 15). Wpłynęło to na słabsze przyrosty pędów w kolejnych latach.

Czynnikiem, który bardzo znacząco różnicował plony pędów wierzby była **wielkość wkładki osadów ściekowych** zastosowana do użyźniania gleb (tab. 9, 10). Każdy z zastosowanych wariantów uprawy z dodatkiem osadów zwiąk-

szął plony, najsilniej wkładka o miąższości 20 cm (średnio niezależnie od klonu i dawki osadu $21,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w porównaniu do uprawy bez nawożenia (średnio $6,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, ponad 3-krotnie mniej). Korzystny wpływ nawożenia na plon biomasy wierzby był wykazywany w wielu pracach [Scholz i Ellerbrock 2002, Nowak i in. 2011, Aronsson i in. 2014, Stolarski i in. 2015, Larsen i in. 2016]. Ten korzystny wpływ jest obserwowany tylko do pewnego poziomu dawki nawozu, na przykład Sevel i in. [2014], stosując zróżnicowane nawożenie azotem w dawkach do $360 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ stwierdzili najlepsze plonowanie wierzby przy dawce $60 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Ale Labrecque i in. [1995] uzyskali przyrost biomasy pędów, liści i korzeni wierzby przy wzrastających dawkach azotu (wprowadzanego do gleby w formie osadów ściekowych) nawet do $200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Niekiedy wpływ nawożenia mineralnego może być stymulowany dodatkami substancji organicznych [Stolarski i in. 2015].

Zastosowane w doświadczeniu osady ściekowe mają podwójny walor – są źródłem niezbędnych dla roślin składników pokarmowych oraz zawierają znaczne ilości materii organicznej, która poprawia właściwości gleby i może korzystnie wpływać na rozpuszczalność oraz fitoprzyswajalność pierwiastków. Liczne publikacje potwierdzają korzystny wpływ nawożenia gleb osadami ściekowymi na przyrost biomasy wierzby [Labrecque i in. 1996, Szmigiel 2010, Jama i Nowak 2012, Holm i Heinsoo 2013, Sobczyk i in. 2015]. Jama i Nowak [2012] podkreślili, że reakcja uprawianych klonów na nawożenie osadami ściekowymi była zróżnicowana. Ilość azotu wnoszona do gleby z wkładkami osadów w przeprowadzonych badaniach wielokrotnie przekraczała podawane przez nich dawki azotu, a mimo to uzyskano zwyczajki plonów w porównaniu do wierzby uprawianej bez dodatku osadów. Można wnioskować, że tylko część azotu zawartego w stosowanych osadach ściekowych występowała w postaci łatwo przyswajalnych i mobilnych formach (głównie NO_3^- i NH_4^+), a materia organiczna pełniła dodatkową „osłonową” funkcję. Jedynie przy najwyższej z zastosowanych dawek (wkładka 30 cm) obserwowano obniżenie plonowania w porównaniu do upraw z zastosowaniem wkładki 20 cm. Prawdopodobnie tak duże ilości osadów wiązały się z wprowadzeniem do gleby nadmiernych, działających hamująco na wzrost roślin, ilości składników pokarmowych (głównie azotu), ale też wielu pierwiastków śladowych (głównie cynku, miedzi i kadmu).

Porównując zawartości metali śladowych w badanych pędach wierzby do zawartości podawanych przez innych autorów [Dimitriou i in. 2006, Zalesny i Bauer 2007, Adler i in. 2008, Nowak i Jasiewicz 2012, Stolarski i in. 2017a] wydaje się, że efekt hamujący może być związany z nadmierną akumulacją cynku oraz niekiedy kadmu i manganu. Warto dodać, że największa z zastosowanych wkładek (30 cm) ujawniała w glebie istotnie większe ilości glinu wy-

miennego w warstwie gleby z głębokości 25–50 cm, co mogło powodować uszkodzenia systemu korzeniowego i ograniczenie plonowania roślin (rys. 10).

Właściwości fitoremediacyjne badanych klonów wierzby energetycznej były ściśle związane ze zdolnością do gromadzenia pierwiastków w pędach. Zawartość pierwiastków śladowych, w tym mikroelementów w korze i drewnie badanych klonów wierzby energetycznej była zróżnicowana (tab. 12). Wielu autorów podkreśla, iż zazwyczaj kora wierzby charakteryzuje się większą zawartością pierwiastków metalicznych aniżeli drewno pędów [Kaniuczak i in. 2001, Pulford i in. 2002, Dimitriou i in. 2006, Adler i in. 2008, Jama-Rodzeńska i Nowak 2013], przy czym na ogół największą zawartością mikroelementów cechują się korzenie i liście, a najmniejszą pędy [Vysloužilová i in. 2003, Zalesny i Bauer 2007]. Bissonnette i in. [2010] na podstawie badań własnych i analizy informacji z różnych źródeł zwracają uwagę, że Zn, Cd, a często Ni i Mn są transportowane w większym stopniu do części nadziemnych, Pb i Cu zaś akumulowane głównie w korzeniach. Zawartości pierwiastków w pędach wierzby są zatem zależne od zdolności do ich akumulacji w danym organie, ale w przypadku pędów także od wzajemnego udziału kory i drewna [Adler i in. 2008].

Tabela 84. Zakresy zawartości badanych mikroelementów i metali ciężkich w korze, drewnie i pędach wierzby [mg·kg⁻¹] / *The ranges of content of studied micronutrients and heavy metals in the willow barks, woods and shoots [mg·kg⁻¹]*

Pierwiastek/ <i>Element</i>	Dane literaturowe / <i>Literature data*</i>			Badania własne / <i>Own research</i>		
	Kora/ <i>Bark</i>	Drewno/ <i>Wood</i>	Pędy/ <i>Shoots</i>	Kora/ <i>Bark</i>	Drewno/ <i>Wood</i>	Pędy/ <i>Shoots</i>
Fe	41–73	12–21	4–365	23–92	4–21	8–32
Mn	86–490	30–162	12–252	19–404	8–256	9–271
Zn	14–720	18–227	15–2055	127–794	51–228	82–293
Cu	0,8–76,6	1,1–24,5	2,0–33,2	1,55–9,21	1,80–10,7	2,1–10,5
Ni	0,2–104,5	0,1–10,5	0,49–31,3	0,85–7,80	0,25–7,40	0,33–7,16
Co	0,91–2,35	0,35–1,07	0,003–1,10	0,14–1,50	0,06–0,96	0,08–1,03
Cd	0,01–72	0,02–25	0,09–80	0,02–9,10	0,03–3,38	0,08–4,36

* – na podstawie / *based on*: Pulford i in. 2002, Gąsior i Zawierucha 2003, Kaniuczak i in. 2003, Kaniuczak i in. 2005b, Vysloužilová i in. 2003, Robinson i in. 2005, Dimitriou i in. 2006, Mertens i in. 2006, Maxted i in. 2007, Meers i in. 2007, Zalesny i Bauer 2007, Adler i in. 2008, Wróblewska i in. 2008, Jensen i in. 2009, Káčalkova i in. 2009, Mleczek i in. 2009, Bissonnette i in. 2010, Kalembasa i Wysokiński 2010, Laidlaw i in. 2012, Nowak i Jasiewicz 2012, Šyc i in. 2012, Wahsha i in. 2012, Van Slycken i in. 2013, Kubátová i in. 2016, Larsen i in. 2016, Stolarzski i in. 2017a.

Stwierdzone w badaniach własnych zakresy zawartości pierwiastków śladowych na ogół mieściły się w przedziałach zawartości określonych na podstawie różnych danych literaturowych lub nieznacznie wykraczały poza nie (np. Mn w przypadku kory, drewna i pędów, Zn zarówno w korze, jak i drewnie) (tab. 84).

W przypadku miedzi i niklu zwraca uwagę – pomimo nieco większej średniej dla kory – brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi dla kory i drewna (tab. 12). Ponadto w odróżnieniu od innych metali zakresy zawartości Cu i Ni w korze i drewnie pędów wierzby były zbliżone (tab. 84). Podobne ilości miedzi w korze i drewnie pędów wierzby zauważyli także Dimitriou i in. [2006] oraz Mertens i in. [2006], natomiast Pulford i in. [2002] wykrywali znacznie większe ilości Cu i Ni w korze ($9,4\text{--}76,6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), aniżeli drewnie pędów wierzby ($1,7\text{--}24,5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Zróznicowanie stężenia pierwiastków w poszczególnych organach może mieć znaczenie w planowanym wykorzystaniu biomasy pozyskiwanej z terenów zanieczyszczonych, umożliwiając np. wykorzystanie kory w procesach odzysku metali [Sheoran i in. 2009].

Poszukując klonów o dużych zdolnościach fitoremediacyjnych należałoby zwrócić uwagę na te, w których udział kory w biomase pędów jest względnie wysoki. Adler i in. [2008] zauważyli, że udział kory w biomase pędów wierzby jest związany z parametrami geometrycznymi pędów. Wyniki prowadzonych przez nich badań wskazywały, że kształtował się on w przedziale 22–28% i zmniejszał się z upływem lat. Maxted i in. [2007] zauważyli zmniejszanie się proporcji kory do drewna wraz ze zwiększaniem średnicy pędów wierzby, ponadto wykryli zróznicowanie zawartości metali ciężkich w zależności od części pędu (górną, środkową i dolną) i ich długości. Analogiczne spostrzeżenia wynikają z badań Gąsiora i Zawieruchy [2003], dotyczących jednorocznych pędów wierzby energetycznej wykorzystanej w gruntowo-korzeniowych oczyszczalniach ścieków z terenu Podkarpacia. Takie zależności wskazują na konieczność właściwego postępowania w trakcie etapu pobierania prób pędów wierzby do analizy i zachowania ich reprezentatywności. Udział kory w niektórych jednorocznych klonach wierzby w badaniach Pulforda i in. [2002] przekraczał 40% (maksymalnie 50% w przypadku odmiany Mawdesley). Natomiast Mleczek i in. [2010] stwierdzili (także w jednorocznych klonach wierzby), że ten udział nie przekraczał 33,7% (średnio 28,6%). Badania własne dotyczyły innych klonów wierzby i wskazywały na nieznaczny wzrost udziału biomasy kory w okresie 3 lat wzrostu pędów (tab. 11) – z 12 do 16%. Najsilniejsze zmiany dotyczyły pierwszych dwu lat wzrostu roślin (spadek udziału drewna z 88 do 85%). Wzrost udziału kory w stosunku do drewna w miarę wydłużania cyklu uprawy wierzby był sygnalizowany przez Stolarskiego i in. [2017a]. Wymienieni autorzy zwrócili uwagę na to, że w miarę wydłużenia

cyklu zbioru zmniejsza się zawartość pierwiastków chemicznych w biomasie, co jest związane z jednej strony z większą ich zawartością w korze, ale także ze zwiększeniem średnicy pędów i zmianą proporcji suchej masy kory do drewna.

Aktualnie stosowane są trzy podstawowe strategie fitoekstrakcji metali śladowych z gleb zanieczyszczonych [Vangronsveld i in. 2009]: a) zastosowanie roślin z grupy hiperakumulatorów; b) wykorzystanie roślin szybko rosnących o dużej produkcji biomasy (na przykład wierzby lub topoli); c) prowadzenie fitoekstrakcji indukowanej po wprowadzeniu do gleby dodatków zwiększających fitoprzyswajalność pierwiastków (w tym np. chelatorów lub substancji zakwaszających glebę). Vangronsveld i in. [2009] podkreślają, że w przypadku zanieczyszczenia głębszych (poniżej 20–30 cm) warstw gleby rośliny głęboko korzeniące się, a więc *Salix* lub *Populus* sp. są szczególnie przydatne. Także Hammer i in. [2003] podkreślają duże zdolności wierzby do oczyszczania głębszych stref gleby zanieczyszczonej Cd i Zn, chociaż zauważają, że w porównaniu do płycej korzeniącego się hiperakumulatora *Thlaspi caerulescens* zdolności fitoremediacyjne wierzby są mniejsze. Z punktu widzenia zdolności fitoremediacyjnych roślin istotna jest szczególnie ilość toksycznych metali ciężkich odprowadzonych z płonami roślin (bioakumulacja, pobranie z płonami). Jest ona pochodną zarówno stężenia (zawartości) pierwiastka w biomasie, jak i jej ilości zbieranej i usuwanej z powierzchni pola (plonu) [Klang-Westin i Eriksson 2003, Sheoran i in. 2009, Vangronsveld i in. 2009, Kalembasa i Wysokiński 2010, Stanisławska-Głubiak i in. 2012, Larsen i in. 2016]. Dlatego, pomimo większej zawartości mikroelementów i innych metali śladowych w korze wierzby, stwierdzano istotnie większą ich bioakumulację w drewnie zbieranych pędów (tab. 27). Jedynie w przypadku żelaza, kora i drewno pobierały z podłoża zbliżone ilości tego pierwiastka. Mleczek i in. [2018] zwracają uwagę, że uprawa wierzby wiciowej (*Salix viminalis* L.) na glebach silnie zanieczyszczonych związana jest ze zmianami w morfologii i fizjologii roślin, co może obniżać uzyskiwane plony, ale pomimo to wierzba wydaje się odpowiednią rośliną do remediacji takich gruntów.

Z uwagi na to, że z powierzchni pola usuwa się jednocześnie całe pędy (drewno z korą, a niekiedy także liście) wykorzystanie wierzby do oczyszczania gleby jest pochodną bioakumulacji związków toksycznych w całych pędach. Warto zaznaczyć, że zarówno pod względem zawartości w pędach, jak i bioakumulacji średnie arytmetyczne analizowanych pierwiastków w pędach wierzby można było uszeregować w identycznej kolejności: $Zn > Mn > Fe > Cu > Ni > Cd > Co$ (tab. 12, 28). Biorąc pod uwagę fakt, iż rośliny uprawiane w cyklu dwu- i trzyletnim pobierały pierwiastki w ciągu dłuższego czasu, aniżeli rośliny uprawiane w cyklu jednorocznym, dla porównania zdolności fitoremediacyjnych przeliczono bioakumulację metali śladowych w tych roślinach

na ilość równoważną pobraniu w ciągu 1 roku (zakresy zamieszczono w tab. 85). Zakresy ilości pobieranych w ciągu roku mikroelementów i metali ciężkich na ogół mieściły się w przedziałach prezentowanych w pracach różnych autorów (tab. 85).

Tabela 85. Zakresy bioakumulacji badanych mikroelementów i metali ciężkich w korze, drewnie i pędach wierzby / *The ranges of uptake of studied micronutrients and heavy metals in the willow barks, woods and shoots*

Pierwiastek/ <i>Element</i>	Dane literaturowe / <i>Literature data*</i> [g·ha ⁻¹ ·year ⁻¹]	Badania własne / <i>Own research</i> [g·ha ⁻¹ ·year ⁻¹]		
	Pędy/ <i>Shoots</i>	Kora/ <i>Bark</i>	Drewno/ <i>Wood</i>	Pędy/ <i>Shoots</i>
Fe	273–2394	8–157	12–132	25–260
Mn	37–908	13–630	41–3384	54–4014
Zn	2–7250	69–1535	82–1808	207–3225
Cu	0,27–91,3	0,5–11,1	5,2–69,2	6,5–78,7
Ni	0,1–134	0,3–8,3	0,5–66,0	0,8–74,3
Co	3,7–6,5	0,5–2,27	0,24–6,14	0,3–7,7
Cd	0,11–190	0,1–12,8	0,1–19,5	0,2–30,4

* – na podstawie / based on: Pulford i in. 2002, Hammer i in. 2003, Kaniuczak i in. 2003, Klang-Westin i Eriksson 2003, Dimitriou i in. 2006, Meers i in. 2007, Vangronsveld i in. 2009, Kalembasa i Wysokiński 2010, Laidlaw i in. 2012, Galbally i in. 2013, Van Slycken i in. 2013, Sevel i in. 2014, Kubátová i in. 2016, Larsen i in. 2016.

Spośród analizowanych mikroelementów największą bioakumulację odnotowano w stosunku do cynku – średnio 2672 g·ha⁻¹, trzyletnie pędy klonu RF-5 rosnące na glebie z 20 cm wkładką osadów ściekowych zgromadziły aż 9675 g Zn·ha⁻¹ (tab. 28). Warto podkreślić, że uprawiana wierzba wzrastała w warunkach względnego nadmiaru cynku w glebie po wprowadzeniu do niej osadów ściekowych. Dla tego pierwiastka obliczano też duże wartości współczynników bioakumulacji (średnio 4,12, a maksymalnie 24,4), ustępujące jedynie kadmowi (tab. 62). Źródła literaturowe dla zmiennych warunków uprawy i różnych klonów podają zazwyczaj podobne ilości Zn pobieranego przez pędy wierzby (tab. 85). Kubátová i in. [2016] określili wyniesienie cynku z biomasą pędów wierzby *Salix×smithiana* S-218 uprawianej w Czechach na glebie nawożonej osadami ściekowymi w 2 cyklach (4 i 2 letnim) na poziomie 2540 g Zn·ha⁻¹. Hammer i in. [2003], prowadząc fitoremediację gleby kwaśnej po 20-letniej depozycji osadów, zlokalizowaną w południowej Szwajcarii, uzyskali po 2 latach

uprawy wierzby pobranie cynku na poziomie $14,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Zwrócili też uwagę, że wykorzystanie w celu remediacji gleby, roślin o dużej produkcji biomasy (np. wierzby), może być alternatywą w stosunku do hiperakumulatorów, ale o niskim przyroście biomasy i zaznaczyli, że w przypadku wierzby należałoby – ze względu na dużą zawartość Cd i Zn – usuwać z oczyszczanej gleby także biomasę liści. Meers i in. [2007] na podstawie przeprowadzonych badań ocenili roczne pobranie cynku z gleby przez *Salix schwerinii* ‘Christina’ na poziomie $14\text{--}27 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, co skutkowałoby obniżeniem zawartości tego metalu w glebie od $4,0$ do $4,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Przeprowadzone badania wykazały także dużą zdolność pędów wierzby do bioakumulacji manganu – średnio $1865 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 31), a maksymalnie $6495 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ dla trzyletnich pędów klonu RF-3 z uprawy na obiektach z wkładką 20 cm osadów ściekowych. Kalembasa i Wysokiński [2010] określili średnie pobranie manganu przez pędy wierzby uprawianej z zastosowaniem osadów ściekowych na poziomie $321,2 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (maksymalnie uzyskali $908,1 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), przy czym zawartości Mn w glebie i osadach były mniejsze w porównaniu do materiałów z prezentowanych badań. Potwierdzeniem dużej zdolności wierzby do fitoekstrakcji manganu są też duże wartości współczynników bioakumulacji tego pierwiastka z gleby oraz współczynników skuteczności oczyszczania (średnio odpowiednio: BAF – $1,8$ oraz DE – $2,3\%$), ustępujące jedynie takim pierwiastkom, jak Cd i Zn w przypadku współczynników bioakumulacji, czy Cd i Co w odniesieniu do współczynników skuteczności oczyszczania (tab. 62 i 77). Być może znacznie większa ilość zastosowanych osadów i niższe pH gleby wyjściowej były czynnikami decydującymi o dużej bioakumulacji Mn w pędach uprawianych klonów wierzby. Te same czynniki mogły wpływać na duże pobranie Cu przez pędy dochodzące do $78,7 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (tab. 85).

Monterroso i in. [2014], badając akumulację metali w roślinach porastających tereny po kopalni cynku i ołowiu w Hiszpanii zauważyli w pędach *Salix atrocinerea* istotnie większą w porównaniu do pozostałych roślin bioakumulację miedzi, natomiast największe wartości współczynników BAF u tego gatunku dla cynku ($2,4$) oraz kadmu ($4,2$). Stwierdzili też, że współczynniki bioakumulacji tej samej rośliny zależały od stężenia metalu w glebie – z wyjątkiem Mn zmniejszały się w miarę wzrostu stężenia w glebie. Natomiast Žaltauskaitė i in. [2017] w wyniku przeprowadzonych badań z użyciem osadów nie stwierdzili dużej akumulacji Cu i Pb przez jednoroczne pędy *Salix viminalis*, ale znaczącą Zn i Cd. Klang-Westin i Eriksson [2003] podkreślają duży potencjał wierzby do bioremediacji gleby zanieczyszczonej kadmem, co także potwierdziły przeprowadzone badania. Właśnie ten pierwiastek wyróżniał się największą średnią współczynników bioakumulacji spośród badanych metali wynoszą-

cą 7,43 (tab. 62), a wartość maksymalna osiągnęła aż 47,02. Wieshammer i in. [2007] uznali, iż zdolności fitoremediacyjne niektórych gatunków wierzby pozwalają zakwalifikować je do hiperakumulatorów kadmu (BAF dla liści osiągał wartość 27, przy czym w pędach koncentracja tego pierwiastka była 3–4 razy mniejsza, niż w liściach). W wyniku przeprowadzonych badań w warunkach doświadczenia wazonowego wymienieni autorzy stwierdzili korzystny wpływ wsiewek roślin z grupy hiperakumulatorów na fitoekstrakcję metali ciężkich. Mleczek i in. [2018], analizując zdolności fitoremediacyjne wierzby, porównali współczynniki biokoncentracji wielu pierwiastków dla roślin uprawianych na gruntach silnie zanieczyszczonych pierwiastkami śladowymi (typu odpadów pokopalnianych) i niezanieczyszczonych oraz stwierdzili, że w warunkach uprawy wierzby na glebach zanieczyszczonych wartości tych współczynników mogą ulec znacznemu zmniejszeniu (co wykazali w przypadku między innymi: Zn, Cu, Co i Ni).

Pierwiastkiem o najmniejszej zawartości oraz najmniejszej bioakumulacji w pędach wierzby był kobalt – średnio odpowiednio $0,70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w korze i $0,34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w drewnie (tab. 12) oraz $5,78 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab.28). W badaniach własnych metal ten cechował się także małymi wartościami współczynników bioakumulacji, jednakże wykazywał największą spośród analizowanych metali średnią współczynników skuteczności oczyszczania – średnio $1,73\%\cdot\text{rok}^{-1}$ (tab. 78). Wskazuje to na szczególnie wysokie zdolności wierzby do oczyszczania podłoża z nadmiaru kobaltu. Z uwagi na stosunkowo wysoką cenę pozyskiwania niektórych metali, zastosowanie roślin do ekstrakcji Co (podobnie jak Au, Tl czy U) z gleby (phytomining) może mieć w przyszłości większe znaczenie [Rascio i Navari-Izzo 2011].

Zróznicowanie zawartości analizowanych pierwiastków w korze i drewnie **różnych gatunków i klonów** wierzby znajduje potwierdzenie zarówno w badaniach własnych, jak również badaniach prezentowanych przez innych autorów (tab. 84). Spośród klonów wierzby wykorzystanych w prezentowanej pracy stwierdzono występowanie statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi zawartościami (niezależnie od wkładki osadu czy cyklu uprawy) jedynie w przypadku Mn (tylko dla drewna) i Cu (w korze i drewnie pędów) (tab. 15 i 19). Zauważono tendencję do nieco większej zawartości Ni, Co, Fe i Mn w korze klonu szwedzkiego 1051, natomiast Cu, Zn i Cd w korze klonu RF-5. W przypadku drewna klon 1051 zawierał najwięcej Zn, Ni i Co, klon RF-3 natomiast Fe, Mn i Cu. Zróznicowanie gatunkowe, odmianowe i genotypowe w zawartości mikroelementów i innych metali śladowych w biomasie pędów wierzby ma swoje potwierdzenie w wielu badaniach [Pulford i in. 2002, Meers i in. 2007, Zalesny i Bauer 2007, Mleczek i in. 2009, Laidlaw i in. 2012, Nowak i Jasiewicz 2012, Wahsha i in. 2012, Stolarski i in. 2017a]. Mleczek i in.

[2010] przedstawili bardzo obszerne badania w tym zakresie, ustalając ranking zdolności akumulacji pierwiastków śladowych przez różne taksony wierzby krzewiastej (*Salix viminalis*) oraz *Salix alba* i zwracali uwagę na występowanie mechanizmów wykluczenia w akumulacji określonych pierwiastków w obecności podwyższonych ilości pierwiastków towarzyszących, co może odgrywać duże znaczenie w uzyskanych wynikach.

Migeon i in. [2009] zwracają uwagę na szczególną skłonność – w porównaniu z innymi gatunkami roślin drzewiastych – do akumulacji Cd i Zn przez wierzbę. Meers i in. [2007], badając potencjał fitoremediacji pięciu klonów wierzby rosnących na różnych glebach, stwierdzili, że tylko pobieranie Cd i Zn może być uznane za wystarczające do prowadzenia procesu fitoekstrakcji. Jej skuteczność może być niekiedy większa od hiperakumulatorów, na co wskazują Migeon i in. [2009]. Także Mleczek i in. [2010] badając produktywność i zdolności fitoremediacyjne klonów *Salix viminalis* i *Salix alba* zaobserwowali, że wszystkie badane taksony cechowały się zdolnością do intensywnej akumulacji cynku i kadmu, wykazując współczynniki bioakumulacji powyżej 1. Badania własne potwierdziły to spostrzeżenie, z tym, że do grupy pierwiastków o współczynniku BAF większym od 1 kwalifikował się także mangan. Natomiast Wisłocka i in. [2006] wskazują, że spośród badanych gatunków drzewiastych, rosnących na składowiskach odpadów po kopalniach uranu w Sudetach, *Salix Caprea* gromadziła najmniejsze ilości manganu. Duży wpływ na pobieranie Mn przez wierzbę, a tym samym wielkość współczynnika bioakumulacji mogło mieć zakwaszenie gleby, o czym świadczy istotna statystycznie dodatnia wartość współczynnika korelacji pomiędzy tymi parametrami a kwasowością wymienną gleby (tab. 80 i 82).

Warto zauważyć, że średnie współczynniki bioakumulacji wszystkich badanych metali poza żelazem, przekraczały wartość 0,1, co według klasyfikacji Kabaty-Pendias i Pendiasa [1999] pozwalało je zakwalifikować do grupy o akumulacji intensywnej. Migeon i in. [2009] zwracają uwagę, że największe wartości współczynników bioakumulacji w terenowych badaniach z zastosowaniem wierzby obserwuje się zazwyczaj w warunkach średniego zanieczyszczenia gleb Cd i Zn. Znalazło to potwierdzenie w prezentowanych badaniach (jeśli przyjąć, że zastosowane osady były przyczyną zanieczyszczenia gleb) – największe wartości BAF dla kadmu uzyskano w wariantach uprawy wierzby z 10 cm wkładką osadów (tab. 75), a w przypadku cynku przy uprawie bez zastosowania osadów (tab. 67), co ma swoje odzwierciedlenie w kształtowaniu się zawartości tych pierwiastków w profilach glebowych (rys. 19 i 23). Taka tendencja jest zauważalna także dla innych metali – najczęściej największe wartości współczynnika bioakumulacji obserwowano w wariantach z umiarkowaną ilością osadów (wkładka 10 cm).

Analizując uzyskane rezultaty zauważono, że spośród badanych klonów, klon szwedzki 1051 cechował się najmniejszą bioakumulacją badanych pierwiastków śladowych w pędach (z wyjątkiem kobaltu), a największymi średnimi najczęściej odznaczał się klon RF-5 (w przypadku Fe, Mn, Zn, Ni i Cd), chociaż różnice pomiędzy średnimi były statystycznie istotne jedynie w przypadku cynku. Największymi współczynnikami bioakumulacji (BAF) dla Zn i Cd cechował się klon RF-5, dla Cu klon RF-3, a dla Mn, Ni i Co klon szwedzki 1051. Analizując wartości współczynników oczyszczania gleb z metali ciężkich (DE) wprowadzonych do gleby z osadami ściekowymi, w efekcie ich bioakumulacji w pędach wierzby, zdecydowanie najlepiej prezentował się klon RF-5, który wyróżniał się największymi średnimi (z wyjątkiem Co, dla którego wyższą średnią wykazał się klon RF-3). Fischerová i in. [2006] w warunkach doświadczenia wazonowego na glebie zanieczyszczonej pierwiastkami śladowymi stwierdzili bardzo wysokie zdolności *Salix dasyclados* w oczyszczaniu podłoża, uzyskując współczynniki remediacji na poziomie $8,10\% \cdot \text{rok}^{-1}$ dla kadmu i $2,24\% \cdot \text{rok}^{-1}$ dla cynku. Natomiast Labrecque i in. [1995] stwierdzili większe wartości współczynników DE *Salix viminalis* dla Cd, Cu i Zn w porównaniu do *Salix discolor*. Zauważyli też, że współczynniki wydajności oczyszczania są uwarunkowane głównie rodzajem pierwiastka, natomiast w mniejszym stopniu zależą od gatunku rośliny czy wielkości dawki osadu.

Należy podkreślić, że w warunkach przeprowadzonego doświadczenia występowało kilka czynników warunkujących skład chemiczny biomasy, niejednokrotnie o działaniu synergistycznym lub antagonistycznym. Ważną rolę mogły odgrywać związki organiczne zawarte w osadach ściekowych lub powstałe w wyniku ich przemian w glebie. Autorzy niektórych publikacji zwracają uwagę na możliwość tworzenia rozpuszczalnych i mobilnych związków kompleksowych metali ze związkami organicznymi (jako efekt procesów metabolicznych lub reakcji z substancjami ze źródeł antropogennych), które ułatwiają ich pobieranie przez rośliny, niekiedy wspomagając ich odporność na działanie toksyczne [Dakora i Phillips 2002, Chen i in. 2003, Du Laing i in. 2009, Mihalík i in. 2011, Magdziak i in. 2013, Hawrylak-Nowak i in. 2015]. Istotna była też **długość okresu wzrostu pędów (cykl zbioru)**. Hammer i in. [2003], analizując w warunkach polowych zdolności fitoremediacyjne wierzby w stosunku do cynku i kadmu, stwierdzili tendencję malejącą kształtowania się koncentracji tych metali w liściach i pędach w miarę upływu lat. Stolarski i in. [2017a] zauważyli, że na ogół biomasa jednorocznych pędów różnych klonów wykazywała największe zawartości makro- i mikroelementów, a w miarę wydłużania długości cyklu wzrostu ich zawartość zmniejszała się, a najbardziej manganu i cynku.

Badania własne wykazały, że biomasa wierzby (zarówno kora, jak i drewno) zebrana po 1 roku uprawy zawierała średnio statystycznie istotnie więcej

manganu i niklu (tab. 16 i 22) w porównaniu do biomasy pozyskanej po dłuższym okresie wzrostu, ale najmniej kadmu (tab. 26). Z kolei pędy dwuletnie cechowały się istotnie większą średnią zawartością żelaza i kadmu (tab. 14 i 26), ale najmniejszą zawartością Ni (tab. 22). Kora i drewno badanych klonów wierzby po 3 latach uprawy zawierały najwięcej Zn, ale istotność różnic pomiędzy średnimi wykazano jedynie dla kory (tab. 18). Średnie zawartości Cu i Co w korze i drewnie pędów wierzby (niezależnie od miąższości wkładki i rodzaju klonu) z różnych cykli uprawy nie różniły się istotnie, chociaż zauważono tendencję do nieco większej koncentracji w drugim roku uprawy (tab. 20 i 24). Należy zaznaczyć, że wpływ długości okresu wzrostu pędów poszczególnych klonów na zawartość w nich badanych pierwiastków śladowych był zróżnicowany. To spostrzeżenie zostało wcześniej potwierdzone w badaniach różnych gatunków wierzby przez Mertensa i in. [2006].

Biorąc pod uwagę bioakumulację pierwiastków w pędach wierzby, w prezentowanych badaniach stwierdzono istotny wpływ długości cyklu uprawy (z wyjątkiem manganu), na ogół jego wydłużanie skutkowało istotnie większym pobraniem badanych mikroelementów. Tylko w przypadku niklu największą średnią bioakumulację stwierdzono w pędach jednorocznych, a w przypadku miedzi w dwuletnich.

W poszczególnych latach doświadczenia warunki pogodowe były istotnym czynnikiem różnicującym wzrost i pobieranie pierwiastków przez rośliny (rys. 4–6). Vandecasteele i in. [2005, 2007] podkreślają, że warunki hydrologiczne mogą istotnie wpływać na pobieranie i biokoncentrację metali w roślinach. Chen i in. [2012], badając akumulację miedzi w dwu gatunkach wierzby, rosnących na glebie suplementowanej tym pierwiastkiem przy różnych stanach jej uwodnienia, stwierdzili zwiększenie zawartości tego metalu w korzeniach, ale zmniejszenie w częściach nadziemnych. W okresie objętym doświadczeniem polowym najmniejszą sumą opadów w roku kalendarzowym charakteryzował się drugi rok badań (2011). W pędach wierzby z tego roku (niezależnie od miąższości wkładki osadu i rodzaju klonu) stwierdzono największe średnie koncentracje kadmu, miedzi, żelaza i kobaltu, ale najmniejsze niklu (w przypadku kadmu i niklu były to różnice istotne statystycznie), w porównaniu do pozostałych lat (tab. 26, 20, 14, 24, 22). Pośrednio potwierdzałoby to (z wyjątkiem Ni) spostrzeżenia Vandecasteele i in. [2005] sugerujące, że warunki dużego uwilgotnienia mogą wydatnie ograniczyć biodostępność metali ciężkich. Ponadto Białowiec i in. [2007] zauważyli, że ewapotranspiracja z systemów glebowo-roślinnych obsadzonych wierzbą była od 1,8 do 5,12 razy większa od parowania z gleby kontrolnej, a zastosowanie osadów ściekowych spowodowało wzrost efektywności parowania. Biorąc pod uwagę, że wraz z wydłużaniem cyklu uprawy zwiększała się biomasa

wierzby (tab. 10), a więc i odparowanie wody, nawet podobne w kolejnych latach opady mogły nieco inaczej kształtować warunki uwodnienia gleby, a więc i pobieranie pierwiastków śladowych.

Należy też zaznaczyć, że w miarę upływu lat obniżała się wartość pH_{H_2O} gleby (tab. 45, rys. 7) ale zmniejszała się kwasowość wymienna gleby (tab. 46, rys. 9), przy nieznaczących zmianach kwasowości hydrolitycznej. Niskie pH gleby jest często wskazywane jako czynnik sprzyjający zwiększonej rozpuszczalności i akumulacji metali ciężkich w roślinach [Dimitriou i in. 2006, Wiśłocka i in. 2006, Kaniuczak i in. 2009a, Sheoran i in. 2009, Kwiatkowska-Malina i Maciejewska 2013].

Być może właśnie mnogość różnych czynników, odmiennie wpływających na pobieranie pierwiastków przez rośliny (w tym właściwości gleby), była przyczyną niejednoznacznego wpływu długości cyklu uprawy pędów na kształtowanie się współczynników BAF dla poszczególnych metali. W przypadku pędów jednorocznych największe średnie BAF (niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadu) obliczono dla Mn, Zn i Ni, a dwuletnich dla Fe, Cu i Cd. Z kolei uprawa w cyklu jednorocznym, w porównaniu do pozostałych cykli zbioru, skutkowała dla wszystkich badanych pierwiastków metalicznych najmniejszymi (z wyjątkiem Ni) średnimi współczynnikami oczyszczania gleb z metali ciężkich (DE), wprowadzonych do gleby z osadami ściekowymi (tab. 78). Dla większości z nich najkorzystniejszy (skutkujący najkrótszym okresem oczyszczania), okazywał się cykl trzyletni (Mn, Zn, Ni, Co).

Przeprowadzone badania nie wykazały jednoznacznego **wplywu agromeliacji osadami ściekowymi** na zawartość mikroelementów i metali ciężkich w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej, czego potwierdzeniem był brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy średnimi z obiektów o różnych miąższościach wkładek osadów. Jedynie zawartość żelaza w drewnie pędów wierzby (bez względu na rodzaj klonu i cykl uprawy), uprawianych z zastosowaniem wkładki o miąższości 10 cm, była istotnie większa w porównaniu do wariantów z kontrolą i 30 cm wkładką osadów (tab. 13). Analizując zawartości tego pierwiastka w korze, a także zawartości Cu, Cd (kora i drewno) i Ni (kora) zauważono tendencję do kształtowania się nieco większych ich średnich zawartości w biomase uzyskanej z obiektów z 10 cm wkładką osadów (pomimo braku statystycznie istotnych różnic). Średnio najczęściej Mn (w korze i drewnie) oraz Ni (w drewnie) odnotowano w klonach uprawianych na glebie z 20 cm wkładką osadów ściekowych. Laidlaw i in. [2012], porównując wzrost i skład chemiczny biomasy wierzby uprawianych na przetworzonych osadach ściekowych o znacznej zawartości metali ciężkich, wykazali większe zawartości Cd, Ni i Zn (niekiedy też Cu) w liściach i pędach różnych gatunków wierzby w porównaniu do roślin rosnących na glebie kontrolnej.

Podobnie w przeprowadzonych badaniach potwierdzono (oprócz Mn i Cu) na ogół najmniejsze zawartości badanych pierwiastków w pędach wierzby uprawianej na glebie bez osadów. Dodatek osadów ściekowych zawierających określoną pulę makro-, mikroelementów i innych pierwiastków śladowych skutkowało zwiększeniem ogólnej i niejednokrotnie przyswajalnej dla roślin puli tych pierwiastków w glebie, co zazwyczaj wpływało na ich zwiększone pobieranie przez wierzbę. Ich biosorpcja nie zawsze była proporcjonalna do wkładki osadów, czego przejawem są zazwyczaj największe wartości współczynników bioakumulacji dla mniejszych (10 i 20 cm) wkładek osadów. W przypadku Cu, prawdopodobnie większe ilości materii organicznej wprowadzonej z wkładkami 20 i 30 cm osadów, zdecydowanie zmniejszyły jej zawartość w pędach. W konsekwencji, obliczone średnie współczynniki BAF dla tego pierwiastka w pędach wierzby z obiektów bez stosowania osadów były największe i zmniejszały się wraz z miąższością wkładki. Podobne tendencje zaobserwowano w przypadku cynku. Podobnie Mleczek i in. [2018] zauważyli tendencję do zmniejszania się współczynników biokoncentracji niektórych pierwiastków w biomase wierzby (w tym Cu i Zn) w miarę wzrostu zanieczyszczenia gleby metalami śladowymi.

Analizując skład chemiczny biomasy ze względu na zawartość pierwiastków śladowych, należy zwrócić uwagę na interakcje pomiędzy pierwiastkami. Han i in. [2013], analizując wpływ kadmu i cynku na ich bioakumulację w organach wierzby zauważyli, że przy zawartości metali ciężkich w podłożu na poziomie $112 \text{ mg Cd} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $260 \text{ mg Zn} \cdot \text{kg}^{-1}$, zawartość Zn w pędach wierzby była mniejsza, a kadmu większa w porównaniu do biomasy wierzby rosnącej w obecności dodatku tylko jednego z tych metali. To sugeruje, że w warunkach dużego nadmiaru w glebie, kadm działa antagonistycznie na pobieranie cynku, ale cynk synergistycznie na pobieranie kadmu. Landberg i Greger [2002] zauważyli mniejsze pobieranie miedzi przez wierzbę w obecności innych metali, ale dotyczyło to głównie klonów o wysokich zdolnościach akumulacji Cu. Ponadto, w efekcie interakcji między metalami, stwierdzili ograniczenie translokacji cynku do części nadziemnych. Należy przypuszczać, że w przeprowadzonych badaniach podobne efekty także wpłynęły na zawartość obu metali w pędach wierzby, ponieważ, zwiększając dawkę osadów wzbogacano glebę równocześnie we wszystkie pierwiastki w nich obecne. Ponadto z uwagi na obecność w zastosowanych osadach także innych metali oraz możliwości ich chelatowania przez związki organiczne wprowadzone z osadami ściekowymi lub powstałymi w wyniku ich przemian w glebie, były one mniej jednoznaczne. Z upływem lat zmniejszała się także zawartość metali ciężkich w glebie, w tempie różnym dla różnych pierwiastków, co dodatkowo zwiększało złożoność wzajemnych wpływów i interakcji.

Niezależnie od tych interakcji obecność materii organicznej mogła zmniejszać toksyczność metali ciężkich, na co zwrócili uwagę Stanisławska-Głubiak i in. [2012] analizując wpływ dodatku torfu na wzrost i akumulację Cd i Pb w wierzbie. Han i in. [2013], badając współczynniki translokacji stwierdzili także, że zwiększona zawartość cynku w glebie ułatwia przemieszczanie kadmu do części nadziemnych, ale podwyższona zawartość kadmu w podłożu ogranicza transport cynku z korzeni do pędów wierzby. Autorzy podkreślają, że każdy gatunek wierzby (*Salix* spp.) wykazuje nieco inną reakcję na podwyższone stężenia Cd i Zn w glebie, a z uwagi na dużą zdolność do gromadzenia tych metali, szybką translokację do części nadziemnych i najmniejsze defekty fizjologiczne *Salix Caprea* najbardziej nadaje się do rekultywacji gleb zanieczyszczonych tymi pierwiastkami.

Przeprowadzone badania wykazały, że dodatek osadów ściekowych w każdej z zastosowanych ilości zwiększał średnią (bez względu na rodzaj klonu i cykl uprawy) bioakumulację mikroelementów i innych pierwiastków śladowych w pędach wierzby, najsilniej w przypadku zastosowania wkładki 20 cm. Zastosowanie tego wariantu użyźniania gleb osadami (wkładka 20 cm), było najbardziej efektywne w procesie dekontaminacji gleby z nadmiaru Mn, Zn, Ni i Co w efekcie ich bioakumulacji w pędach wierzby, czego dowodem były największe średnie współczynników oczyszczania gleb z metali ciężkich (DE), wprowadzonych do gleby z osadami ściekowymi, w porównaniu do wariantów z innymi wkładkami. Zdecydowanie najmniej efektywne, i to w odniesieniu do wszystkich badanych metali, było zastosowanie wkładki największej – 30 cm osadów ściekowych. Podobnie Labrecque i in. [1995] uzyskali największe wartości współczynników wydajności oczyszczania gleb z Cd, Cu, Hg i Zn w wyniku uprawy wierzby dla dawki osadów równoważnej 40 kg przyswajalnego azotu na hektar, a w miarę zwiększania dawek współczynniki na ogół zmniejszały się. Uzyskana przez nich wydajność oczyszczania dla kadmu wynosiła aż 20,4%·rok⁻¹ i była ponadsześciokrotnie większa od średniej stwierdzonej w prezentowanych badaniach. Może to być spowodowane zastosowaniem w przeprowadzonych badaniach znacznie większych ilości osadów ściekowych, które różnicowały proporcje między pierwiastkami oraz zmieniły właściwości gleby.

Właściwości gleby uległy w trakcie trwania doświadczenia znacznemu różnicowaniu przede wszystkim w warstwie z głębokości 25–50 cm (rys. 7–23), co było efektem wprowadzenia do gleby wkładek osadów ściekowych o określonej miąższości na tę głębokość. Obliczenia statystyczne wykazywały też często statystycznie istotne zmiany niektórych parametrów w porównaniu do stanu wyjściowego (tab. 86–87). Stwierdzono statystycznie istotnie mniejszą kwasowość wymienną gleby i mniejszą zawartość glinu wymiennego w każdej warstwie gleby z różnych głębokości profilu w porównaniu do gleby

przed rozpoczęciem doświadczenia (tab. 86). Dotyczyło to gleby użyźnianej osadami ściekowymi, ale także gleby bez dodatku osadów, co wskazuje na korzystny wpływ uprawy wierzby na zmniejszanie się jej kwasowości wymiennej i zawartości glinu wymiennego. W przypadku kwasowości hydrolytycznej, ten wpływ był podobny (z wyjątkiem powierzchniowej warstwy gleby z głębokości 0–25 cm), ale statystyczna istotność tego wpływu ograniczała się do warstw z głębokości 25–50 cm i 50–75 cm (tab. 86). Natomiast w warstwie powierzchniowej gleby bez dodatku osadów ściekowych stwierdzono istotnie większą kwasowość hydrolytyczną gleby po uprawie wierzby w porównaniu do stanu wyjściowego (tab. 86). Pomimo zauważalnego i na ogół korzystnego wpływu uprawy wierzby na glebie piaszczystej na obniżenie jej kwasowości i zawartości glinu wymiennego, odczyn gleby nie uległ większym zmianom, czego wyrazem jest brak statystycznie istotnych różnic (z wyjątkiem gleby z warstwy powierzchniowej, użyźnionej 20 cm wkładką osadów ściekowych) w porównaniu do stanu wyjściowego (tab. 86).

Tab. 86. Istotność różnic pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleby po uprawie wierzby i przed doświadczeniem na podstawie testu Dunnetta ($\alpha = 0,05$) / *Significance of differences between the physicochemical properties of the soil after willow cultivation and before the experiment based on Dunnett's test ($\alpha = 0.05$)*

Głębokość/ Depth [cm]	pH _{H2O}				Hw				Hh				Al _w				S				V				
	Miąższość osadu [cm] / <i>Sludge insert [cm]</i>																								
	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	
0–150	*				<	<	<	<					<	<	<	<					>		>	>	>
0–25			<		<	<	<	<	>				<	<	<	<	>	>	>	>			>		
25–50					<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<					>	>	>	>	
50–75					<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	>	>	>	>	>	>	>	>	
75–100					<	<	<	<					<	<	<	<					>	>	>	>	
>100					<	<	<	<					<	<	<	<					>		>		

< – średnia istotnie mniejsza w porównaniu do gleby przed doświadczeniem / *mean significantly smaller compared to the soil before the experiment*

> – średnia istotnie większa w porównaniu do gleby przed doświadczeniem / *average significantly higher compared to the soil before the experiment*

* – pusta komórka oznacza brak statystycznie istotnych różnic / *empty field means no statistically significant differences*

Stwierdzono tendencję do zmniejszania się wartości pH w płyciej położonych warstwach profilu glebowego (do głębokości 50 cm), niezależnie od miąższości zastosowanej wkładki osadów ściekowych. W warstwach głębiej położonych zastosowanie wkładek 20 i 30 cm osadów wpłynęło na tendencję do nieznacznego zwiększania się wartości pH.

Analizując wpływ osadów ściekowych, można zaobserwować zazwyczaj wyraźne i statystycznie istotne zmniejszanie się kwasowości wymiennej gleby z poszczególnych głębokości w miarę upływu lat (rys. 9), przy równoczesnym braku większego zróżnicowania kwasowości hydrolitycznej (rys. 10). Z kolei pH gleby obniżało się wyraźnie dopiero w trzecim roku badań, przy czym było ono bardzo zróżnicowane w zależności od wkładki osadu (rys. 8). Wkładki 20 i 30 cm korzystnie wpływały na pH w warstwach podpowierzchniowych, a wkładka 10 cm w powierzchniowej warstwie gleby z głębokości 0–25 cm.

Dane literaturowe nie są jednoznaczne, jeśli chodzi o wpływ zastosowania osadów ściekowych do użytkowania gleby, na kształtowanie się odczynu i kwasowości gleb. Często spotyka się informacje o obniżaniu się pH gleb pod wpływem zastosowania osadów ściekowych [Veeresh i in. 2003, Antolín i in. 2005, Antonkiewicz 2008, Samaras i in. 2008, Czekala i in. 2010, Gondek 2010, Tsadilas i in. 2018]. Baran i in. [2009] zaobserwowali obniżanie się pH osadu ściekowego w trakcie jego kompostowania, przy czym po 15 miesiącach kompostowania pH_{H₂O} zmniejszyło się z 6,5 do 5,8. Ten efekt nie był tak widoczny, jeśli kompostowano osady z dodatkiem odpadów komunalnych.

Liczne są także prace, w których stwierdzono korzystny wpływ zastosowania osadów ściekowych lub kompostów z ich udziałem na poprawę odczynu gleby i wzrost wartości pH [Baran i in. 1996, Kusza 2006, Iżewska 2007, Górska i Stępień 2008, Bourioug i in. 2018, Gondek i in. 2018]. Zmiany odczynu gleby są najczęściej wynikiem wprowadzania z osadami ściekowymi węgla wapnia (głównie w efekcie ich higienizacji) oraz uwalniania związków o charakterze kwasowym w trakcie ich przemian w glebie [Singh i Agrawal 2008]. Greinert i in. 2009 stwierdzili wzrost pH gleby nawożonej osadami ściekowymi higienizowanymi wapnem zależnie od dawki (przy tendencji wzrostowej) w porównaniu do gleby kontrolnej, natomiast w miarę upływu czasu wartości pH tych gleb obniżały się. Autorzy ci podkreślają znaczną niestabilność tego parametru, co może mieć niekorzystny wpływ na właściwości mikrobiologiczne gleby. Baran i in. [1996], stosując w doświadczeniu wazonowym zróżnicowane i dochodzące nawet do 40% masy gleby, dawki osadów ściekowych przy uprawie kukurydzy i jęczmienia jarego, zauważyli po ich zastosowaniu znaczny wzrost wartości pH gleby, który znacząco obniżył się po 2 latach badań. Podkreślili, że obniżenie wartości pH w glebie kontrolnej (bez osadów) było jeszcze większe. Jasiewicz i in. [2007] nie stwierdzili istotnych zmian pH gleby

w warunkach użyźniania osadami ściekowymi, ale stosowane przez nich dawki osadów ($10 \text{ Mg s.m.} \cdot \text{ha}^{-1}$) były stosunkowo niewielkie.

Przeprowadzone badania własne także ujawniły tendencję do obniżania się wartości pH gleby w miarę upływu lat, szczególnie przy zastosowaniu wkładki 10 cm osadów ściekowych (tab. 45, rys. 7). Obniżenie pH gleby na ogół wpływa na wzrost rozpuszczalności i pobierania metalicznych pierwiastków śladowych [Dimitriou i in. 2006, Wisłocka i in. 2006, Siwek 2008, Kaniuczak i in. 2009a, Kabata-Pendias 2011], ale przeprowadzone badania jedynie w przypadku Zn i Ni wykazały statystycznie istotne współczynniki korelacji pomiędzy zawartością tych pierwiastków w biomasie wierzby i wartością pH gleby, przy czym w przypadku cynku była to korelacja ujemna (tab. 80).

Zmniejszenie wartości $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, może być skutkiem zwiększenia stężenia jonów wodorowych w glebie. W przeprowadzonych badaniach potwierdza to zaobserwowana tendencja do zwiększania kwasowości hydrolitycznej wraz z upływającym czasem (tab. 47), szczególnie w warstwach gleby z głębokości 75–100 cm (rys. 9). Jednak, co istotne i korzystne z punktu widzenia właściwości gleby, kwasowość wymienna gleby z czasem istotnie zmniejszała się (tab. 46, rys. 8), co było też związane z tendencją do malejącej zawartości glinu wymiennego w glebie (tab. 48, rys. 10). Wyniki doświadczenia wazonowego z glebą piaszczystą, z różnymi dodatkami osadów ściekowych, przeprowadzonego przez Stańczyk-Mazanek i in. [2013] również wykazały zwiększenie kwasowości hydrolitycznej gleby w okresie 3 lat badań. Badania polowe przeprowadzone przez Jasiewicz i in. [2007] na glebie wytworzonej z utworu pyłowego, nawożonej osadami ściekowymi, także wskazywały po 5-letnim okresie na większą kwasowość hydrolityczną w porównaniu do gleby bez osadów. Natomiast Kalembasa i in. [2009] stwierdzili zmniejszenie kwasowości hydrolitycznej i zwiększenie wartości pH gleby pyłowej z dodatkiem osadów ściekowych w porównaniu z glebą kontrolną bez osadów. Korzystniejszy wpływ dodatku osadów ściekowych, w porównaniu do nawożenia solami mineralnymi i obornikiem, na kształtowanie odczynu gleby i obniżenie jej kwasowości stwierdzili Gondek i Filipek-Mazur [2004]. Podobnych spostrzeżeń dokonali Paluch i in. [2006], analizując wpływ osadu ściekowego na skład chemiczny gleb i roztworu glebowego w różnych poziomach profilu glebowego.

Podwyższenie wartości pH gleby oraz zmniejszenie jej kwasowości i zawartości glinu wymiennego w porównaniu do wymienionych parametrów gleby wyjściowej, zaobserwowane w prezentowanych badaniach, mogło być spowodowane dodatkiem osadów ściekowych o wysokim pH i znaczącej zawartości kationów zasadowych. Natomiast stopniowy wzrost zakwaszenia w miarę upływu lat może wynikać z wymywania lub pobierania przez uprawiane rośliny składników zasadowych, ale może być także skutkiem przemian glebowej

materii organicznej. Intensyfikacja procesów mikrobiologicznych obserwowana w glebach użyźnianych substancjami zawierającymi duże ilości materii organicznej [Marschner i in. 2003, Antolín i in. 2005, Furczak i Joniec 2007, Augustynowicz i in. 2010, Lloret i in. 2016] powoduje zwiększenie mineralizacji materii organicznej i wydzielania dwutlenku węgla (bezwodnik kwasowy), chociaż substancje toksyczne zawarte w osadach mogą zakłócać niektóre procesy [Charlton i in. 2016]. Także przemiany związków azotu i ich utlenianie mogą prowadzić do zakwaszenia gleby [Filipek 2004, Sapek 2010]. Przebiegające procesy humifikacji związane są z uwalnianiem kwasów organicznych, co zauważyli Gondek i Mierzwa [2004], podkreślając jednocześnie przewagę ilościową kwasów fulwowych o bardziej kwaśnym charakterze, od kwasów huminowych. Warto zaznaczyć, że związki stosunkowo słabych kwasów (w tym humusowych lub zawartych w osadach ściekowych) i ich sole tworzą układy buforujące stężenie jonów wodorowych, stąd ich oddziaływanie na odczyn gleby może być także zależne od wyjściowego pH gleby – gleby o niskiej wartości pH będą wykazywały w obecności takiego bufora wzrost wartości pH, a gleby o pH wysokim mogą ulegać zakwaszeniu. Wyniki badań wskazują, że obniżenie pH gleby po posadzeniu roślin może wynikać z uwalniania niskocząsteczkowych kwasów przez ich system korzeniowy [Wenzel 2009, Almås i in. 2014, Grobelak i in. 2017]. Rośliny, pobierając składniki pokarmowe wydzielają do ryzosfery znaczne ilości metabolitów, co wpływa na rozpuszczalność wielu związków i ograniczenie toksyczności niektórych metali [Chen i in. 2017]. Almås i in. [2014] zwracają też uwagę na możliwość powstawania trwałych w szerokim zakresie pH, rozpuszczalnych związków kompleksowych kwasów fulwowych z jonami glinu. Obserwowane w prezentowanych badaniach zmniejszenie stężenia jonów Al^{3+} w glebach po uprawie wierzby, może być także konsekwencją wzrostu stężenia jonów fosforanowych, wskutek zastosowania osadów bogatych w związki fosforu, na co wskazują Kuzovkina i in. [2018].

W każdej z analizowanych warstw glebowych zaobserwowano zwiększanie się ilości kationów o charakterze zasadowym w miarę zwiększania miąższości wkładki osadu (rys. 11). Natomiast w miarę upływu czasu ich ilość zmniejszała się w warstwach 25–50 cm (strefa, do której wprowadzono osad) i 50–75 cm, a istotnie wzrastała na głębokości poniżej 100 cm (rys. 11). Ten efekt, związany z uwalnianiem się metali w trakcie rozkładu materii organicznej z osadu ściekowego i ich wymywaniem w głąb profilu, mógł wpłynąć na zobojętnienie najbardziej kwasowych związków i zmniejszenie kwasowości wymiennej gleby. Na korzyść tej hipotezy świadczy malejący z czasem (choć statystycznie nieistotny) udział kationów zasadowych w warstwach 25–50 cm i 50–75 cm, natomiast rosnący w warstwach z głębokości poniżej 100 cm

(rys. 12). O korzystnym wpływie osadów ściekowych, stosowanych do użytkowania gleb, na zwiększenie ilości kationów zasadowych lub ich udziału w kompleksie sorpcyjnym gleby, donoszą prace wielu autorów [Baran i in. 1996, Antolín i in. 2005, Paluch i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Antonkiewicz 2008, Kalembasa i in. 2009]. Przeprowadzone badania są zgodne z tymi doniesieniami, a świadczą o tym także istotnie większe średnie ilości sumy kationów zasadowych i stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi gleb po uprawie wierzby, z zastosowanymi wkładkami osadów ściekowych, w porównaniu do ich stanu przed rozpoczęciem doświadczenia (tab. 86). Niektóre badania wskazują na odmienny wpływ nawożenia osadami ściekowymi na kształtowanie się wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby kationami o charakterze zasadowym [Jasiewicz i in. 2007].

Przeprowadzone doświadczenie i wykonane analizy potwierdziły także (tab. 51, rys. 13), sygnalizowany przez wielu autorów, korzystny wpływ dodatku osadów ściekowych do gleby na zawartość w niej węgla organicznego [Flis-Bujak i in. 1986, Baran i in. 1996, Gondek i Filipek-Mazur 2005, Paluch i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Baran i in. 2008a, Samaras i in. 2008, Kalembasa i in. 2009, Gondek i Mierzwa 2014, Urbaniak i in. 2017]. Co ważne ten wpływ nie ograniczał się do strefy gleby, do której wprowadzono osady ściekowe czy warstw sąsiednich, ale ujawniał się we wszystkich warstwach gleby z różnych głębokości, a szczególnie poniżej 50 cm (rys. 13). Kalembasa i in. [2009] stwierdzili, że wprowadzenie osadów do poziomu próchnicznego gleby płowej opadowo-glejowej, spowodowało w niej wzrost ilości węgla organicznego, a największe zmiany nastąpiły w poziomach powierzchniowych. Samaras i in. [2008] dostrzegli także zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie poniżej głębokości, na którą wprowadzono osady, tym większe, im wyższe dawki zastosowano. Podobnie Paluch i in. [2006] zauważyli wyraźny wzrost ilości węgla organicznego w różnych warstwach gleby (nawet poniżej 50 cm), po wprowadzeniu do niej dawki $150 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ s.m. osadu ściekowego. Ponadto, badając skład chemiczny roztworu glebowego uzyskali zawartości do $47,3 \text{ g N-NO}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ i zwrócili uwagę na możliwość wymywania azotanów do wód gruntowych. Jednak stwierdzili także, że po zastosowaniu osadów stężenie azotu amonowego i azotu Kjeldahla w roztworach glebowych zmalało.

Na ogół badacze zauważają większy wzrost zawartości węgla organicznego przy większych dawkach osadów ściekowych [Flis-Bujak i in. 1986, Baran i in. 1996, Samaras i in. 2008, Urbaniak i in. 2017]. Urbaniak i in. [2017] zauważyli, że nie jest to regułą i w przypadku osadów z dużych oczyszczalni (w ich badaniach osad z Aleksandrowa Łódzkiego) po 20 tygodniach ujawniało się zmniejszenie zawartości węgla organicznego i substancji humusowych w glebie, poniżej zawartości w glebie kontrolnej, a było ono tym większe, im

większą dawkę osadów zastosowano. Podobnie Wojcieszczuk i in. [2012], pomimo znacznego zróżnicowania zawartości węgla organicznego, nie stwierdzili jednoznacznego wpływu wielkości dawki osadów ściekowych z miasta Deir Ez Zor w Syrii (140 tys. mieszkańców) na jego zawartość zarówno w glebie lekkiej, jak i ciężkiej. Także prezentowane badania własne nie potwierdziły tej zależności – najkorzystniejszy wpływ uzyskano przy zastosowaniu najmniejszej, 10 cm wkładki osadów ściekowych, tymczasem większe ilości zmniejszały zawartość Corg (tab. 51, rys. 13).

Urbaniak i in. [2017] stwierdzili też, że uprawa wierzby wpływała na niewielkie obniżenie zawartości węgla organicznego w porównaniu z glebami nieobsadzonymi tą rośliną. Równocześnie w glebach użyźnianych osadami ściekowymi, wykazali korzystny (szczególnie w początkowym okresie) wpływ uprawy wierzby na kształtowanie się liczebności bakterii glebowych. Podobnie w badaniach własnych wykazano tendencję do większej akumulacji węgla organicznego w glebach po uprawie wierzby (zarówno na glebach użyźnianych osadami, jak i bez dodatku osadów) w porównaniu do gleby przed rozpoczęciem badań (test Dunnetta nie potwierdził istotności różnic). Zaobserwowano korzystny wpływ upływu czasu na zwiększenie zawartości Corg. w glebie całego profilu (tab. 51), jak i rozpatrywanych warstw z różnych głębokości (rys. 13), co może być także związane ze wzrostem liczebności mikroorganizmów glebowych.

Zwiększenie zawartości przyswajalnych form P, K i Mg w glebach, pod wpływem użyźniania ich osadami ściekowymi był potwierdzany w badaniach wielu autorów [Baran i in. 2006, Jasiewicz i in. 2007, Samaras i in. 2008, Kalembsa i in. 2009, Ahmed i in. 2010, Kulhánek i in. 2014, Grobelak i in. 2017, Bourioug i in. 2018]. Czekała i in. [2010] na ogół nie stwierdzali istotnego statystycznie wpływu dodatku osadów ściekowych do gleby płowej na zawartość przyswajalnego fosforu i magnezu. Wprowadzenie do gleby osadów ściekowych w formie wkładek agromeliacyjnych spowodowało w badanej glebie, wytworzonej z piasku, zwiększenie ilości przyswajalnych form fosforu, magnezu (największe w warstwie z głębokości 25–50 cm). Zawartość przyswajalnego potasu zwiększyła się w znacznie mniejszym stopniu, z uwagi na stosunkowo niewielką jego zawartość w osadach ściekowych. Jednakże statystyczną istotność różnic wykazano testem Dunnetta jedynie w przypadku P i Mg (tab. 87).

Analizując zawartość przyswajalnego potasu stwierdzono nawet, w najgłębiej położonej warstwie, istotne zmniejszenie jego zawartości. Podobnie Jakubus i in. [2018] w warunkach doświadczenia wazonowego stwierdzili w glebie lekkiej i średniej statystycznie istotnie zmniejszenie ilości potasu przyswajalnego po zastosowaniu kompostu z osadów ściekowych. Uprawa wierzby, niezależnie od głębokości warstwy w profilu, cyklu uprawy czy miąższości wkładki osadu nie wpłynęła istotnie (test Tukey'a przy $\alpha = 0,05$) na kształtowanie się zawartości

potasu przyswajalnego, chociaż ujawniła się tendencja rosnąca w miarę zwiększania miąższości wkładki osadu i malejąca w stosunku do kolejnych lat badań (tab. 53, rys. 15). Zmniejszanie się zawartości K może być wynikiem zarówno zwiększonego pobrania tego pierwiastka przez uprawiane rośliny, co sygnalizują Kulhánek i in. [2014], jak również wymywania [Paluch i in. 2006]. W środkowej części profilu ta zależność dotyczyła też przyswajalnego fosforu i magnezu. Natomiast wpływ czasu miał dodatni i statystycznie istotny wpływ na kształtowanie się zawartości przyswajalnych form P i Mg w najgłębszych warstwach profilu glebowych (rys. 14, rys. 16), co mogło wynikać z wymywania tych składników z warstw przypowierzchniowych.

Tab. 87. Istotność różnic pomiędzy zawartością przyswajalnych form P, K, Mg oraz ogólnych form pierwiastków śladowych w glebie po uprawie wierzby w porównaniu do stanu przed rozpoczęciem doświadczenia na podstawie testu Dunnetta ($\alpha = 0,05$) / *Significance of differences between the content of available forms P, K, Mg and total forms of trace elements in soil after willow cultivation compared to the state before the experiment based on Dunnett's test ($\alpha = 0.05$)*

Głębokość/ Depth [cm]	P _{av}				K _{av}				Mg _{av}				Fe				Co				Cd**											
	Miąższość osadu [cm] / Sludge insert [cm]																															
	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30	0	10	20	30								
0–150	*	>	>	>									>	>							<	<	<	<					>			
0–25			>	>											>														>	>	>	>
25–50		>	>	>											>	>	>	>	>	>												>
50–75		>	>										>																>			
75–100			>																													
>100			>		<	<	<	<									<	<	<	<	<	<	<	<								

< – średnia istotnie mniejsza w porównaniu do gleby przed założeniem doświadczenia / *mean significantly smaller compared to the soil before the experiment*

> – średnia istotnie większa w porównaniu do gleby przed założeniem doświadczenia / *average significantly higher compared to the soil before the experiment*

* – pusta komórka oznacza brak statystycznie istotnych różnic / *empty field means no statistically significant differences*

** – w przypadku Zn, Cu i Ni nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic, w przypadku Mn stwierdzono istotnie mniejszą zawartość tego metalu w glebie z warstwy <100 cm w glebie kontrolnej i użyźnianej 10 cm wkładką osadów ściekowych / *in the case of Zn, Cu and Ni no statistically significant differences were found, in the case of Mn, a significantly lower content of this metal in the soil was found from the layer <100 cm in the control soil and soil fertilized with a 10 cm sludge insert*

Z uwagi na znaczną niekiedy zawartość metali śladowych w osadach ściekowych, istnieje zagrożenie zanieczyszczenia środowiska glebowego i pogorszenia jakości uzyskiwanych plonów w wyniku zastosowania ich do użyźniania gleb. Stąd bardzo istotna jest kontrola ich ilości w glebach użyźnianych tymi odpadami [Gworek i Giercuskiewicz-Bajtlik 2004, Rutkowska i in. 2004, Jasiewicz i in. 2007, Singh i Agrawal 2008, Greinert i in. 2009, Ahmed i in. 2010, Inglezakis i in. 2011, Dyrektywa 86/278, Dz.U. 2015, poz. 257, Marron 2015]. Wiele publikacji donosi o zwiększeniu zawartości pierwiastków śladowych w glebach po zastosowaniu osadów ściekowych [Planquart i in. 1999, Morera i in. 2001, Sastre in. 2001, Szulc i Rutkowska 2002, Singh i Agrawal 2007, Baran i in. 2008c, Antonkiewicz 2008, Singh i Agrawal 2008, Greinert i in. 2009, Jasiewicz i Baran 2009, Kalembasa i Pakuła 2009, Wysokiński i Kalembasa 2010, Antonkiewicz i Pełka 2014, Bouriou i in. 2018]. Osady ściekowe wprowadzone do gleby zwiększają zawartość metali ciężkich przede wszystkim we frakcjach: wymiennej, węglanowej, ulegającej redukcji i ulegającej utlenieniu, zwłaszcza w warstwach powierzchniowych [Morera i in. 2001, Kalembasa i Pakuła 2009].

Trzeba zaznaczyć, że niekiedy obserwowano zmniejszenie zawartości w glebie niektórych metali śladowych w porównaniu do gleb bez dodatku osadu – dla przykładu Antonkiewicz i Pełka [2014] notowali obniżenie zawartości Pb i Ni w glebie po zastosowaniu mieszanin popiołowo-osadowych, a w badaniach Wojcieszczuk i in. [2012] zmiany były niewielkie i niejednoznacznie związane z zastosowaną dawką osadów. Jasiewicz i Baran [2009] stwierdziły po 3 latach doświadczenia wazonowego z glebą piaszczystą użyznaną osadami ściekowymi, w warunkach uprawy roślin trawiastych, zmniejszenie ogólnej zawartości Ni, Mn i Fe w porównaniu z glebą przed założeniem doświadczenia (odpowiednio o 16, 22 i 8%) oraz zwiększenie ogólnej zawartości Zn (o 2%) i Cu (o 43%). Jednocześnie wzrosła zawartość form przyswajalnych wszystkich wymienionych metali. Wojcieszczuk i in. [2012] też zwrócili uwagę na zmiany rozpuszczalności związków metali w wyniku zastosowania osadów, co może mieć znaczenie w ocenie ryzyka środowiskowego. Greinert i in. [2009] zwracają uwagę na wzrost rozpuszczalności szczególnie Cu, Fe i Zn, w mniejszym stopniu Cd i Pb, po dodaniu do gleby osadów ściekowych. Natomiast Antonkiewicz [2008] stwierdził, że zastosowane doglebowo osady ściekowe ograniczyły mobilność metali ciężkich, a tym samym ich dostępność dla roślin.

Na podstawie dokonanego przeglądu badań dotyczących skutków środowiskowych stosowania m.in. osadów ściekowych do użyźniania gleb, Marron [2015] zauważył, że najczęściej obserwowano akumulację takich metali w glebach, jak cynk i miedź. Poza tym badacze, pomimo zauważalnego wzrostu stężeń niektórych pierwiastków śladowych, na ogół nie obserwowali prze-

kroczeń dopuszczalnych zawartości tych pierwiastków w glebach, nawet po zastosowaniu stosunkowo dużych ilości osadów (do $625 \text{ Mg s.m} \cdot \text{ha}^{-1}$) [Marron 2015]. Częściowo mogło to być związane z uprawianymi roślinami (szczególnie w przypadku wierzby, topoli czy eukaliptusa), które efektywnie ekstrahowały z gleby najbardziej rozpuszczalne formy tych pierwiastków. Wiśniewska i Kalembasa [2011] zaobserwowali w doświadczeniu wazonowym z zastosowaniem osadów ściekowych, zwiększenie zawartości w glebie Zn, ale obniżenie Cu i Cr, co także tłumaczyli znacznym pobraniem tych metali przez uprawianą życicę wielokwiatową.

Także wyniki przeprowadzonych badań, z zastosowaniem wkładek osadów ściekowych o miąższości 10, 20 i 30 cm (równoważnych dawkom 83, 166 i $250 \text{ Mg s.m} \cdot \text{ha}^{-1}$), nie wykazały w glebach po zbiorze pędów wierzby przekroczenia dopuszczalnych zawartości metali ciężkich według Rozporządzenia Ministra Środowiska z 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi [Dz.U. 2016 poz. 1395]. Należy podkreślić, że w dużej mierze jest to efektem techniki nawożenia: zastosowania wkładek wprowadzanych na głębokość poniżej 25 cm. W warstwie 25–50 cm stwierdzano bowiem po uprawie wierzby w cyklu jednorocznym ilości Cu (w 3,3% próbek glebowych) i Zn (1,7% próbek), które odniesione do wartości granicznych dla warstwy 0–25 cm, kwalifikowałyby badane gleby do kategorii gleb zanieczyszczonych tymi metalami. Gdyby zastosować kryteria IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993] do tej warstwy, to okazałoby się, że gleba osiągnęła IV stopień zanieczyszczenia względem Cu i III względem Zn. W glebach po uprawie wierzby w cyklu dwu- i trzyletnim zawartości tych metali były znacznie niższe. Warto podkreślić, że stosując kryteria IUNG [Kabata-Pendias i in. 1993], zgodnie z założeniami autorów, jedynie do gleby z warstwy powierzchniowej, to w całym okresie doświadczenia badane gleby należałoby zakwalifikować do kategorii 0 stopnia zanieczyszczenia (z wyjątkiem stopnia I dla gleby użyźnianej 10 cm wkładką osadów ściekowych, po zbiorze wierzby uprawianej w cyklu trzyletnim). Tak więc doglebowe zastosowanie osadów ściekowych na głębokość poniżej 25 cm, wydaje się z punktu widzenia obowiązujących norm jakości gleby (pomijając inne aspekty) rozwiązaniem względnie bezpiecznym, nawet z zastosowaniem dużych dawek (w pracy zastosowano dawki już nieakceptowane według aktualnie obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. 2015 poz. 257]), o stosunkowo wysokiej zawartości toksycznych metali ciężkich.

W prezentowanych badaniach, w glebach użyźnianych osadami ściekowymi po uprawie wierzby energetycznej, w porównaniu do gleby przed wprowadzeniem osadów, stwierdzono większe średnie zawartości Zn, Cu, Cd, a po zastosowaniu wkładek o miąższości osadów ściekowych 20 i 30 cm, także Fe

i Mn (tab. 87). Natomiast średnie zawartości Ni i Co były zazwyczaj mniejsze. Test Dunnetta wykazał jednakże statystyczną istotność różnic jedynie w przypadku Fe, Mn, Co i Cd dla niektórych warstw gleby (tab. 87). Sama uprawa wierzby (bez zastosowania osadów) wpłynęła na statystycznie istotny wzrost zawartości Fe i Cd w powierzchniowej warstwie gleby (tab. 87), co mogło być związane z migracją tych pierwiastków z roztworem glebowym lub ich akumulacją w wyniku opadania na powierzchnię gleby liści zawierających związki tych metali pobranych z głębszych warstw gleby. Natomiast w warstwie najgłębszej (poniżej 100 cm) zaobserwowano wyraźne zubożenie gleby w większość badanych pierwiastków śladowych w porównaniu do stanu przed założeniem doświadczenia, a w przypadku Fe, Mn i Co ten efekt był statystycznie istotny (tab. 87). Może to wskazywać na tendencję do wymywania tych pierwiastków, być może wspomaganego tworzeniem łatwo rozpuszczalnych, kompleksowych związków z substancjami pochodzącymi z osadów lub produktów przemian materii organicznej w glebie. W dodatku analiza zmian zawartości Ni i Co wykazała statystycznie istotne zmniejszanie się zawartości Ni i Co w każdej warstwie (rys. 21 i 22) i całym profilu (tab. 59, 60) w miarę upływu czasu. Takie same tendencje (przy czym niekiedy zmiany były statystycznie istotne) stwierdzono dla Zn i Cu (rys. 19, 20; tab. 57, 58). W przypadku Fe, Mn i Cd zmiany były statystycznie nieistotne. Także wpływ dawek osadów ściekowych (zastosowanych w postaci wkładek, o zróżnicowanej miąższości), na zawartość badanych pierwiastków śladowych w glebie, był statystycznie nieistotny (z wyjątkiem kobaltu), pomimo zauważalnego zróżnicowania średnich (tab. 55–61, rys. 17–23).

Wyniki badań związanych z tymi zależnościami, prezentowane w dostępnej literaturze, dotyczą najczęściej przypowierzchniowych warstw gleby i nie są jednoznaczne, na co wskazują także rezultaty pracy przeglądowej Marrona [2015]. Duże sezonowe zmiany zawartości metali ciężkich obserwowali w glebach nawożonych osadami ściekowymi spod gospodarczych plantacji wierzby energetycznej Kostecki i Myszograj [2007]. Podkreślili, że są one ściśle związane ze zmianami pH gleb i ich wilgotnością, co z kolei wpływa na aktywność mikrobiologiczną i dostępność dla roślin makro- i mikroelementów. Steinbrich i Turski [1986] zwrócili uwagę na rolę różnych związków próchnicznych w kształtowaniu mobilności metali w glebie i ich zupełnie różny niekiedy wpływ, w zależności od typu i właściwości gleby. Dla przykładu, w wyniku przeprowadzonych badań zauważyli, że wprowadzenie osadów ściekowych do gleby, zawierającej próchnicę charakterystyczną dla czarnoziemów, spowoduje zatrzymanie znacznych ilości cynku w poziomie próchnicznym, a w głąb profilu przemieszczane będą tylko jego kompleksowe związki tworzące się z substancji zawartych w osadach ściekowych. Natomiast w glebach bielicoziemnych cynk

wprowadzany z osadami ściekowymi będzie intensywnie wymywany w postaci kompleksów pochodzących zarówno z próchnicy glebowej, jak i osadów ściekowych. Gondek i Filipek-Mazur [2005], badając wpływ zastosowanych dodatków organicznych do gleby o uziarnieniu piasku gliniastego, zauważyli w czasie 3-letnich badań wzrost ilości w glebie mobilnych form Cd, Pb, Zn, ale braku istotnego wpływu tych dodatków na ilość mobilnych form Cu. W efekcie badań lizymetrycznych nad wymywaniem metali z osadów ściekowych, Ahlberg i in. [2006] uszeregowali je, pod względem udziału ilości metalu ługowanego w stosunku do pierwotnej jego zawartości w osadzie, w następującej kolejności: $\text{Na} > \text{Ca} = \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Sr} > \text{Zn} > \text{K} > \text{Li} = \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Co} > \text{Rb} > \text{Ag} > \text{Cr} > \text{Ba} = \text{Cu} > \text{Ga} > \text{Al} = \text{Pb} = \text{Fe}$, przy czym szereg bezwzględnych stężeń w przesączach kształtował się następująco: $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Fe} = \text{Sr} > \text{Al} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Ba} > \text{Rb} = \text{Li} > \text{Co} > \text{Cr} > \text{Cd} = \text{Ag} = \text{Ga} > \text{Pb}$. Poza tym nie stwierdzili prostych zależności pomiędzy pH opadów i ich wielkością oraz temperaturą a stężeniami tych metali w odciekach.

Bourioug i in. [2018] w wyniku 10-letniego doświadczenia z zastosowaniem osadów ściekowych do nawożenia gleby pod uprawę *Larix decidua*, stwierdzili istotne zwiększenie ogólnej zawartości Zn, Cu i Cd w poziomie powierzchniowym gleby płowej i brak istotnego wpływu zastosowanych osadów na zawartość tych pierwiastków (i Mn) w poziomach podpowierzchniowych. Jasiewicz i Baran [2009] po zakończeniu 3-letniego doświadczenia wazonowego nie uzyskały statystycznie istotnego wpływu zastosowanych komunalnych osadów ściekowych na zawartość ogólnych i przyswajalnych form Cu, Zn i Ni w glebie piaszczystej (w porównaniu z glebą kontrolną), natomiast większa dawka osadu spowodowała statystycznie istotne obniżenie zawartości Mn ogólnego, ale zwiększenie ilości Mn przyswajalnego. W wyniku 8-letniego doświadczenia polowego z corocznym wprowadzaniem do gleby osadów ściekowych w dawkach $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, Sastre i in. [2001] stwierdzili w powierzchniowej warstwie gleby 9-krotny wzrost całkowitej zawartości Cd i 2-krotny Ni, a w warstwie podpowierzchniowej (30–60 cm) tylko około 5-krotny dla Cd i 3-krotny dla Ni w porównaniu do gleby bez osadów. Dwukrotnie większe dawki osadów ściekowych ($100 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) nie zwiększyły już ogólnej zawartości kadmu w obu warstwach gleby i Ni w warstwie podpowierzchniowej. Co ważne, w tym doświadczeniu dodatek do gleby osadów ściekowych na ogół zmniejszał zawartość w niej rozpuszczalnych form obu pierwiastków. Morera i in. [2001], stosując duże dawki osadów ściekowych (do $320 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) na trzech typach różnie użytkowanych gleb, zaobserwowali statystycznie istotne zwiększenie całkowitej zawartości Cu, Pb i Zn w glebie w porównaniu z glebą bez osadów (na ogół adekwatnie do dawki osadu), natomiast brak istotnego wpływu w przypadku Cd i Ni. Baran i in. [2009], w wyniku 4-letniego doświadczenia

polowego ze zmianowaniem roślin uprawianych na glebie piaszczystej, z zastosowaniem dawek osadów ściekowych dochodzących do $600 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ stwierdzili, że w porównaniu do gleby kontrolnej zawartość całkowita Cd zwiększała się w glebach użyźnianych proporcjonalnie do dawki osadu. Wiśniewska i Kalembsa [2011] w doświadczeniu wazonowym na glebie piaszczystej, płowej, z różnymi dodatkami osadów ściekowych (do 30% świeżej masy w stosunku do gleby) stwierdzili, że zawartość Zn wskazuje na zwiększanie się w okresie 3 lat kumulacji tego metalu w glebie, lecz zawartość Cu i Cr wskazuje na zmniejszanie się ich ilości, wraz ze wzrostem udziału osadu ściekowego. Planquart i in. [1999], stosując mniejsze ilości osadów ściekowych (do $30 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) stwierdzili niewielkie zwiększenie zawartości Cu, Pb i Zn w glebie.

Nawet duże dawki osadów ściekowych w formie wkładek agromelioracyjnych, umieszczonych na głębokości 25 cm, jakie zastosowano w prezentowanych badaniach do użyźnienia odłogowanej gleby piaszczystej, nie spowodowały przekroczenia obowiązujących w Polsce norm zawartości metali ciężkich. Stwierdzano jednak wyraźne oznaki ich zanieczyszczenia cynkiem i miedzią. Zastosowane osady w warunkach uprawy wierzby energetycznej miały wpływ na zawartość pierwiastków śladowych w glebach po zbiorze pędów wierzby energetycznej, ale zwykle był on w profilu skupiony w rejonie strefy depozycji osadów i na ogół nie sięgał głębszych warstw. Wyjątkami były przede wszystkim Ni i Co, których zawartość w warstwach gleby z różnych głębokości, jak i w glebie z całego profilu (0–150 cm) statystycznie istotnie zmniejszały się w miarę upływu czasu, co może wskazywać na możliwość zagrożenia zanieczyszczeniem wód gruntowych.

5. WNIOSKI

1. Średni plon pędów wierzby energetycznej uprawianej na glebie lekkiej, o składzie granulometrycznym piasku gliniastego, agromeliorowanej osadami ściekowymi wynosił $13,7 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ s. m.}$ i w istotny sposób zależał od:
 - miąższości zastosowanej wkładki osadów – największe plony uzyskano po zastosowaniu wkładki o miąższości 20 cm;
 - rodzaju klonu – klony polskie (RF-3 i RF-5) dawały wyższe plony niż klon szwedzki (1051);
 - cyklu uprawy – plon zwiększał się w miarę wydłużania cyklu uprawy.
2. Średnia zawartość badanych pierwiastków śladowych w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej układała się w następującej kolejności: $\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Co}$. W porównaniu do kory średnie zawartości pierwiastków śladowych w drewnie były najczęściej mniejsze: Fe prawie 6-krotnie; Mn, Zn, Co i Cd około 2-krotnie. Ponadto stwierdzono, że:
 - miąższość zastosowanej wkładki osadu najczęściej nie wpływała na istotne zróżnicowanie zawartości pierwiastków śladowych w korze i drewnie pędów wierzby energetycznej;
 - zazwyczaj nie występowało statystycznie istotne zróżnicowanie średnich zawartości badanych pierwiastków, zarówno w korze, jak i drewnie pędów wierzby w zależności od rodzaju klonu;
 - długość cyklu uprawy istotnie różnicowała zawartość badanych pierwiastków w korze i drewnie pędów (z wyjątkiem Cu i Co), przy czym średnia zawartość Mn i Ni była największa w pędach jednorocznych; Fe, Cu, Co i Cd (tylko w drewnie) w pędach dwuletnich; Zn i Cd (w korze) w pędach trzyletnich.
3. Bioakumulację badanych pierwiastków śladowych w plonie pędów wierzby można było uszeregować w następującej kolejności: $\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Co}$. Zaobserwowano:
 - istotny wpływ miąższości zastosowanych wkładek osadów ściekowych na bioakumulację badanych metali, przy czym największą bioakumulację (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) stwierdzano po zastosowaniu wkładek osadów ściekowych o miąższości 20 cm;
 - najmniejsze pobranie wszystkich analizowanych metali przez klon szwedzki 1051, ale statystyczną istotność różnic pomiędzy średnimi dla

- analizowanych klonów (niezależnie od miąższości wkładki osadu i cyklu uprawy) wykazano jedynie w przypadku Zn i Cd;
- statystycznie istotne zróżnicowanie bioakumulacji badanych pierwiastków w pędach wierzby (z wyjątkiem Mn) w zależności od długości cyklu uprawy, przy czym najmniejszą bioakumulacją cechowały się pędy jednoroczne (oprócz Ni).
4. Wartości średnie współczynników bioakumulacji badanych metali śladowych (BAF) zmniejszały się w następującej kolejności: $Cd > Zn > Mn > Cu > Ni > Co > Fe$. Spośród badanych czynników:
- miąższość wkładki osadu ściekowego zazwyczaj istotnie wpływała na zróżnicowanie tych współczynników, przy czym największe średnie wartości BAF (niezależnie od rodzaju klonu i cyklu uprawy) stwierdzono: dla Mn i Ni – po uprawie na glebie z wkładką 20 cm osadów ściekowych; natomiast Fe, Co i Cd – z wkładką o miąższości 10 cm; a Cu i Zn – bez dodatku osadu;
 - nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu rodzaju klonu wierzby na różnice pomiędzy średnimi współczynnikami BAF dla poszczególnych metali;
 - cykl uprawy istotnie różnicował wartości współczynników BAF, a pędy jednoroczne cechowały się największymi średnimi BAF (niezależnie od rodzaju klonu i miąższości wkładki osadu ściekowego) dla Mn, Zn i Ni; pędy dwuletnie – Cu, Cd i Fe; pędy trzyletnie – Co.
5. Spośród badanych metali śladowych Co charakteryzował się największą średnią wartością współczynnika oczyszczania gleby (DE) i najkrótszym czasem oczyszczania gleby z pierwiastków wniesionych z osadami ściekowymi – średnio 58 lat (niezależnie od wkładki osadu, rodzaju klonu czy cyklu uprawy). Czasy oczyszczania z pozostałych pierwiastków wydłużały się zgodnie z kolejnością: $Cd < Mn < Ni < Zn < Cu < Fe$. Stwierdzono:
- najmniejsze współczynniki DE dla wszystkich badanych metali śladowych (a tym samym najdłuższe czasy oczyszczania gleby), po zastosowaniu wkładki osadów ściekowych o miąższości 30 cm;
 - najlepsze zdolności do oczyszczania gleby z metali śladowych, wniesionych do niej z osadami ściekowymi przez klon RF-5, który wykazał się największymi (z wyjątkiem Co) średnimi współczynnikami oczyszczania (DE) i najkrótszym czasem oczyszczania;
 - zróżnicowany dla poszczególnych pierwiastków wpływ cyklu uprawy na wartości współczynników DE i czasy oczyszczania gleby: wierzba uprawiana w cyklu jednorocznym najszybciej (niezależnie od wkładki osadu i rodzaju klonu) oczyszczała glebę z Ni wprowadzonego z osadami ściekowymi; w cyklu dwuletnim z Fe, Cu, Co i Cd; a w cyklu trzyletnim z Mn i Zn.

6. Zmiany badanych parametrów fizykochemicznych i chemicznych w całym przekształconym profilu gleby (w zakresie głębokość 0–150 cm łącznie) w okresie 3 lat badań, w zależności od miąższości wkładki osadu ściekowego, zazwyczaj nie były statystycznie istotne. Zgodnie z oczekiwaniami, na ogół największe zawartości metali śladowych, ale także przyswajalnych dla roślin form K i Mg oraz największą sumę wymiennych kationów zasadowych, kwasowość hydrolityczną i zawartość glinu wymiennego, stwierdzono w glebach po zastosowaniu wkładki 30 cm osadów ściekowych. Ponadto zastosowanie wkładki osadów o miąższości 20 cm wpłynęło na statystycznie istotnie większą średnią zawartość przyswajalnego fosforu w glebie.
7. Zastosowanie wkładek osadów ściekowych o różnej miąższości, wpłynęło na zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby w poszczególnych warstwach, a najsilniej na głębokości 25–50 cm. Na ogół w każdej z rozpatrywanych warstw ujawniła się tendencja do zmniejszania wartości średnich w miarę wydłużania lat uprawy wierzby energetycznej (z wyjątkiem kwasowości hydrolitycznej, fosforu przyswajalnego, magnezu przyswajalnego i Mn ogólnego).
8. Agromelioracja gleby osadami ściekowymi wpłynęła na tendencję do przemieszczania się w głąb profilu gleby analizowanych pierwiastków śladowych i organicznych związków węgla. Występowanie w warstwie najgłębszej (poniżej 100 cm) istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi wartościami Co, Ni, Zn, węgla organicznego (niezależnie od miąższości wkładki osadu), a także fosforu przyswajalnego i sumy wymiennych kationów zasadowych, a także równoczesnej tendencji do zwiększania się wartości średnich tych parametrów w miarę zwiększania miąższości wkładki osadu, może świadczyć o migracji związków tych pierwiastków w glebie i potencjalnym zagrożeniu zanieczyszczeniem wód podziemnych.
9. Wprowadzenie do gleby osadów ściekowych spowodowało, w porównaniu do stanu wyjściowego, istotną poprawę niektórych właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby: zmniejszenie kwasowości, zawartości glinu wymiennego, zwiększenie zawartości kationów zasadowych, stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi oraz zasobności w przyswajalne formy fosforu i magnezu. Natomiast nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu na zmiany zawartości ogólnych form Zn, Cu i Ni (choć stwierdzone średnie zawartości tych metali były znacznie większe). Zastosowanie kryteriów IUNG wskazuje na zanieczyszczenie badanych gleb metalami ciężkimi, jednakże ich ilości w glebie nie przekraczały zawartości dopuszczalnych według norm aktualnie obowiązujących w Polsce.
10. Przeprowadzone badania wskazują na korzystny wpływ zastosowanej technologii użyźniania gleby lekkiej osadami ściekowymi na plony pędów

wierzby energetycznej oraz niektóre właściwości gleby. Zarówno miąższość wkładki osadów, jak i rodzaj klonu wierzby oraz cykl uprawy wpływały na kształtowanie się plonów biomasy, bioakumulacji pierwiastków śladowych w plonie pędów, współczynników bioakumulacji pierwiastków śladowych oraz czasów oczyszczania gleby. Badania potwierdziły też zdolności fitoremediacyjne wierzby w stosunku do gleb zanieczyszczonych pierwiastkami śladowymi (szczególnie Cd i Zn, na co wskazują duże wartości współczynników bioakumulacji: średnio powyżej 4). Największymi wartościami współczynnika oczyszczania gleby (DE) z pierwiastków śladowych wnoszonych do niej z osadami ściekowymi i najkrótszymi czasami oczyszczania gleby (poniżej 100 lat) cechowały się Co, Cd i Mn. Najkorzystniejsze oddziaływanie fitoremediacyjne stwierdzono dla klonów polskich (RF-3 i RF-5) i wkładki doglebowej osadów ściekowych o miąższości do 20 cm.

LITERATURA

1. Abhilash P.C., Yunus M. 2011. *Can we use biomass produced from phytoremediation?* Biomass and Bioenergy, 35: 1371–1372.
2. Adedeji O., Reuben O., Olatoye O. 2014. *Global Climate Change*. Journal of Geoscience and Environment Protection, 2: 114–122.
3. Adler A., Dimitriou J., Aronsson P., Verwijst T., Weih M. 2008. *Wood fuel quality of two "Salix viminalis" stands fertilized with sludge, ash and sludge-ash mixtures*. Biomass and Bioenergy, 32: 914–925.
4. Agegnehu G., Srivastava A.K., Bird M.I. 2017. *The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review*. Applied Soil Ecology, 119: 156–170.
5. Ahlberg G., Gustafsson O., Wedel P. 2006. *Leaching of metals from sewage sludge during one year and their relationship to particle size*. Environmental Pollution, 144: 545–553.
6. Ahmed H.K., Fawy H.A., Abdel-Hady E.S. 2010. *Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil*. Agriculture and Biology Journal of North America, 1(5): 1044–1049.
7. Almås Å.R., Afanou A. K., Krogstad T. 2014. *Impact of Lignosulfonate on Solution Chemistry and Phospholipid Fatty Acid Composition in Soils*. Pedosphere, 24(3): 308–321.
8. Ambroży K., Mejza I. 2002. *Doświadczenia trójczynnikiowe w układzie pasów prostopadłych z rozszczepionymi poletkami*. Colloquium Biometricum, 32: 79–91.
9. Antolín M.C., Pascual I., García C., Polo A., Sánchez-Díaz M. 2005. *Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semi-arid Mediterranean conditions*. Field Crops Research, 94: 224–237.
10. Antoniadis V., Koutroubas S. D., Fotiadis S. 2015. *Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Availability in Manure and Sewage Sludge Applied Soil*. Communications In Soil Science And Plant Analysis, 46(3): 393–404.
11. Antonkiewicz J. 2008. *Wpływ komunalnego osadu ściekowego, popiołu paleniskowego, torfu i ich mieszanin na właściwości fizykochemiczne oraz zawartość metali ciężkich w glebie*. Roczniki Gleboznawcze, 59(1): 18–28.
12. Antonkiewicz J., Pełka R. 2014. *Fractions of heavy metals in soil after the application of municipal sewage sludge, peat, and furnace ash*. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 65(3): 118–125.
13. Aronsson P., Rosenqvist H., Dimitriou I. 2014. *Impact of Nitrogen Fertilization to Short-Rotation Willow Coppice Plantations Grown in Sweden on Yield and Economy*. Bioenergy Research, 7(3): 993–1001.
14. Augustynowicz J., Pietkiewicz S., Kalaji M.H., Russel S. 2010. *Wpływ nawożenia osadem ściekowym na wybrane parametry aktywności biologicznej gleby oraz*

wydajności aparatu fotosyntetycznego słonecznika bulwiastego (*Helianthus tuberosus* L.). Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, Water-Environment-Rural Areas, 10(2): 7–18.

15. Bais A.L.S., Lauk Ch., Kastner T., Erb K. 2015. *Global patterns and trends of wood harvest and use between 1990 and 2010*. Ecological Economics, 119: 326–337.
16. Bais-Moleman A.L., Sikkema R., Vis M., Reumerman P., Theurl M.C., Erb K.H. 2018. *Assessing wood use efficiency and greenhouse gas emissions of wood product cascading in the European Union*. Journal of Cleaner Production, 172: 3942–3954.
17. Bański J. 1999. *Obszary problemowe w rolnictwie Polski*. Prace Geograficzne 172, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
18. Baran D., Kwaśniewski D., Mudryk K. 2007. *Wybrane właściwości fizyczne trzy-letniej wierzby energetycznej*. Inżynieria Rolnicza, 8(96): 7–12.
19. Baran S., Flis-Bujak M., Turski R., Żukowska G. 1996. *Zmiany właściwości fizykochemicznych gleby lekkiej użyźnionej osadem ściekowym*. Roczniki Gleboznawcze, 47(3/4): 123–130.
20. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Oleszczuk P. 2004. *Wykorzystanie kompostów do odtwarzania gleb na gruntach zdewastowanych przez intensywne zakwaszenie*. Roczniki Gleboznawcze, 55(2): 9–15.
21. Baran S. 2005. *Zasoby i gospodarka odpadami organicznymi w Polsce [w:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRZ, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 17–40.
22. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G. 2006. *Ocena przydatności osadu ściekowego i wełny mineralnej Grodan do rekultywacji gruntu bezglebowego na podstawie zawartości przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu*. Roczniki Gleboznawcze, 57(1/2): 21–31.
23. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G. 2008a. *Wpływ osadu ściekowego i poużytkowej wełny mineralnej na zawartość próchnicy i form ołowiu w rekultywowanym utworze bezglebowym*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 31–38.
24. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Bik M. 2008b. *Właściwości sorpcyjne utworu bezglebowego rekultywowanego osadem ściekowym i wełną mineralną*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 39–47.
25. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Szczepanowska I. 2008c. *Zawartość różnych form kadmu w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 59–64.
26. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Bik M. 2009. *Zmiany zawartości fosforu, potasu i magnezu w kompostach o różnej dojrzałości*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 537: 25–31.
27. Barchański B. 2010. *A jednak węgiel to terazniejszość i przyszłość energetyki*. Polityka energetyczna, 13(2): 11–28.
28. Bartkowiak A., Lemanowicz J. 2016. *Metale ciężkie, węgiel i fosfor oraz aktywności katalazy i fosfatazy w glebie pod niekontrolowanym wysypiskiem śmieci*. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 71: 52–60.

29. Bationo A., Kihara J., Vanlauwe B., Waswa B., Kimetu J. 2007. *Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems*. Agricultural Systems, 94: 13–25.
30. Bedell J.P., Capilla X., Giry C., Schwartz C., Morel J.L., Perrodin Y. 2009. *Distribution, movement and availability of Cd and Zn in a dredged sediment cultivated with "Salix alba"*. Environmental and Experimental Botany, 67: 403–414.
31. Bęś A., Warmiński K. 2015. *Zmiany zawartości węgla organicznego w rekultywowanych glebach lekkich*. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 67: 3–12.
32. Białowiec A., Wojnowska-Baryła I., Agopsowicz M. 2007. *The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow "Salix amygdalina" L.* Ecological Engineering, 30: 356–361.
33. Bissonnette L., St-Arnaud M., Labrecque M. 2010. *Phytoextraction of heavy metals by two Salicaceae clones in symbiosis with arbuscular mycorrhizal fungi during the second year of a field trial*. Plant and Soil, 332: 55–67.
34. Błażej J., Błażej J. 2005. *Przydatność różnych siedlisk na obszarze województwa podkarpackiego pod uprawę szybko rosnącej krzaczastej formy wierzby. Część II. W świetle literatury [w:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRZ, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 157–163.
35. Błażej J., Czerniakowski Z.W. 2005. *Choroby i szkodniki w uprawie wierzby energetycznej [w:] Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRZ, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 201–214.
36. Bouriou M., Girardclos O., Gillet F., Alaoui-Sehmer L., Bourgeade P., Alaoui-Sossé B., Aleya L. 2018. *Sewage sludge as a soil amendment in a Larix decidua plantation: Effects on tree growth and floristic diversity*. Science of the Total Environment, 621: 291–301.
37. Brodziński Z. 2002. *Obszary problemowe rolnictwa na przykładzie województwa warmińsko-mazurskiego*. Fragmenta Agronomica, 1(73): 201–212.
38. Budzyński W., Bielski S. 2004. *Surowce energetyczne pochodzenia rolniczego. Cz. II. Biomasa jako paliwo stałe*. (Artykuł przeglądowy). Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura, 03(2): 15–26.
39. Burt R. (eds.) 2011. *Soil Survey Laboratory. Information Manual*. Soil Survey Investigations Report No. 45 Version 2.0 February 2011. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center. Lincoln, Nebraska.
40. Cao Y. 2012. *Energy Recovery from Sewage Sludge*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 14: 81–95.
41. CCSP 2008. *The effects of climate change on agriculture, land resources, water resources, and biodiversity in the United States*. A Report by the U.S. Climate Change Science Program and the Subcommittee on Global Change Research. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC., USA. https://www.usda.gov/oce/climate_change/SAP4_3/CCSPFinalReport.pdf (dostęp: 1.06.2018)

42. Charlton A., Sakrabani R., Tyrrel S., Rivas Casado M., McGrath S.P., Crooks B., Cooper P., Campbell C.D. 2016. *Long-term impact of sewage sludge application on soil microbial biomass: An evaluation using meta-analysis*. Environmental Pollution, 219: 2021–1035.
43. Chen G.C., Liu Z., Zhang J., Owens G. 2012. *Phytoaccumulation of copper in willow seedlings under different hydrological regimes*. Ecological Engineering, 44: 285–289.
44. Chen Y.X., Lin Q., Luo Y.M., He Y.F., Zhen S.J., Yu Y.L., Tian G.M., Wong M.H. 2003. *The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil*. Chemosphere, 50(6): 807–811.
45. Chen Y.T., Wang Y., Yeh K.C. 2017. *Role of root exudates in metal acquisition and tolerance*. Current Opinion in Plant Biology, 39: 66–72.
46. Cieřlik B.M., Namieřnik J., Konieczka P. 2015. *Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods*. Journal of Cleaner Production, 90: 1–15.
47. Czechowska-Kosacka A. 2013. *Sewage Sludge as a Source of Renewable Energy*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 15: 314–323.
48. Czekala J., Mocek A., Jakubus M., Owczarzak W. 2009. *Zmiany składu chemicznego w czasie kompostowania osadów ciekowych z trocinami i korą sosnową*. Zeszyty Problemowe Postępow Nauk Rolniczych, 535: 93–101.
49. Czekala J., Mocek A., Owczarzak W. 2010. *Effect of long-term sewage sludge application on soil chemical indices*. Ecological Chemistry and Engineering A, 17(4–5): 385–393.
50. Czekala J. 2013. *Azot i jego frakcje w komunalnych osadach ściekowych*. Zeszyty Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego 152, Inżynieria Środowiska 32: 143–150.
51. Dąbrowski J., Dąbrowski T. 2016. *Badania laboratoryjne nad możliwością współspalania osadów ściekowych z wybranej oczyszczalni ścieków*. Inżynieria Ekologiczna, 48: 35–44.
52. Dakora F.D., Phillips A.D. 2002. *Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments*. Plant and Soil, 245(1): 35–47.
53. Dias G.M., Ayer N.W., Kariyapperuma K., Thevathasan N., Gordon A., Sidders D., Johannesson G.H. 2017. *Life cycle assessment of thermal energy production from short-rotation willow biomass in Southern Ontario, Canada*. Applied Energy, 204: 343–352.
54. Dimitriou I., Eriksson J., Adler A., Aronsson P., Verwijst T. 2006. *Fate of heavy metals after application of sewage sludge and woodeash mixtures to short-rotation willow coppice*. Environmental Pollution, 142: 160–169.
55. Dimitriou I., Rosenqvist H. 2011. *Sewage sludge and wastewater fertilisation of Short Rotation Coppice (SRC) for increased bioenergy production—Biological and economic potential*. Biomass and Bioenergy, 35(2): 835–842.
56. Don A., Osborne B., Hastings A., Skiba U., Carter M.S., Drewer J., Flessa H., Freibauer A., Hyvönen N., Jones M.B., Lanigan G.J., Mander Ü., Monti A., Djomo S.N., Vlentine J., Walter K., Zegada-Lizarazu W., Zenone T. 2012. *Land-use*

- change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon.* Global Change Biology Bioenergy, 4(4): 372–391.
57. Du Laing G., Meers E., Dewispelaere M., Vandecasteele B., Rinklebe J., Tack F.M.G., Verloo M.G. 2009. *Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring.* Science of The Total Environment, 407: 2919–2930.
 58. Dumanski J., Pieri C. 2000. *Land quality indicators: research plan.* Agriculture, Ecosystems and Environment, 81: 93–102.
 59. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy. Dz.U. WE L 312, 22.11.2008, p. 3–30.
 60. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE z 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dz.U. WE L 140, 5.6.2009, p. 16–62.
 61. Dyrektywa Rady 1999/31/WE z 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów. Dz.U. WE L 182, 16/07/1999 P. 0001–0019.
 62. Dyrektywa Rady 86/278/EWG z 12 czerwca 1986 r. w sprawie ochrony środowiska, w szczególności gleby, w przypadku wykorzystywania osadów ściekowych w rolnictwie. Dz.U. WE L 181, 4.7.1986, p. 6–12.
 63. Dz.U. 2001 nr 112, poz. 1206. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów.
 64. Dz.U. 2002 nr 134, poz. 1140. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
 65. Dz.U. 2010 nr 137, poz. 924. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
 66. Dz.U. 2013 poz. 21. Ustawa z 14 grudnia 2012 r. o odpadach.
 67. Dz.U. 2015 poz. 257. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
 68. Dz.U. 2015 poz. 1277. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach.
 69. Dz.U. 2016 poz. 784. Krajowy plan gospodarki odpadami 2022.
 70. Dz.U. 2016 poz. 1395. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.
 71. Ericsson K., Rosenqvist H., Ganko E., Pisarek M., Nilsson L. 2006. *An agro-economic analysis of willow cultivation in Poland.* Biomass and Bioenergy, 30: 16–27.
 72. Faasch R.J., Patenaude G. 2012. *The economics of short rotation coppice in Germany.* Biomass and Bioenergy, 45: 27–40.
 73. Fernández J.M., Hernández D., Plaza C., Polo A. 2007. *Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges.* Science of the Total Environment, 378: 75–80.
 74. Fernández J.M., Plaza C., García-Gil J.C., Polo A. 2009. *Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge.* Applied Soil Ecology, 42: 18–24.

75. Filipek T. 2004. *Wpływ osadu ściekowego z mleczarni i wapna defekacyjnego na wybrane właściwości chemiczne gleby*. Roczniki Gleboznawcze, 55(1): 117–125.
76. Fischerová Z., Tlustoš P., Száková J., Šichorova K. 2006. *A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements*. Environmental Pollution, 144: 93–100.
77. Flis-Bujak M., Turski R., Baran S. 1986. *Wpływ osadu ściekowego na przemiany związków próchnicznych w bielcowej glebie piaskowej*. Roczniki Gleboznawcze, 37(2–3): 187–194.
78. Forbes E.G.A., Johnston C.R., Archer J.E., McCracken A.R. 2017. *SRC willow as a bioremediation medium for a dairy farm effluent with high pollution potential*. Biomass and Bioenergy, 105: 174–189.
79. Furczak J. Joniec J. 2007. *Changes in biochemical activity of podzolic soil under willow culture in the second year of treatment with municipal-industrial sewage sludge*. International Agrophysics, 21(2): 145–152.
80. Galbally P., Ryan D., Fagan C.C., Finnan J., Grant J., McDonnell K. 2013. *Bio-solid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: Impacts on groundwater quality and soil*. Agricultural Water Management, 116: 193–203.
81. Gąsior J., Zawierucha P. 2003. *Wyprowadzenie pierwiastków z filtracyjnych złóż gruntowo-korzeniowych oczyszczalni ścieków w jednorocznych prętach wierzby*. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie, 339(89): 101–107.
82. Glithero N.J., Wilson P., Ramsden S.J. 2015. *Optimal combinable and dedicated energy crop scenarios for marginal land*. Applied Energy, 147: 82–91.
83. Gondek K., Filipek-Mazur B. 2004. *Effect of farmyard manure and sewage sludge fertilisation on some chemical properties of soil*. Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus, 3(2): 89–99.
84. Gondek K., Filipek-Mazur B. 2005. *The effects of mineral treatment and the amendments by organic and organomineral fertilisers on the crop yield, plant nutrient status and soil properties*. Plant, Soil and Environment, 51(1): 34–45.
85. Gondek K., Filipek-Mazur B. 2006. *Ocena efektywności nawożenia osadami ściekowymi na podstawie plonowania roślin i wykorzystania składników pokarmowych*. Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus, 5 (1): 39–50.
86. Gondek K. 2010. *Zinc and cadmium accumulation in maize (Zea mays L.) and the concentration of mobile forms of these metals in soil after application of farmyard manure and sewage sludge*. Journal of Elementology, 15(4): 639–652.
87. Gondek K., Mierzwa M. 2014. *Quantity and quality of organic matter in soil after application of various organic materials*. Ecological Chemistry and Engineering S, 21(3):477–485.
88. Gondek K., Mierzwa-Hersztek M. Kopeć M. 2018. *Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar*. Journal of Environmental Management, 210: 87–95.
89. Gonet. 2007. *Materia organiczna w strategii ochrony gleb Unii Europejskiej*. Roczniki Gleboznawcze, 58(3/4): 15–26.
90. Górská E.B., Stepien W. 2008. *Wpływ kompostu z osadu ściekowego na wybrane właściwości gleby*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 533: 139–146.

91. Greinert A., Drab M., Węclewski S. 2009. *Ryzyko chemicznego zanieczyszczenia gleb nawożonych osadami ściekowymi*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 537: 135–144.
92. Grobelak A., Stępień W., Kacprzak M. 2016. *Osady ściekowe jako składnik nawozów i substytutów gleb*. Inżynieria Ekologiczna, 48: 52–60.
93. Grobelak A., Placek A., Grosser A., Singh B.R., Almás Á.R., Napora A., Kacprzak M. 2017. *Effects of single sewage sludge application on soil phytoremediation*. Journal of Cleaner Production, 155: 189–197.
94. Gumuła S., Piaskowska M. 2009. *Emisja dwutlenku węgla a zagrożenie efektem cieplarnianym*. Polityka energetyczna, 12(2/2): 183–192.
95. GUS 2015. *Ochrona środowiska 2015*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
96. GUS 2016. *Ochrona środowiska 2016*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
97. GUS 2017. *Rocznik statystyczny rolnictwa 2017*. Warszawa
98. Gworek B., Giercuskiewicz-Bajtlik M. 2004. *Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych w aspekcie ochrony gleb i wód w aktach prawnych Unii Europejskiej i Polski*. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 55(2): 151–161.
99. Hajduk E., Właśniewski S., Szpunar-Krok E. 2015. *Influence of legume crops on content of organic carbon in sandy soil*. Soil Science Annual, 66 (2): 52–56.
100. Hammer D., Kayser A., Keller C. 2003. *Phytoextraction of Cd and Zn with “Salix viminalis” in field trials*. Soil Use and Management, 19: 187–192.
101. Han S.-H., Kim D.-H., Shin S.-J. 2013. *Bioaccumulation and Physiological Response of Five Willows to Toxic Levels of Cadmium and Zinc*. Soil and Sediment Contamination, 22: 241–255.
102. Harris Z.M., Spake R., Taylor G. 2015. *Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions*. Biomass and Bioenergy, 82: 27–39.
103. Hawrylak-Nowak B., Dresler S., Matraszek R. 2015. *Exogenous malic and acetic acids reduce cadmium phytotoxicity and enhance cadmium accumulation in roots of sunflower plants*. Plant Physiology and Biochemistry, 94: 225–234.
104. Heikkinen J., Ketoja E., Nuutinen V., Regina K. 2013. *Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009*. Global Change Biology, 19: 1456–146.
105. Holm B., Heinsoo K. 2013. *Influence of Composted Sewage Sludge on The Wood Yield of Willow Short Rotation Coppice. An Estonian Case Study*. Environment Protection Engineering, 39(1): 18–32.
106. Hopkin A.A., Cheliak W. 1996. *Pest Problems on Immature Poplar and Willow in Ontario and Their Potential Threat to Plantations [w:] Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (red. J. Karau). Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop, Ottawa: 113–126.
107. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics/pl; dostęp z dnia 9.01.2017 r.
108. Inglezakis V.J., Zorpas A.A., Karagianides A., Samaras P., Voukalli I. 2011. *European Union legislation on sewage sludge management*. Proceedings of the 3rd International CEMEPE & SECOTOX Conference, Skiathos, June 19–24: 475–480.
109. IPCC 2013. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen,

- J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (dostęp: 1.06.2018)
110. Iżewska A. 2007. *Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 518: 85–92.
 111. Iżewska A., Wołoszyk C., Sienkiewicz S. 2013. *Assessment of physical, chemical and energetic properties of sludge in industrial and municipal sewage treatment plant*. Zeszyty Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego 152, Inżynieria Środowiska 32: 94–104.
 112. Jadczyzsyn J. 2009. *Regionalne zróżnicowanie obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w Polsce*. Instrukcja upowszechnieniowa nr 163. IUNiG Puławy.
 113. Jadczyzsyn J., Filipiak K., Stuczyński T., Koza P., Wilkos S. 2010. *Obszary problemowe rolnictwa (OPR) i obszary o niekorzystnych warunkach gospodarowania (ONW) w Polsce. Różnice kryteriów i zasięgów przestrzennych*. Studia i Raporty IUNG-PIB, 21: 9–20.
 114. Jagustyn B., Kmiec M., Smędowski Ł., Sajdak M. 2017. *The content and emission factors of heavy metals in biomass used for energy purposes in the context of the requirements of international standards*. Journal of the Energy Institute, 90: 704–714.
 115. Jakubus M. 2006. *Ocena przydatności osadów ściekowych w nawożeniu roślin*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 6(2)(18): 87–97.
 116. Jakubus M., Bakinowska E., Gałka B. 2018. *The quantitative changes of nutrients in two contrasting soils amended with sewage sludge compost evaluated by various statistical tools*. Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science, 68(1): 39–49.
 117. Jama A., Nowak W. 2012. *Wpływ komunalnych osadów ściekowych na plony i cechy biometryczne wybranych klonów wierzby krzewiastej (*Salix viminalis* L.)*. Nauka Przyroda Technologie, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, 6(3): 1–8.
 118. Jama-Rodzeńska A., Nowak W. 2013. *Zawartość makroskładników w wybranych klonach wierzby krzewiastej uprawianej na komunalnym osadzie ściekowym*. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sectio E, 68(1): 10–17.
 119. Jama-Rodzeńska A., Bocianowski J., Nowak W., Ciszek D., Nowosad K. 2016. *The influence of communal sewage sludge on the content of macroelements in the stem of selected clones of willow (*Salix viminalis* L.)*. Ecological Engineering, 87: 212–217.
 120. Jarecki W., Bobrecka-Jamro D. 2010. *Możliwości uprawy roślin energetycznych w województwie podkarpackim*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 549: 71–77.
 121. Jasiewicz Cz., Antonkiewicz J., Mazur Z., Mazut T., Krajewski W. 2007. *Agrochemical properties of soils fertilized with sewage sludge from Sewage Treatment Plant at Olecko*. Ecological Chemistry and Engineering, 14(5–6): 457–463.
 122. Jasiewicz Cz., Baran A. 2009. *Wpływ odpadów organicznych na przyswajalność mikroelementów w glebie lekkiej*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 541: 147–156.

123. Jaworowski Z. 2008. *Idzie zimno!* Polityka 8.04.2008. <https://www.polityka.pl/tygodnikpolityka/nauka/251186,1,idzie-zimno.read> (dostęp 6.09.2018)
124. Jensen J.K., Holm P.E., Nejrup J., Larsen M.B., Borggaard O.K. 2009. *The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils.* Environmental Pollution, 157: 931–937.
125. Juliszewski T., Kwaśniewski D., Baran D. 2006. *Wpływ wybranych czynników na przyrosty wierzby energetycznej.* Inżynieria Rolnicza, 12/2006: 225–232.
126. Jurczuk S., Chrzanowski S., Jaszczyński J. 2010. *Plonowanie wierzby energetycznej w różnych warunkach glebowo-wodnych.* Problemy Inżynierii Rolniczej, 2/2010: 113–121.
127. Kabała C., Karczewska A., Kozak M., 2010. *Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych.* Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rol. XCVI, Nr 576: 97–118.
128. Kabata-Pendias A., Piotrowska A., Witek T. 1993. *Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką.* IUNG Puławy: 1–20.
129. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch C. 1995. *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA.* PIOŚ, IUNiG, BMS Warszawa: 1–41.
130. Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia Pierwiastków Śladowych,* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1–398.
131. Kabata-Pendias A. 2011. *Trace Elements in Soils and Plants.* CRC Pres, Taylor and Francis Group, Boca Raton: 1–505.
132. Kacálková L., Tlustoš P., Száková J. 2009. *Phytoextraction of cadmium, copper, zinc and mercury by selected plants.* Plant Soil and Environment, 55(7): 295–304.
133. Kacprzak M., Grobelak A., Grosser A., Napor A. 2014a. *The potential of biosolid application for the phytostabilisation of metals.* Desalination and Water Treatment, 52(19–21): 3955–3964.
134. Kacprzak M., Grobelak A., Grosser A., Prasad M.N.V. 2014b. *Efficacy of Biosolids in Assisted Phytostabilization of Metalliferous Acidic Sandy Soils with Five Grass Species.* International Journal of Phytoremediation, 16(6): 593–608.
135. Kalembasa S., Baran S., Drozd J. 2004. *Wartość próchnicotwórcza odpadów jako czynnik wpływający na środowisko glebowe.* Roczniki Gleboznawcze, 55(1): 25–34.
136. Kalembasa D., Malinowska E., Siewniak M. 2006. *Wpływ nawożenia na plonowanie wybranych gatunków wierzby krzewiastej.* Acta Agrophysica, 8(1): 119–126.
137. Kalembasa D., Pakuła K. 2009. *Heavy metal fractions in soils fertilized with sewage sludge.* Environment Protection Engineering, 35(2): 157–164.
138. Kalembasa S., Pakuła K., Rzymowski D. 2009. *Oddziaływanie osadu ściekowego na zawartość wybranych pierwiastków i właściwości gleby płowej.* Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 535: 201–208.
139. Kalembasa S., Wysokiński A. 2010. *Contents of selected vestigial chemical elements in shoots of willow (Salix viminalis) at varied nitrogen nutrition.* Polish Journal of Soil Science, 43(1): 57–64.

140. Kaniuczak J., Hajduk E. 1995. *Kadm i ołów w niektórych glebach południowo-wschodniej Polski*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 418: 241–246.
141. Kaniuczak J., Błażej J., Gąsior J. 2001. *Zawartość makroelementów w różnych klonach wikliny uprawianej na glebie deluwialnej*. Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, 373(76): 303–310.
142. Kaniuczak J., Błażej J., Kaniuczak R., Rożek D. 2003. *Bioakumulacja metali ciężkich w klonach wikliny przemysłowo-energetycznej uprawianej w różnych warunkach siedliskowych*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 493: 879–887.
143. Kaniuczak J., Błażej J., Niemiec W., Jasiński T., Hajduk E., Puchalski Cz., Właśniewski S. 2005a. *Produkcyjność biomasy wierzby energetycznej uprawianej w cyklu jednorocznym na agromeliorowanej glebie piaszczystej* [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 171–177.
144. Kaniuczak J., Hajduk E., Błażej J., Właśniewski S. 2005b. *Zawartość makroelementów i niektórych pierwiastków śladowych w biomase wierzby energetycznej uprawianej na agromeliorowanej glebie piaszczystej* [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 179–190.
145. Kaniuczak J., Hajduk E., Błażej J., Niemiec W., Jasiński T. 2005c. *Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne odłogu piaszczystego przed agromelioracją osadami ściekowymi* [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 79–100.
146. Kaniuczak J., Kostecka J., Niemiec W. 2005d. *Wybrane aspekty ochrony środowiska w Polsce w kontekście gospodarki odpadami organicznymi i zrównoważonego rozwoju* [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 9–15.
147. Kaniuczak J., Niemiec W., Właśniewski S., Zamorska J., Jasiński T., Hajduk E. 2005e. *Wybrane właściwości osadów ściekowych zastosowanych do agromelioracji odłogu piaszczystego* [w:] *Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej* (red. J. Kaniuczak, J. Kostecka, W. Niemiec). UR, PRz, PTG i P-W Oddział PTIE w Rzeszowie: 63–76.
148. Kaniuczak J., Hajduk E., Właśniewski S. 2009a. *Wpływ wapnowania i nawożenia mineralnego na zawartość manganu i cynku w bulwach ziemniaków i zielonej masy słonecznika pastewnego uprawianych na glebie lessowej*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 541: 199–206.
149. Kaniuczak J., Hajduk E., Puchalski Cz., Niemiec W., Jasiński T. 2009b. *Produkcyjność biomasy wierzby energetycznej uprawianej na odłogu piaszczystym zreduktywowanym osadami ściekowymi* [w:] *Biomasa jako źródło energii* (red. I. Jackowska). Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Fundacja PAN Oddział w Lublinie,

- Lubelska Rada EKOenergii Fundacji PAN, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie. Warszawa: 80–88.
150. Kaniuczak J., Hajduk E., Zamorska J., Ilek M. 2009c. *Charakterystyka osadów ściekowych pod względem przydatności do przyrodniczego wykorzystania*. Zeszyty Naukowe Poł.-Wsch. O/PTIE w Rzeszowie, PTG O/Rzeszów, 11: 89–94.
 151. Kaniuczak J., Puchalski Cz., Hajduk E., Gąsior J., Bilek M., Właśniewski S., Szostek M., Pieniążek M., Dąbrowa A. 2012. *Energetic willow (Salix viminalis L.) in environmental protection* [in:] *Practical Applications of Environmental Research*. Nauka dla gospodarki. Nr 3/2012. (eds.). J. Kostecka, J. Kaniuczak. Uniwersytet Rzeszowski: 283–300.
 152. Karczewska A., Kabała C. 2008. *Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin*. Wrocław. <http://www.ar.wroc.pl/~kabała>
 153. Kasprzycka A., Lalak J., Tys J., Chmielewska M. 2016. *Selected methods for management of post-fermentation sediment. The use of extrusion processing in digested sludge management (a review)*. Acta Agrophysica, 23(1): 51–65.
 154. Kasztelewicz Z. 2011. *Wpływ polityki klimatycznej UE na górnictwo i energetykę Polski*. Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, 81: 163.
 155. Kenney W.A., Gambles R.L., Vanstone B.J. 1996. *Willow Biomass Prototype Farms of the University of Toronto: Status and Future Plans* [w:] *Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (red. J. Karau). Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop, Ottawa: 17–19.
 156. Klang-Westin E., Eriksson J. 2003. *Potential of Salix as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils*. Plant and Soil, 249(1): 127–137.
 157. Kondracki J. 1990. *Geografia fizyczna Polski*. PWN Warszawa.
 158. Kostecki J., Myszograj S. 2007. *Zawartość metali ciężkich w glebach na plantacji wierzby energetycznej nawożonej osadami ściekowymi*. Zeszyty Nauk. Uniwersytetu Zielonogórskiego 133, Inżynieria Środowiska 13: 251–258.
 159. Kovacs H., Szemmelveisz K. 2017. *Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands – A review*. Chemosphere, 166: 8–20.
 160. Krasowicz S. 2008. *Wpływ produkcji roślin energetycznych na rynek żywności*. Studia i raporty IUNG-PIB 11: 125–132.
 161. Krzywy E., Iżewska A. 2004. *Gospodarka ściekami i osadami ściekowymi*. Wyd. AR w Szczecinie.
 162. Kubátová P., Hejzman M., Száková J., Vondráčková S., Tlustoš P. 2016. *Effects of Sewage Sludge Application on Biomass Production and Concentrations of Cd, Pb and Zn in Shoots of Salix and Populus Clones: Improvement of Phytoremediation Efficiency in Contaminated Soils*. Bioenergy Research, 9(3): 809–819.
 163. Kulhánek M., Balík J., Černý J., Vašák F., Shejbalová Š. 2014. *Influence of long-term fertilizer application on changes of the content of Mehlich-3 estimated soil macronutrients*. Plant, Soil and Environment, 60(4): 151–157.
 164. Kuś J., Matyka M. 2010a. *Ekonomiczne i środowiskowe skutki uprawy roślin na cele energetyczne*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 547: 205–211.
 165. Kuś J., Matyka M. 2010b. *Uprawa roślin na cele energetyczne*. Wydawnictwo IUNG-PIB, Puławy: 1–64.

166. Kusza G. 2006. *Wpływ nawożenia mineralnego oraz zastosowania osadów ściekowych na wybrane właściwości zwalowisk po eksploatacji wapieni*. Roczniki Gleboznawcze, 57(1/2): 124–130.
167. Kuzovkina Y.A., Schulthess C.P., Zheng D. 2018. *Influence of soil chemical and physical characteristics on willow yield in Connecticut*. Biomass and Bioenergy, 108: 297–306.
168. Kwiatkowska-Malina J., Maciejewska A. 2013. *Uptake of heavy metals by darnel multifloral (*Lolium multiflorum* Lam.) at diverse soil reaction and organic matter content*. Soil Science Annual, 64(1): 19–23.
169. Labrecque M., Teodorescu T.I., Daigle S. 1995. *Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two "Salix" species*. Plant and Soil, 171: 303–316.
170. Labrecque M., Teodorescu T.I., Daigle S. 1996. *Sludge Fertilization of Willow under Short-Rotation Culture: Biomass Productivity and Environmental Impact [in:] Proceedings of the Canadian Energy Plantation Workshop* (Red. J. Karau). Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Science Branch, Ottawa: 53–66.
171. Labrecque M., Teodorescu T.I. 2001. *Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada)*. Forest Ecology and Management, 150: 223–239.
172. Labrecque M., Teodorescu T.I. 2003. *High biomass yield achieved by Salix clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada*. Biomass and Bioenergy, 25: 135–146.
173. Laidlaw W.S., Arndt S.K., Huynh T.T., Gregory D., Baker A.J.M. 2012. *Phytoextraction of Heavy Metals by Willows Growing in Biosolids under Field Conditions*. Journal of Environmental Quality, 41: 134–143.
174. Landberg T., Greger M. 2002. *Interclonal Variation of Heavy Metal Interactions in "Salix Viminalis"*. Environmental Toxicology and Chemistry, 21(12): 2669–2674.
175. Larsen S.U., Jørgensen U., Kjeldsen J., Lærke P.E. 2016. *Effect of fertilisation on biomass yield, ash and element uptake in SRC willow*. Biomass and Bioenergy, 86: 120–128.
176. Lazdina D., Lazdinš A., Karinš Z., Kāposts V. 2007. *Effect of sewage sludge fertilization in short-rotation willow plantations*. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 15(2): 105–111.
177. Lloret E., Pascual J.A., Brodie E.L., Bouskill N.J., Insam H., Fernández-Delgado Juárez M., Goberna M. 2016. *Sewage sludge addition modifies soil microbial communities and plant performance depending on the sludge stabilization process*. Applied Soil Ecology, 101: 37–46.
178. Maćkowiak C. 2000. *Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu spożywczego o znaczeniu nawozowym*. Nawozy i Nawożenie, 4(5): 131–143.
179. Maćkowiak C. 2001. *Wartość nawozowa osadów ściekowych*. Inżynieria Ekologiczna, 3: 135–145.

180. Maćkowiak C., Igras J. 2005. *Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu spożywczego o znaczeniu nawozowym*. Inżynieria Ekologiczna, 10: 70–77.
181. Magdziak Z., Mleczek M., Kaczmarek Z., Golinski P. 2013. *Influence of Ca/Mg ratio and Cd²⁺ and Pb²⁺ elements on low molecular weight organic acid secretion by "Salix viminalis" L. roots into the rhizosphere*. Trees, 27: 663–673.
182. Majtkowski W., Majtkowska G. 2008. *Produktywność wieloletnich plantacji energetycznych w Polsce*. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2/2008: 153–157.
183. Mantovi P., Baldoni G., Toderi G. 2005. *Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop*. Water Research, 39: 289–296.
184. Marron N. 2015. *Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review*. Biomass and Bioenergy, 81: 378–400.
185. Marschner P., Kandeler E., Marschner B. 2003. *Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment*. Soil Biology & Biochemistry, 35: 453–461.
186. Matyka M. 2009. *Rolnictwo polskie a produkcja roślinna na cele energetyczne*. Studia i raporty IUNG-PIB, 14: 167–174.
187. Maxted A.P., Black C.R., West H.M., Crout N.M.J., McGrath S.P., Young S.D. 2007. *Phytoextraction of cadmium and zinc by Salix from soil historically amended with sewage sludge*. Plant and Soil, 290: 157–172.
188. Mazur Z., Mokra O. 2009. *Zawartość makroskładników w nawozach naturalnych w Polsce w latach 2003–2005*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 537: 243–247.
189. Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vangronsveld J., Tack F.M.G. 2007. *Potential of five willow species (Salix spp.) for phytoextraction of heavy metals*. Environmental and Experimental Botany, 60: 57–68.
190. Mertens A., Vervaeke P., Meers E., Tack F.M.G. 2006. *Seasonal Changes of Metals in Willow (Salix sp.) Stands for Phytoremediation on Dredged Sediment*. Environmental Science & Technology, 40: 1962–1968.
191. Migeon A., Richaud P., Guinet F., Chalot M., Blaudez D. 2009. *Metal Accumulation by woody Species on Contaminated Sites in the North of France*. Water, Air and Soil Pollution, 204: 89–101.
192. Mihalík J., Tlustoš P., Száková J. 2011. *The influence of citric acid on mobility of radium and metals accompanying uranium phytoextraction*. Plant, Soil and Environment, 57(11): 526–531.
193. Milik J., Pasela R., Szymczak M., Chalamoński M. 2016. *Ocena składu fizyczno-chemicznego osadów ściekowych pochodzących z komunalnej oczyszczalni ścieków*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 18: 579–590.
194. Mitchell C.P., Stevens E.A., Watters M.P. 1999. *Short-rotation forestry – operations, productivity and costs based on experience gained in the UK*. Forest Ecology and Management, 121: 123–136.

195. Mleczek M., Rissmann I., Rutkowski P., Kaczmarek Z., Golinski P. 2009. *Accumulation of selected heavy metals by different genotypes of "Salix"*. Environmental and Experimental Botany, 66: 289–296.
196. Mleczek M., Rutkowski P., Rissmann I., Kaczmarek Z., Golinski P., Szentner K., Strazynska K., Stachowiak A. 2010. *Biomass productivity and phytoremediation potential of "Salix" alba and "Salix viminalis"*. Biomass and Bioenergy, 34: 1410–1418.
197. Mleczek M., Gąsecka M., Waliszewska B., Magdziak Z., Szostek M., Rutkowski P., Kaniuczak J., Zborowska M., Budzyńska S., Mleczek P., Niedzielski P. 2018. *Salix viminalis L. – A highly effective plant in phytoextraction of elements*. Chemosphere, 212: 67–78.
198. Monteroso C., Rodríguez F., Chaves R., Diez J., Becerra-Castro C., Kidd P.S., Macías F. 2014. *Heavy metal distribution in mine-soils and plants growing in a Pb/Zn-mining area in NW Spain*. Applied Geochemistry, 44: 3–11.
199. Montgomery M.B., Ohno T., Griffin T.S., Honeycutt C.W., Fernanadez I.J. 2005. *Phosphorus Mineralization and Availability in Soil Amended with Biosolids and Animal Manures*. Biological Agriculture & Horticulture, 22(4): 321–334.
200. Morera M.T., Echeverria J.C., Garrido J.J. 2001. *Mobility of heavy metals in soils amended with sewage sludge*. Canadian Journal of Soil Science, 81: 405–414.
201. Nicolás C., Kennedy J.N., Hernández t., García C., Six J. 2014. *Soil aggregation in a semiarid soil amended with composted and non-composted sewage sludge-A field experiment*. Geoderma, 219/220: 24–31.
202. Niedziółka I., Zuchniarz A. 2006. *Analiza energetyczna wybranych rodzajów biomasy pochodzenia roślinnego*. Motorol, 8A: 232–237.
203. Niemiec W., Sobolewska P., Jasiński T. 2007. *Wybrane możliwości przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej Nr 240, Budownictwo i Inżynieria Środowiska, 42: 63–72.
204. Nissim W.G., Pitre F.E., Teodorescu T.I., Labrecque M. 2013. *Long-term biomass productivity of willow bioenergy plantations maintained in southern Quebec, Canada*. Biomass i Bioenergy, 56: 361–369.
205. Nowak D., Jasiewicz Cz. 2012. *Wpływ nawożenia mineralnego i kompostu na plon i skład chemiczny wierzby energetycznej*. Inżynieria Rolnicza, 4(139): 295–301.
206. Nowak W., Sowiński J., Jama A. 2011. *Wpływ częstotliwości zbioru i zróżnicowanego nawożenia azotem na plonowanie wybranych klonów wierzby krzewiastej (Salix viminalis sL.)*. Fragmenta Agronomica, 28(2): 55–62.
207. Obrębska-Starkłowa B., Starkel L. 1991. *Efekt cieplarniany a globalne zmiany środowiska przyrodniczego*. Zeszyty Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN Nr 4. Warszawa: 1–72.
208. Ociepa E., A. Kisiel, J. Lach. 2010. *Effect of fertilization with sewage sludges and composts on the change of cadmium and zinc solubility in soils*. Polish Journal of Environmental Studies. Series of Monographs. Ed. by January Bień and Lidia Wolny, 2: 171–176.
209. Oleszczuk P., Baran S. 2005. *Polycyclic aromatic hydrocarbons content in shoots and leaves of willow (Salix viminalis) cultivated on the sewage sludge-amended soil*. Water, Air and Soil Pollution, 168 (1–4): 91–111.

210. Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. *Metody analizy i ocena właściwości gleb i roślin*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
211. Ostrowski J., Gutkowska A. 2008. *Model diagnostyczny typowania gruntów przydatnych do uprawy roślin energetycznych*. Problemy Inżynierii Rolniczej, 2/2008: 145–152.
212. Ostrowski J., Gutkowska A., Tusiński E. 2009. *Udział czynnika wodnego w kategoryzacji oraz oceny przydatności gruntów do uprawy roślin energetycznych*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 9(4)(28): 187–202.
213. Paluch J., Pulikowski K., Wardecka L. 2006. *Przyrodnicze metody unieszkodliwiania osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych z uwzględnieniem erozji chemicznej*. Acta Agrophysica, 8(1): 191–203.
214. Pasternak M., Mrowiec B. M. 2015. *Techniczne i ekonomiczne rozwiązania gospodarki osadami w oczyszczalniach komunalnych*. Inżynieria Ekologiczna, 43: 7–14.
215. Petersen A.K., Solberg B. 2005. *Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden*. Forest Policy and Economics, 7(3): 49–259.
216. Piskier T. 2008. *Efektywność energetyczna uprawy wierzby w różnych warunkach glebowych*. Inżynieria Rolnicza, 2(100): 215–220.
217. Placek A., Grobelak A., Kacprzak M. 2016. *Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage Sludge*. International Journal of Phytoremediation, 18(6): 605–618.
218. Planquart P., Bonin G., Prone A., Massiani C. 1999. *Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings*. The Science of the Total Environment, 241:161–179.
219. Program Ochrony Środowiska dla Gminy Trzebowniko na lata 2008–2015. Trzebowniko 2007. <http://www.trzebowniko.pl/?c=mdTresc-cmPokaz-631>
220. Program Ochrony Środowiska dla Gminy Trzebowniko na lata 2016–2019 z perspektywą do 2023 r. Trzebowniko 2016. <http://www.trzebowniko.pl/?c=mdTresc-cmPokaz-631>
221. Puchalski Cz., Kaniuczak J., Hajduk E., Jasiński T., Zaguła G. 2009. *Wartość energetyczna pędów klonów wierzby (Salix viminalis) uprawianej na odlegu piaszczystym, zrekultywowanym osadami ściekowymi [w:] Wykorzystanie surowców rolniczych w energetyce* (red. J. Tys). Wieś Jutra, Warszawa: 40–48.
222. Pulford I.D., Riddell-Black D., Stewart C. 2002. *Heavy Metal Uptake by Willow Clones from Sewage Sludge-Treated Soil: The Potential for Phytoremediation*. International Journal of Phytoremediation, 4(1): 59–72.
223. Qin Z., Zhuang Q., Cai X., He Y., Huang Y., Jiang D., Lin E., Liu Y., Tang Y., Wang M.Q. 2018. *Biomass and biofuels in China: Toward bioenergy resource potentials and their impacts on the environment*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 82: 2387–2400.
224. Quaye A.K., Volk T.A. 2013. *Biomass production and soil nutrients in organic and inorganic fertilized willow biomass production systems*. Biomass and Bioenergy, 57: 113–125.

225. Rascio N., Navari-Izzo F. 2011. *Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?* Plant Science, 180: 169–181.
226. Rasouli-Sadaghiani M. H., Moradi N. 2014. *Effect of poultry, cattle, sheep manures and sewage sludge on N mineralization.* Chemistry and Ecology, 30(7): 666–675.
227. Rezvani M., Zaefarian F. 2011. *Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in "Aeluropuslittoralis".* Australian Journal of Agricultural Engineering, 2: 114–119.
228. Robinson B., Mills T., Green S., Chancerel B., Clothier B., Fung L., Hurst S., McIvor I. 2005. *Trace element accumulation by poplars and willows used for stock fodder.* New Zealand Journal of Agricultural Research, 48: 489–497.
229. Romanowska-Duda Z., Grzesik M., Pszczółkowski W., Pszczółkowska A., Wysockińska Z. 2012. *Use of Sewage Sludge in the Production of Plant Biomass for Energy: Biological and Economic Conditions.* Comparative Economic Research, 15(3): 105–122.
230. Rutkowska B., Szulc W., Łabętowicz J. 2004. *Ocena zagrożeń dla środowiska glebowego w warunkach wnoszenia metali ciężkich w komunalnym osadzie ściekowym.* Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 55(1): 203–208.
231. Sajnog N., Wójcik J. 2013. *Możliwości zagospodarowania gruntów marginalnych i nieużytków gruntowych w scalaniu gruntów.* Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN o/Kraków, 2/2(2013): 155–166.
232. Samaras V., Tsadilas C.D., Stamatiadis S. 2008. *Effects of Repeated Application of Municipal Sewage Sludge on Soil Fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching.* Agronomy Journal, 100(3): 477–483.
233. Sapek B. 2010. *Uwalnianie azotu i fosforu z materii organicznej gleby.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, Water-Environment-Rural Areas, 10(3): 229–256.
234. Sartori F., Lal R., Ebinger M.H., Parrish D.J. 2006. *Potential Soil Carbon Sequestration and CO₂ Offset by Dedicated Energy Crops in the USA.* Critical Reviews in Plant Sciences, 25(5): 441–472.
235. Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Makowski E., Pogrzeba M., Kuperberg J.M., Kryski K. 2004. *Phytoextraction crop disposal-an unsolved problem.* Environmental Pollution, 12: 373–379.
236. Sastre I., Vicente M.A., Lobo C. 2001. *Behaviour of Cadmium and Nickel in a Soil Amended with Sewage Sludge.* Land Degradation & Development, 12: 27–33.
237. Scholz V., Ellerbrock R. 2002. *The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany.* Biomass and Bioenergy, 23: 81–92.
238. Sevel L., Nord-Larsen T., Ingerslev M., Jørgensen U., Raulund-Rasmussen K. 2014. *Fertilization of SRC Willow, I: Biomass Production Response.* BioEnergy Research, 7(1): 319–328.
239. Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P. 2009. *Phytomining: A review.* Minerals Engineering, 22: 1007–1019.
240. Siebielec G., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Terelak H., Koza P., Łysiak M., Gałązka R., Pecio M., Suszek B., Miturski T.,

- Hryńczuk B. 2012. *Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010–2012*. BMŚ Warszawa.
241. Siebielec G., Stuczyński T. 2008. *Metale śladowe w komunalnych osadach ściekowych wytwarzanych w Polsce*. Proceedings of ECOpole, 2(2): 479–484.
242. Sieja L. 2006. *Charakterystyka odpadów komunalnych na podstawie badań w wybranych miastach Polski*. Ochrona powietrza i problemy odpadów, 28/1.
243. Singh R.B. 2000. *Environmental consequences of agricultural development: a case study from the Green Revolution state of Haryana, India*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 82: 97–103.
244. Singh R.P., Agrawal M. 2007. *Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants*. Chemosphere, 67: 2229–2240.
245. Singh R.P., Agrawal M. 2008. *Potential benefits and risks of land application of sewage sludge*. Waste Management, 28: 347–358.
246. Siuta J. 2005. *Odpady czynnikiem degradacji i naprawy środowiska*. Inżynieria Ekologiczna, 10: 37–57.
247. Siuta J., Kutla G. 2005. *Rekultywacyjne działanie osadów ściekowych na złożach odpadów paleniskowych energetyki węglowej*. Inżynieria Ekologiczna, 10: 58–69.
248. Siwek M. 2008. *Rośliny w skażonym metalami ciężkimi środowisku przemysłowym. Część I. Pobieranie, transport i toksyczność metali ciężkich (śladowych)*. Wiadomości botaniczne, 52(1/2): 7–22.
249. Sobczyk W., Sternik K., Sobczyk E.J., Noga H. 2015. *Ocena plonowania wierzby nawożonej osadami ściekowymi*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection), 17: 1113–1124.
250. Song U., Lee E.J. 2010. *Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill*. Resources, Conservation and Recycling, 54: 1109–1116.
251. Squire G.R., Hawes C., Valentine T.A., Young M.W. 2015. *Degradation rate of soil function varies with trajectory of agricultural intensification*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 202: 160–167.
252. Stańczyk-Mazanek E., Piątek M., Kępa U. 2013. *Wpływ następczy osadów ściekowych stosowanych na glebach piaszczystych na właściwości kompleksu sorpcyjnego*. Annual Set The Environment Protection – Rocznik Ochrona Środowiska, 15: 2437–2451.
253. Stanisławska-Głubiak E., Korzeniowska J., Kocoń A. 2012. *Effect of the Reclamation of Heavy Metal-Contaminated Soil on Growth of Energy Willow*. Polish Journal of Environmental Studies, 21(1): 187–192.
254. StatSoft. Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com
255. Steinbrich A., Turski R. 1986. *Wiązanie Cu, Zn i Pb przez kwasy huminowe wyizolowane z gleb i osadów ściekowych*. Roczniki Gleboznawcze, 37(2–3): 333–342.
256. Stolarski M., Szczukowski S., Tworowski J. 2008. *Biopaliwa z biomasy wieloletnich roślin energetycznych*. Energetyka, 1/2008: 77–80.

257. Stolarski M.J., Szczukowski S., Tworkowski J., Klasa A. 2011. *Willow biomass production under conditions of low-input agriculture on marginal soils*. Forest Ecology and Management, 262(8): 1558–1566.
258. Stolarski M.J., Krzyżaniak M., Szczukowski S., Tworkowski J., Załuski D., Bieniek A., Golaszewski J. 2015. *Effect of Increased Soil Fertility on the Yield and Energy Value of Short-Rotation Woody Crops*. Bioenergy Research, 8(3): 1136–1147.
259. Stolarski M.J., Krzyżaniak M., Szczukowski S., Tworkowski J., Śnieg M. 2016. *Willow productivity on a commercial plantation in triennial harvest cycle*. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 22(1): 65–72.
260. Stolarski M.J., Niksa D., Krzyżaniak M. 2017a. *Elemental composition of willow short rotation crops biomass depending on variety and harvest cycle*. Biomass and Bioenergy, 105: 342–350.
261. Stolarski M.J., Szczukowski S., Tworkowski J., Krzyżaniak M., Załuski D. 2017b. *Willow biomass and cuttings' production potential over ten successive annual harvests*. Biomass and Bioenergy, 105: 230–247.
262. Šyc M., Pohořelý M., Kameniková P., Habart J., Svoboda K., Punčochář M. 2012. *Willow trees from heavy metals phytoextraction as energy crops*. Biomass and Bioenergy, 37: 106–113.
263. Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M., Przyborowski J. 2004. *Plon biomasy wierzbi krzewiastych pozyskiwanych z gruntów rolniczych w cyklach jednorocznych*. Fragmenta Agronomica, 2(82): 5–18.
264. Szczukowski S., Stolarski M.J., Tworkowski J., Rutkowski P., Goliński P., Mleczek M., Szentner K. 2014. *Plon i jakość biomasy wybranych gatunków wierzby w czteroletniej rotacji zbioru*. Fragmenta Agronomica, 31(2):107–114.
265. Szmigiel A. 2010. *Wpływ nawożenia osadami ściekowymi na plonowanie wierzby energetycznej*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 549: 197–205.
266. Szulc W., Rutkowska B. 2002. *Ocena możliwości wykorzystania w rolnictwie osadu ściekowego z miejskiej oczyszczalni ścieków*. Acta Agrophisica, 70: 317–323.
267. Szulc W., Rutkowska B., Stępień W. 2007. *Ocena przydatności odpadów przemysłu drzewnego do nawożenia*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 518: 185–192.
268. Szwedziak K., Woźniak A. 2005. *Charakterystyka osadu pościekowego pochodzącego z oczyszczalni ścieków w Strzelcach Opolskich*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN Oddział w Krakowie, 1/2005: 147–156.
269. Szyszlak-Bargłowicz J., Piekarski W. 2009. *Charakterystyka biomasy jako paliwa* [w:] *Biomasa jako źródło energii* (red. I. Jackowska). Wieś Jutra, Warszawa: 29–38.
270. Terelak H., Tujaka A. 2003. *Występowanie pierwiastków śladowych w glebach użytków rolnych województwa podkarpackiego*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 493: 245–252.
271. Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., de Siqueira M.F., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L., Williams S.E. 2004. *Extinction risk from climate change*. Nature, 427 (6970): 1245–148.

272. Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A. 1990. *Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizykochemicznych*. PWRiL Warszawa.
273. Tsadilas C.D., Hu Z., Bi Y., Nikoli T. 2018. *Utilization of coal fly ash and municipal sewage sludge in agriculture and for reconstruction of soils in disturbed lands: results of case studies from Greece and China*. *International Journal of Coal Science & Technology*, 5(1): 64–69.
274. Tworkowski J., Stolarski M., Wróblewska H., Szczukowski S. 2010a. *Skład chemiczny i wartość energetyczna biomasy wierzby krzewiastej, ślazuwca pensylwańskiego i miskanta olbrzymiego*. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 547: 401–408.
275. Tworkowski J., Szczukowski S., Stolarski M. 2010b. *Plonowanie oraz cechy morfologiczne wierzby uprawianej w systemie Eko-Salix*. *Fragmenta Agronomica*, 27(4): 135–146.
276. UNFCC 2007. *Climate Change: Impacts, Vulnerabilities and Adaptation in Developing Countries*. United Nations Framework Convention on Climate Change. <https://unfccc.int/resource/docs/publications/impacts.pdf> (dostęp: 1.06.2018)
277. Urbaniak M., Wyrwicka A., Tołoczko W., Serwecińska L., Zieliński M. 2017. *The effect of sewage sludge application on soil properties and willow (Salix sp.) cultivation*. *Science of the Total Environment*, 586: 66–75.
278. Van Slycken S., Witters N., Meiresonne L., Meers E., Ruttens A., Van Peteghem P., Weyens N., Tack F.M.G., Vangronsveld J. 2013. *Field Evaluation of Willow under Short Rotation Coppice for Phytomanagement of Metal-Polluted Agricultural Soils*. *International Journal of Phytoremediation*, 15: 677–689.
279. Vandecasteele B., Laing G.D., Quataert P., Tack F.M.G. 2005. *Differences in Cd and Zn bioaccumulation for the flood-tolerant Salix cinerea rooting in seasonally flooded contaminated sediments*. *Science of the Total Environment*, 341: 251–263.
280. Vandecasteele B., Quataert P., Tack F.M.G. 2007. *Uptake of Cd, Zn and Mn by willow increases during terrestrialisation of initially ponded polluted sediments*. *Science of the Total Environment*, 380: 133–143.
281. Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. 2009. *Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field*. *Environmental Science and Pollution Research*, 16: 765–794.
282. Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Ghosh B.C., Hart B.R., Powell M.A. 2003. *Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge*. *Environmental Geology*, 43(5): 513–520.
283. Volk T.A., Abrahamson L.P., Nowak C.A., Smart L.B., Tharakan P.J., White E.H. 2006. *The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation*. *Biomass and Bioenergy*, 30: 715–727.
284. Vyslouzilová M., Tlustoš P., Száková J. 2003. *Cadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of "Salix" spp. planted on heavy metal contaminated soils*. *Plant Soil and Environment*, 49(12): 542–547.

285. Wahsha M., Bini C., Argese E., Minello M., Fontana S., Wahsheh H. 2012. *Heavy metals accumulation in willows growing on SpolicTechnosols from the abandoned Imperina Valley mine in Italy*. Journal of Geochemical Exploration, 123: 19–24.
286. Wang X., Gong Z. 1998. *Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China*. Geoderma, 81: 339–355.
287. Wen G., Bates T.E., Voroney R.P., Winter J.P., Schellenbert M.P. 1997. *Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost, and manure compost*. Communications In Soil Science And Plant Analysis, 28(17–18): 1481–1497.
288. Wenzel W.W. 2009. *Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils*. Plant and Soil, 321(1–2): 385–408.
289. Werle S. 2015. *Sewage Sludge-To-Energy Management In Eastern Europe: A Polish Perspective*. Ecological Chemistry and Engineering S, 22(3): 459–469.
290. Wieczorek J., Gambuś F. 2009. *Porównanie działania obornika i komunalnych osadów ściekowych na plonowanie i skład chemiczny słonecznika w doświadczeniu lizymetrycznym*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 537: 359–368.
291. Wieczorek J., Frączek K. 2013. *Assessment of possibility of agricultural use of municipal sewage sludge generated in selected small sewage treatment plants from Kraków district*. Journal of Ecological Engineering, 14(2): 36–42.
292. Wieshammer G., Unterbrunner R., Garcia T.B., Zivkovic M.F., Puschenreiter M., Wenzel W.W. 2007. *Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by "Salix" ssp. and intercropping of "Salix caprea" and "Arabidopsis halleri"*. Plant and Soil, 298: 255–264.
293. Wiśłocka M., Krawczyk J., Klink A., Morrison L. 2006. *Bioaccumulation of Heavy Metals by Selected Plant Species from Uranium Mining Dumps in the Sudety Mts., Poland*. Polish Journal of Environmental Studies, 15(5): 811–818.
294. Wiśniewska B., Kalembasa S. 2011. *Wpływ dawek osadu ściekowego na zawartość i pobranie Zn, Cu i Cr przez biomasę życicy wielokwiatowej oraz na akumulację tych metali w glebie*. Inżynieria Ekologiczna, 27: 229–239.
295. Witek T. (red.) 1993. *Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin*. IUNG Puławy, Seria A-56.
296. Wojcieszczuk T., Hammal O., Malinowski R., Wojcieszczuk M., Chorągwicki Ł. 2012. *Aktywność składników chemicznych gleby lekkiej i ciężkiej w Syrii po zastosowaniu miejskich osadów ściekowych z Deir Ez Zor*. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 63(3): 43–48.
297. Wójcik J., Baławejder M., Leń P. 2014. *Grunty marginalne, propozycje sposobów ich zagospodarowania w pracach scaleniowych w powiecie brzozowskim*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich – Infrastructure And Ecology of Rural Areas, 2(2): 399–410.
298. Wołejko E., Pawluśkiewicz B., Wydro U., Łoboda T., Butarewicz A. 2014. *The effect of sewage sludge on the growth and species composition of the sward and the content of heavy metals in plants and urban soil*. Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Land Reclamation, 46 (2): 101–114.

299. Wolski P., Zawieja I., Stańczyk-Mazanek E. 2011. *Thermal utilization and agricultural use of sewage sludge in Poland*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 14(4): 411–418.
300. Wróblewska H., Kozik E., Czajka M. 2008. *Wpływ kompostów z odpadów drzewnych na wzrost i stan odżywienia wierzby "Salix alba" l.* Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 53(4): 143–147.
301. www.geoportal.gov.pl, dostęp z dnia 27.12.2016.
302. Wyrwicka A., Urbaniak M. 2018. *The biochemical response of willow plants (Salix viminalis L.) to the use of sewage sludge from various sizes of wastewater treatment plant*. Science of the Total Environment, 615: 882–894.
303. Wysokiński A., Kalembasa S. 2010. *Influence of Alkalinization and Composting Process of Sewage Sludge on Cadmium and Nickel Content in Plants and Soil*. Ecological Chemistry and Engineering A, 17(4–5): 529–540.
304. Zajączkowski K. 2006. *Produkcyjność wybranych odmian wierzb krzewiastych na doświadczalnych plantacjach o skróconym cyklu*. Leśne Prace Badawcze, 2: 7–32.
305. Zakrzewski T., Chabelski J. 2016. *Technologia FuelCal przetwarzania odpadowych biomas na wieloskładnikowe nawozy organiczno-mineralne i wapniowo-organiczne OrCal*. Inżynieria Ekologiczna, 46:166–174.
306. Zalesny R.S., Bauer E.O. 2007. *Evaluation of Populus and Salix Continuously Irrigated with Landfill Leachate I. Genotype-Specific Elemental Phytoremediation*. International Journal of Phytoremediation, 9: 281–306.
307. Žaltauskaitė J., Judeikytė S., Sujetovienė G., Dagiliūtė R. 2017. *Sewage Sludge Application Effects to First Year Willows (Salix viminalis L.) Growth and Heavy Metal Bioaccumulation*. Waste and Biomass Valorization, 8(5): 1813–1818.
308. Zilverberg C.J., Heimerl K., Schumacher T.E., Malo D.D., Schumacher J.A., Johnson W.C. 2018. *Landscape dependent changes in soil properties due to long-term cultivation and subsequent conversion to native grass agriculture*. Catena 160: 282–297.
309. Żogała A. 2016. *Problemy technologiczne i środowiskowe związane z termiczną komwersją osadów ściekowych*. Inżynieria Ekologiczna, 46: 109–120.
310. Zoghلامي R.I., Hamdi H., Mokni-Tlili S., Khelil M.N., Aissa N.B., Jedidi N. 2016. *Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge*. Ecological Engineering, 95: 604–611.

STRESZCZENIE

Wykorzystanie gruntów marginalnych dla produkcji biomasy na cele energetyczne wpłynęłoby na ograniczenie emisji ditlenku węgla do środowiska, a równoczesne zastosowanie do ich użyźniania osadów ściekowych zwiększyło korzyści środowiskowe. Pomimo korzystnych cech, odpady te posiadają pewne niekorzystne właściwości (w tym znaczna zawartość metali ciężkich), ograniczające możliwości ich zastosowania z uwagi na zanieczyszczenie biomasy plonów, jak i zanieczyszczenie uprawianych gleb. W przypadku uprawy roślin przemysłowych, zanieczyszczenie gleb metalami ciężkimi nie jest problemem, a uprawa wierzby energetycznej umożliwia ponadto fitoremediację gleb z zanieczyszczeń wprowadzanych z osadami.

Celem pracy było określenie wpływu jedno-, dwu- i trzyletniej uprawy wierzby energetycznej na glebie piaszczystej użyźnianej osadami ściekowymi wprowadzanymi do gleby w formie wkładek różnej miąższości na:

- 1) plon biomasy pędów oraz zawartość w nich pierwiastków śladowych w zależności od miąższości wkładki osadów, długości cyklu zbioru, czy właściwości fizykochemicznych i chemicznych podłoża glebowego;
- 2) właściwości fitoremediacyjne pędów wierzby w odniesieniu do gleb nawożonych osadami ściekowymi zawierającymi metale ciężkie poprzez ocenę ich bioakumulacji w pędach, wielkości współczynników bioakumulacji oraz współczynników skuteczności oczyszczania gleby z metali ciężkich;
- 3) zmiany wybranych właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby po uprawie wierzby energetycznej.

Badania nad zawartością wybranych pierwiastków śladowych w trzech klonach wikliny przeprowadzono na glebie bielcowej typowej wytworzonej z piasku gliniastego, zlokalizowanej w miejscowości Jasionka koło Rzeszowa. Czynnikiem doświadczenia były: zastosowany w formie wkładek o miąższości: 10 cm, 20 cm, 30 cm oraz 0 cm (kontrola) osad ściekowy; rodzaj klonu uprawianej wierzby energetycznej: RF3, RF5 (oba wyselekcjonowane na Podkarpaciu przez śp. dra inż. Józefa Błażeja) i 1051 (klon szwedzki); cykl uprawy (jedno-, dwu- i trzyletni). W zebranej biomase pędów wierzby określono metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej ogólną zawartość wybranych metali śladowych. Metodami powszechnie stosowanymi w badaniach chemiczno-rolniczych przeanalizowano wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleby z poszczególnych warstw profili glebowych po zbiorze plonów

w zależności od dawki zastosowanych plonów i cyklu uprawy wierzby energetycznej. Uzyskane rezultaty opracowano metodami statystycznymi z zastosowaniem analizy wariancji.

Średni plon pędów wierzby energetycznej uprawianej na glebie piaszczystej agromeliowanej osadami ściekowymi w istotny sposób zależał od cyklu uprawy – w cyklu jednorocznym wynosił $7,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i zwiększał się w miarę wydłużania czasu uprawy do $13,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w cyklu 2-letnim oraz $19,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ w cyklu 3-letnim. Statystycznie istotny wpływ na kształtowanie się wielkości plonu miały: miąższość zastosowanej wkładki osadów ściekowych (najkorzystniej działała 20 cm wkładka osadów ściekowych) i rodzaj klonu (klony polskie RF-3 i RF-5 zazwyczaj plonowały lepiej, niż klon szwedzki 1051).

Średnia zawartość badanych pierwiastków w korze pędów wierzby energetycznej układała się w następującej kolejności ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$): $\text{Zn} (390) > \text{Mn} (248) > \text{Fe} (54) > \text{Cu} (4,56) > \text{Ni} (2,67) > \text{Cd} (1,63) > \text{Co} (0,70)$. Średnia zawartość tych pierwiastków w drewnie układała się w analogicznej kolejności, lecz była mniejsza: w przypadku Fe prawie 6-krotnie; w przypadku Mn, Zn, Co i Cd około 2-krotnie.

Pomimo zróżnicowania wartości średnich dla uprawianych klonów, nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy zawartością badanych pierwiastków śladowych w korze i drewnie (z wyjątkiem istotnie większej zawartości Mn w drewnie klonu RF-3 i Cu zarówno w korze, jak i drewnie klonu RF-5). Zastosowanie osadów ściekowych w użyźnianiu gleby nie wpłynęło na statystycznie istotne zróżnicowanie średnich zawartości pierwiastków śladowych w korze i drewnie pędów wierzby (z wyjątkiem Fe w drewnie pędów uprawianych z zastosowaniem 10 cm wkładki osadów ściekowych w porównaniu z kontrolą oraz wierzby uprawianej z zastosowaniem 30 cm wkładki). Największe średnie zawartości w drewnie i korze obliczano przy zastosowaniu wkładki o miąższości 10 cm (Fe, Cu, Co i Cd) lub 20 cm (Mn, Zn i Ni). Długość cyklu uprawy istotnie różnicowała zawartość badanych pierwiastków w korze i drewnie pędów (z wyjątkiem Cu i Co). Średnia zawartość Mn i Ni była największa w pędach jednorocznych; Fe, Cu, Co i Cd (tylko w drewnie) w pędach 2-letnich; Zn i Cd (w korze) w pędach 3-letnich.

Średnie bioakumulacji badanych pierwiastków śladowych w pędach wierzby można było uszeregować w następującej kolejności ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$): $\text{Zn} (2672) > \text{Mn} (1865) > \text{Fe} (221) > \text{Cu} (56,2) > \text{Ni} (27,6) > \text{Cd} (13,7) > \text{Co} (5,78)$. Zaobserwowano istotny wpływ miąższości zastosowanej wkładki osadów ściekowych na bioakumulację badanych metali, przy czym największe średnie (niezależnie od cyklu uprawy i rodzaju klonu) stwierdzano w obiektach z 20 cm wkładką osadów ściekowych. Najmniejszym pobraniem wszystkich analizowanych metali wyróżniał się klon szwedzki 1051. Spośród badanych klonów

jedynie klon RF-3 cechował się istotnie większą średnią bioakumulacją Zn i Cd (niezależnie od dawki osadu i cyklu uprawy). Długość cyklu uprawy wierzby energetycznej statystycznie istotnie różnicowała bioakumulację badanych pierwiastków w pędach (z wyjątkiem Mn), przy czym średnio (niezależnie od dawki osadu i rodzaju klonu) największą bioakumulację Ni stwierdzono w pędach jednorocznych; Fe, Cu i Cd w pędach dwuletnich; Zn i Co w pędach trzyletnich.

Wartości średnie współczynników bioakumulacji badanych metali śladowych (BAF) zmniejszały się w następującej kolejności: Cd (7,4) > Zn (4,12) > Mn (1,80) > Cu (0,46) > Ni (0,38) > Co (0,23) > Fe (0,008). Nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu rodzaju klonu wierzby na różnice pomiędzy średnimi współczynnikami BAF poszczególnych metali. Istotny wpływ na kształtowanie się średnich współczynników BAF analizowanych pierwiastków śladowych miały zastosowane w doświadczeniu wkładki osadów ściekowych o różnej miąższości. Największe średnie (niezależnie od cyklu uprawy i rodzaju klonu) stwierdzono: w przypadku Mn i Ni po uprawie na glebie z wkładką 20 cm osadów ściekowych; Fe, Co i Cd po zastosowaniu wkładki o miąższości 10 cm; Cu i Zn – bez dodatku osadu. Pędy jednoroczne cechowały się największymi średnimi BAF (niezależnie od rodzaju klonu i wkładki osadu ściekowego) w przypadku Mn, Zn i Ni; pędy dwuletnie: Cu, Cd i Fe; a pędy trzyletnie Co.

Spośród badanych metali śladowych, najkrótszym czasem oczyszczania gleby charakteryzował się kobalt. Średnio (niezależnie od rodzaju klonu, cyklu uprawy czy dawki osadu) czas oczyszczania gleby z Co wniesionego z osadami ściekowymi zastosowanymi w formie wkładek o zróżnicowanej miąższości wynosił 58 lat.

Zdecydowanie najlepszymi właściwościami oczyszczania gleby z metali śladowych wniesionych do niej z osadami ściekowymi wyróżniał się klon RF-5, który wykazał się największymi dla wszystkich metali (z wyjątkiem Co) średnimi współczynnikami oczyszczania (DE) i najkrótszym czasem oczyszczania. Uprawa wierzby w cyklu jednorocznym najszybciej (niezależnie od dawki osadu i rodzaju klonu) oczyszczała glebę z Ni; w cyklu dwuletнім z Fe, Cu, Co i Cd; w cyklu trzyletнім z Mn i Zn.

Zmiany badanych parametrów fizykochemicznych i chemicznych gleby w całym profilu (w zakresie głębokość 0–150 cm łącznie) w okresie 3 lat objętych badaniami, w zależności od wielkości wkładki osadu ściekowego, zazwyczaj nie były statystycznie istotne. Zgodnie z oczekiwaniami, na ogół największe zawartości metali śladowych, ale także przyswajalnych dla roślin form K i Mg oraz największą sumę zasad wymiennych, kwasowość hydrolityczną, zawartość glinu wymiennego stwierdzono w glebach z obiektów z 30 cm wkładką osadów ściekowych. W przypadku przyswajalnego fosforu statystycz-

nie istotnie większą średnią stwierdzono po zastosowaniu wkładki osadów o miąższości 20 cm. Zastosowane w doświadczeniu wkładki osadów ściekowych wpływały na zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby w poszczególnych warstwach, a najsilniej z głębokości 25–50 cm (strefa, w której zlokalizowano wkładki osadów).

Upływ czasu wpływał na ogół istotnie na zmiany badanych parametrów gleby z wyjątkiem stopnia wysycenia kationami zasadowymi, zawartości potasu przyswajalnego oraz ogólnego żelaza i kadmu. Zazwyczaj największe zmiany obserwowano w warstwie 25–50 cm lub położonej bezpośrednio poniżej 50–75 cm. Spośród badanych pierwiastków, z wyjątkiem przyswajalnych form P i Mg oraz Corg, Zn i Mn w glebie z każdej z rozpatrywanych warstw ujawniła się tendencja do zmniejszania wartości średnich w miarę wydłużania lat uprawy.

Agromelioracja gleby osadami ściekowymi wpłynęła na tendencję do przemieszczania się w głąb profilu gleby analizowanych pierwiastków i organicznych związków węgla, co także wpływało na zmiany właściwości fizykochemicznych. Występowanie w warstwie najgłębszej (>100 cm) istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi (niezależnie od miąższości wkładki osadu) zawartości Co, Ni, Zn, węgla organicznego, fosforu przyswajalnego oraz sumy wymiennych kationów zasadowych i równoczesnej tendencji do wzrostu wartości średnich w miarę zwiększania miąższości wkładki osadu, może świadczyć o migracji związków tych pierwiastków w glebie i potencjalnym zagrożeniu zanieczyszczeniem wód podziemnych.

ABSTRACT

Influence of sewage sludge on bioaccumulation of trace elements in the biomass of energy willow (*Salix viminalis* L.) and light soil properties

The use of marginal soils for the production of biomass for energy purposes would affect the reduction of carbon dioxide emissions to the environment, and the simultaneous application of sewage sludge for their fertilization would increase the environmental benefits. Despite favorable features, these wastes have some unfavorable properties (including significant content of heavy metals), limiting the possibilities of their use due to contamination of the crops biomass, as well as contamination of cultivated soils. In the case of growing industrial crops, soil pollution with heavy metals is not a problem, and the cultivation of energy willow allows also phytoremediation of soils from impurities introduced along with sediments.

The purpose of the work was to determine the effect of one-, two- and three-year energy willow cultivation on sandy soil fertilized with sewage sludge introduced into the soil in the form of inserts of various thickness on:

- 1) yield of shoots biomass and the content of trace elements depending on the thickness of the deposit insert, length of the harvesting cycle, or physicochemical and chemical properties of the soil substrate,
- 2) phytoremediation properties of willow shoots in relation to soils fertilized with sewage sludge containing heavy metals through the assessment of their bioaccumulation in shoots, the size of bioaccumulation coefficients and coefficients of the effectiveness of cleaning the soil from heavy metals,
- 3) changes in selected physicochemical and chemical properties of soil after energy willow cultivation.

Research on the content of selected trace elements in three wicker clones was carried out on typical podzolic soil developed from loamy sand, located in the town of Jasionka near Rzeszów. The factors of the experiment were: sewage sludge used in the form of inserts with a thickness of: 10 cm, 20 cm, 30 cm and 0 cm (control); type of clone of cultivated energy willow: RF3, RF5 (both selected in Podkarpacie by the late Józef Błażej, PhD) and 1051 (Swedish

clone); cultivation cycle (one, two and three years). In the collected biomass of willow shoots, the total content of selected trace metals was determined by atomic absorption spectrophotometry. Methods commonly used in chemical and agricultural studies were applied to analyze selected physicochemical and chemical properties of soil from individual soil profile layers after harvesting depending on the dose of crops used and the cycle of energy willow cultivation. The obtained results were processed by means of statistical methods using the variance analysis.

The average yield of energy willow shoots cultivated on sandy soil agromeliorated with sewage sludge depended significantly on the crop cycle – in the one-year cycle it was $7.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and increased as the growing time to $13.8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in a 2-year cycle and $19.4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ in a 3-year cycle. Statistically significant impact on the yield size was determined by the thickness of the sludge insert used (20 cm sewage sludge was the most advantageous) and the clone type (Polish RF-3 and RF-5 clones usually yielded better than Swedish clone 1051).

The average content of studied elements in the bark of energy willow shoots could be arranged in the following order ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$): Zn (390) > Mn (248) > Fe (54) > Cu (4.56) > Ni (2.67) > Cd (1.63) > Co (0.70). Average content of these elements in the wood was arranged in the same order, but it was smaller: in the case of Fe almost 6 times; in the case of Mn, Zn, Co and Cd, about twice.

Despite the differences in mean values for cultivated clones, there were no statistically significant differences between the content of examined trace elements in bark and wood (except for significantly higher Mn content in the RF-3 wood and Cu both in bark and in the wood of RF-5 clone). The use of sewage sludge in soil fertilization did not affect the statistically significant differences in the average content of trace elements in the bark and wood of willow shoots (with the exception of Fe in wood of shoots grown using a 10 cm sludge insert compared to the control and willow cultivated using a 30 cm insert). The highest mean contents in wood and bark were calculated using a 10 cm thick insert (Fe, Cu, Co and Cd) or 20 cm (Mn, Zn and Ni). The length of the cultivation cycle significantly differentiated the content of analyzed elements in the bark and wood of shoots (except for Cu and Co). The average content of Mn and Ni was the highest in annual shoots; Fe, Cu, Co and Cd (only in wood) in 2-year shoots; Zn and Cd (in bark) in three-year shoots.

The average bioaccumulation of the analyzed trace elements in the willow shoots could be ranked in the following sequence ($\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$): Zn (2672) > Mn (1865) > Fe (221) > Cu (56.2) > Ni (27.6) > Cd (13.7) > Co (5.78). A significant influence of the thickness of sewage sludge applied on the bioaccumulation of investigated metals was observed, with the highest mean (regardless of the cultivation cycle and clone type) observed in objects with a 20 cm sewage

sludge insert. The smallest uptake of all analyzed metals distinguished the Swedish clone 1051. Among the clones studied, only the RF-3 was characterized by significantly higher average bioaccumulation of Zn and Cd (regardless of the sludge dose and cultivation cycle). The length of the willow cultivation cycle statistically significantly differentiated the bioaccumulation of studied elements in shoots (except Mn), whereas on average (irrespective of the dose of sludge and clone type), the highest bioaccumulation of Ni was found in annual shoots; Fe, Cu and Cd in two-year shoots; Zn and Co in three-year shoots.

The mean values of bioaccumulation coefficients of the investigated trace metals (BAF) decreased in the following order (-): Cd (7.4) > Zn (4.12) > Mn (1.80) > Cu (0.46) > Ni (0.38) > Co (0.23) > Fe (0.008). There was no statistically significant effect of the willow clone type on differences between the average BAF coefficients for individual metals. The sewage sludge inserts of various thickness used in the experiment had significant influence on the formation of mean BAF coefficients of analyzed trace elements. The largest average values (irrespective of the cultivation cycle and the type of clone) were found in the case of Mn and Ni after cultivation on soil with a sewage sludge insert of 20 cm; Fe, Co and Cd after insertion with a thickness of 10 cm; Cu and Zn – without addition of sludge. Annual shoots were characterized by the highest mean BAF (irrespective of the type of clone and sludge insert) in the case of Mn, Zn and Ni; two-year shoots: Cu, Cd and Fe; and three-year shoots for Co.

Among the tested trace metals, Co was characterized by the shortest time of soil purification from elements. On average (regardless of the type of maple, cultivation cycle or dose of sludge) the time of purification of the soil from Co brought with sewage sludge used in the form of inserts of various thickness was 58 years.

The best properties of soil purification from trace metals introduced with sewage sludge distinguished the RF-5 clone, which showed the highest for all metals (except Co) average purification coefficients (DE) and the shortest purification time. Willow cultivation in one-year cycle was the fastest (regardless of the dose of sludge and the type of clone) in clearing the soil from Ni; in a two-year cycle from Fe, Cu, Co and Cd; in a three-year cycle from Mn and Zn.

Changes in the physicochemical and chemical parameters studied in the whole profile (in the range of 0–150 cm depth) in the three years covered by the study, depending on the size of sludge insert, were not statistically significant. As expected, in general, the highest contents of trace metals, but also the K and Mg forms available for plants, and the largest sum of exchangeable bases, hydrolytic acidity, exchangeable aluminum content were found in soils from objects with a 30 cm sewage sludge insert. In the case of bioavailable phosphorus, statistically significantly higher average was found after the use of

a 20 cm sludge insert. Sludge inserts used in the experiment influenced the diversification of physicochemical and chemical properties of the soil in individual layers, the strongest from the depth of 25–50 cm (the zone in which the sludge inserts were located).

The time course generally affected the changes in the parameters studied in the soil from individual depths (except for the saturation with alkaline cations, available potassium content and total iron and cadmium). Typically, the largest changes were observed in the 25–50 cm layer or directly below 50–75 cm. Among the studied elements, with the exception of available P and Mg forms and Corg, Zn and Mn, there was a tendency to reduce the mean values as the growing years increased in the soil from each of the considered layers.

Agro-melioration of the soil using sewage sludge influenced the tendency to move the analyzed elements and organic carbon compounds deep into the soil profile, which also affected the changes in physicochemical properties. The occurrence of statistically significant differences between average values (regardless of thickness of the sludge insert) of Co, Ni, Zn content, organic carbon, available phosphorus and the sum of exchangeable base cations as well as simultaneous tendency to increase the mean values as the thickness of the sludge is increased in the deepest layer (>100 cm), may indicate the migration of these elements within the soil and potential risk of groundwater contamination.

