

Wydział Agrobiotechnologii
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie

mgr inż. Szymon Roszkowski

**Wykorzystanie karbońskich odpadów wydobywczych
do odbudowy i kształtowania właściwości gleb:
Strategia w kierunku gospodarki obiegu zamkniętego**

Use of Carboniferous mining waste for restoration and shaping of soil properties:
A Strategy towards a circular economy

Praca przedstawiona Radzie Naukowej Dyscypliny
Rolnictwo i Ogrodnictwo
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie
celem uzyskania stopnia doktora w dziedzinie nauk rolniczych
w dyscyplinie rolnictwo i ogrodnictwo

Promotor: dr. hab. inż. Grażyna Żukowska, prof. uczelni
Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska

Lublin 2022

SPIS TREŚCI

	STRESZCZENIE	3
	SUMMARY	5
1.	WPROWADZENIE	7
2.	PRZEGLĄD LITERATURY	9
2.1.	Odpady wydobywcze w górnictwie węgla kamiennego	9
2.1.2.	Właściwości i postępowanie z karbońskimi odpadami wydobywczymi w Kopalni Lubelski Węgiel „Bogdanka”	13
2.2.	Odpadowa wełna mineralna z upraw pod osłonami	15
2.3.	Komunalne osady ściekowe	17
2.4.	Przyrodnicze wykorzystanie odpadów jako strategia gospodarki obiegu zamkniętego	22
3.	CEL I HIPOTEZY BADAŃ	26
3.1.	Cel badań	26
3.2.	Hipotezy badań	26
4.	MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ	27
4.1.	Właściwości materiałów zastosowanych w doświadczeniu	27
4.2.	Skład mieszanin	29
4.3.	Wazonowe doświadczenie wegetacyjne	30
4.4.	Badania laboratoryjne	32
5.	WYNIKI BADAŃ	34
5.1.	Właściwości i potencjał plonotwórczy ocenianych podłoży – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część A	34
5.1.1.	Odczyn i właściwości sorpcyjne ocenianych podłoży	34
5.1.2.	Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w ocenianych podłożach	42
5.1.3.	Zasolenie ocenianych podłoży	45
5.1.4.	Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w ocenianych podłożach	46
5.1.5.	Zawartość metali ciężkich w ocenianych podłożach	50
5.1.6.	Zawartość i formy baru w ocenianych podłożach	59
5.1.7.	Plonowanie roślin uprawianych na ocenianych podłożach	63
5.1.8.	Zawartość metali ciężkich i baru w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach	66
5.1.8.1.	Wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich i baru w roślinach	73
5.2.	Właściwości i potencjał plonotwórczy gleby użyźnionej odpadami wydobywczymi oraz ocenianymi mieszaninami	76
5.2.1.	Odczyn i właściwości sorpcyjne gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami	76
5.2.2.	Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	85
5.2.3.	Zasolenie gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami	89
5.2.4.	Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	90
5.2.5.	Zawartość metali ciężkich w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	94
5.2.6.	Zawartość i formy baru w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	104
5.2.7.	Plonowanie roślin uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	108
5.2.8.	Zawartość metali ciężkich i baru w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami	111
5.2.8.1.	Wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich i baru w roślinach	119
6.	PODSUMOWANIE I DYSKUSJA	123
7.	WNIOSKI	148
8.	LITERATURA	152

STRESZCZENIE

Wzrost uprzemysłowienia gospodarek wschodzących i utrzymujący się wysoki poziom zużycia materiałów w krajach wysoko rozwiniętych sprawiły, że w ostatnich dziesięcioleciach obserwowany był bezprecedensowy wzrost popytu na surowce. Zwróciło to uwagę na kwestie związane z zasobooszczędnością, w tym na politykę gospodarowania odpadami i materiałami, czego efektem jest promowanie paradygmatu gospodarki obiegu zamkniętego (*circular economy*). Założenia gospodarki obiegu zamkniętego rozszerzają konwencjonalne podejście do utylizacji i recyklingu odpadów oraz produktów ubocznych, kładąc nacisk na wykorzystanie wartości materiałów. Najlepszym rozwiązaniem w ramach gospodarki obiegu zamkniętego jest wykorzystanie cykli przyrody do konwersji materiałów, energii i składników odżywczych do użytku gospodarczego.

W pracy oceniano właściwości i potencjał plonotwórczy karbońskich odpadów wydobywczych oraz możliwość ich wykorzystania do wytworzenia mieszanin, które mogłyby pełnić rolę samodzielnego podłoża do wzrostu i rozwoju roślin lub być wykorzystane jako „środek” użyźniający.

Badania przeprowadzono w ścisłym doświadczeniu wazonowym. W pierwszej części doświadczenia oceniano właściwości i potencjał plonotwórczy podłoża, które stanowiły karbońskie odpady wydobywcze oraz ich mieszaniny ze zróżnicowanym udziałem komunalnego osadu ściekowego (2,5 i 5,0%) i poużytkowej wełny mineralnej z upraw pod osłonami (1%) pod kątem ich przydatności do wytwarzania okrywy biologicznej na składowiskach różnych odpadów oraz rekultywacji i odbudowy gleb na terenach poprzemysłowych; w drugiej części oceniano możliwość wykorzystania otrzymanych mieszanin do użyźniania zdegradowanej gleby antropogenicznej. Doświadczenie realizowano przez 2 sezony wegetacyjne, uprawiając kolejno gorczycę białą i kukurydzę.

Badania laboratoryjne obejmowały oznaczenie właściwości, mających znaczenie w kształtowaniu żyzności gleb (odczyn, właściwości sorpcyjne, zawartość węgla organicznego, azotu ogólnego, przyswajalnych form P, K i Mg) oraz zawartości metali ciężkich, baru i jego form. Oceniano plonowanie roślin, oznaczono zawartość metali ciężkich i baru w biomacie roślin oraz wyznaczono wskaźniki ich bioakumulacji.

Uzyskane wyniki potwierdziły hipotezę że karbońskie odpady wydobywcze zapewniają minimalne warunki dla wzrostu roślin. Niski potencjał plonotwórczy tych odpadów, przy jednocześnie dobrych, ale nie zbilansowanych właściwościach

nawozowych potwierdził potrzebę optymalizacji ich właściwości. Jakość podłoży była ściśle związana z udziałem osadu ściekowego w mieszaninach i modyfikowana przez dodatek wełny mineralnej. Lepszymi właściwościami i większym potencjałem plonotwórczym charakteryzowały się podłoża z 5 % udziałem osadu ściekowego, a uzupełnienie składu podłoży o 1% dodatek wełny mineralnej zwiększał ich skuteczność nawozową. Karbońskie odpady wydobywcze wprowadzone, jako środek użyźniający do gleby zdegradowanej, samodzielnie oraz jako mieszaniny z osadem ściekowym i wełną mineralną, wpłynęły na poprawę właściwości gleby i jej potencjału plonotwórczego. Zakres tych zmian był skorelowany ze składem mieszanin. Najlepsze efekty użyźnienia zdegradowanej gleby antropogenicznej uzyskano po wprowadzeniu do gleby mieszaniny karbońskich odpadów wydobywczych z 5 % udziałem komunalnego osadu ściekowego.

Oceniane właściwości, a szczególnie wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich w roślinach mogą być skutecznym narzędziem warunkującym bezpieczne wykorzystanie odpadów do nawożenia i rekultywacji gleb

Uzyskane wyniki wskazują na możliwość wykorzystania mieszanin na bazie odpadów wydobywczych do: wykonania okrywy biologicznej na składowiskach różnych odpadów, rekultywacji i odbudowy gleb na terenach przemysłowych i zurbanizowanych oraz kształtowania właściwości gleb marginalnych. Taki sposób zagospodarowania karbońskich odpadów wydobywczych i odpadów optymalizujących ich właściwości może być skuteczną strategią w ramach gospodarki obiegu zamkniętego a jednocześnie zwiększy efektywność zarządzania glebami zdegradowanymi i słabej jakości.

Słowa kluczowe: karbońskie odpady wydobywcze, osad ściekowy, gospodarka odpadami, rekultywacja i nawożenie gleb, właściwości gleb, plonowanie roślin, wskaźniki bioakumulacji

SUMMARY

The increase in industrialization in emerging economies and the persistently high level of material consumption in highly developed countries have resulted in an unprecedented increase in demand for raw materials in recent decades. It drew attention to issues related to saving resources, including the waste and materials management policy, which resulted in the promotion of the circular economy paradigm. The principles of the circular economy extend the conventional approach to treating and recycling waste and by-products, emphasizing the use of the value of materials. The best solution in a circular economy is to use nature's cycles to convert materials, energy, and nutrients for economical use.

The study assessed the properties and yield potential of Carboniferous mining waste and the possibility of using them to produce mixtures that could act as an independent substrate for plant growth and development or be used as a fertilizer.

The research was carried out in a strict pot experiment. In the first part of the experiment, the properties and yield potential of the substrates were assessed, which were Carboniferous mining waste and their mixtures with a varied share of municipal sewage sludge (2.5 and 5.0%) and post-consumer mineral wool from crops under cover (1%) in terms of their suitability for the production of biological cover in landfills of various types of waste as well as soil reclamation and reconstruction in post-industrial areas; in the second part, the possibility of using the obtained mixtures for fertilization of degraded anthropogenic soil was assessed. The experiment was carried out for two growing seasons, growing white mustard and maize.

Laboratory tests included the determination of properties essential for the development of soil fertility (reaction, sorption properties, content of organic carbon, total nitrogen, available P, K, and Mg forms) and the content of heavy metals, barium, and its forms. Plant yielding was assessed, the content of heavy metals and barium in plant biomass was determined, and indicators of their bioaccumulation were determined.

The obtained results confirmed the hypothesis that Carboniferous mining waste provides minimal conditions for plant growth. The low yield potential of this waste, with good but not balanced fertilization properties, confirmed the need to optimize its properties. The quality of the substrates was closely related to the share of sewage sludge

in the mixtures and was modified by adding mineral wool. The substrates with a 5% share of sewage sludge had better properties and higher yielding potential, and supplementing the composition of the substrates with a 1% addition of mineral wool increased their fertilizing efficiency. Carboniferous mining waste introduced as a fertilizer to degraded soil, alone and as mixtures with sewage sludge and mineral wool, improved soil properties and yielding potential. The extent of these changes was correlated with the composition of the mixtures. The best effects of fertilization of degraded anthropogenic soil were obtained after introducing a mixture of Carboniferous mining waste with a 5% share of municipal sewage sludge into the soil.

The assessed properties, and in particular indicators of bioaccumulation of heavy metals in plants, may be an effective tool for the safe use of waste for fertilization and soil reclamation.

The obtained results indicate the possibility of using mixtures based on mining waste to make biological cover in landfills of various types of waste, reclamation, and reconstruction in post-industrial and urbanized areas and shape the properties of marginal soils. This method of managing Carboniferous mining wastes and optimizing their properties may be an effective strategy within the closed-loop economy. At the same time, it will increase the efficiency of the management of degraded and poor-quality soils.

Keywords: Carboniferous mining waste, sewage sludge, waste management, soil reclamation and fertilization, soil properties, plant yielding, bioaccumulation indicators

1. WPROWADZENIE

Zaspokajanie potrzeb społecznych i ekonomicznych z zachowaniem odpowiedzialności za jakość środowiska jest jednym z głównych celów w XXI wieku [Purvis i in., 2019]. Stanowi to szczególne wyzwanie w górnictwie, które zaliczane jest do działań gospodarki o szczególnie dużej presji na środowisko naturalne. Negatywne efekty zewnętrzne powodowane przez przemysł wydobywczy obejmują usuwanie rodzimej roślinności, utratę bioróżnorodności, zmiany stosunków wodnych, zanieczyszczenie gleby i wody, wytwarzanie dużych ilości odpadów oraz zajmowanie i degradację znacznych powierzchni gleb [Masood i in., 2020; Latifovic i in., 2005].

Na szczególną uwagę zasługuje dewastacja gleb. Gleby odgrywają kluczową rolę we wszystkich ekosystemach lądowych, odpowiadając za utrzymanie bioróżnorodności, zapewnienie czystej wody, wspieranie produkcji roślinnej i zwierzęcej oraz regulację klimatu [Adhikari i Hartemink, 2016]. Co więcej, gleby są wrażliwymi i ograniczonymi zasobami, ponieważ procesy glebotwórcze, prowadzące do wytworzenia gleby, zajmują tysiące lat, ich degradacja może nastąpić w krótkim czasie, natomiast procesy regeneracji trwają bardzo długo [Kaiser, 2004]. Równie ważnym problemem są odpady, ponieważ działalność wydobywcza generuje rocznie ponad 100 miliardów ton odpadów, a prognozy przewidują znaczny (około 70%) wzrost wytwarzania tych odpadów w ciągu najbliższych 40 lat [Kaza i in., 2018]. W związku z tym scenariuszem, w dążeniu do zrównoważonego rozwoju, zarówno strategie gospodarowania odpadami wydobywczymi jak i zarządzanie glebami zdewastowanymi w sektorze górnictwie wymagają wdrożenia innowacyjnych rozwiązań.

Uwzględniając dotychczasowe wyniki badań dotyczące oceny właściwości odpadów wydobywczych, uzasadnionym pod względem gospodarczym, ekologicznym i społecznym jest poszukiwanie racjonalnych sposobów zagospodarowania tej „*naturalnej kopaliny*”. Jedną z opcji odzysku odpadów wydobywczych jest ich zastosowanie do wytworzenia podłoży glebowych (*inaczej określanych w literaturze jako: mieszaniny glebopodobne, podłoża konstruowane, sztuczna gleba, technosol konstruowany, technosol*) w ramach przyjaznej dla środowiska strategii gospodarowania odpadami [Firpo i in., 2015; Weiler i in., 2020; Amaral i in., 2020].

Podłoża glebowe konstruowane na bazie odpadów wydobywczych powinny dostarczać i przetwarzać składniki odżywcze dla roślin i bioty glebowej oraz posiadać zdolności do buforowania lub filtrowania ewentualnych zanieczyszczeń. Funkcjonowanie i jakość „sztucznej gleby” zależą od wzajemnie powiązanych i optymalnie ukształtowanych właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych, co nie tylko pozwala na wzrost roślin, ale także umożliwia pełnienie innych funkcji i usług ekosystemowych [Lal, 2015]. W związku z tym przy wytwarzaniu podłoży glebowych o optymalnych właściwościach wskazane jest kojarzenie odpadów wydobywczych z innymi odpadami. W tym celu można wykorzystać m.in. komunalne osady ściekowe, czy wełnę mineralną z upraw pod osłonami. Odpady te, sprawdzone w nawozowych i rekultywacyjnych działaniach środowiskowych [Baran i in., 2008a], mogą skutecznie optymalizować właściwości podłoży glebowych konstruowanych na bazie odpadów wydobywczych. Stosowanie osadów ściekowych jest jedną ze strategii szybkiego wzbogacenia gleb w materię organiczną, azot i fosfor [Darmody i in., 2009; Liu i Lal, 2014; Watkinson i in., 2016; Moreno-Barrigaet i in., 2017]. Wełna mineralna, bierna, nieaktywna i obojętna chemicznie, posiada wysoką pojemność wodną i bardzo dobre właściwości kapilarne. Stosowana łącznie z osadem ściekowym w rekultywacji gleb zdegradowanych optymalizuje właściwości fizyczne i wodne oraz procesy przemian substancji organicznej, co stwarza warunki do inicjacji procesu glebotwórczego i właściwej gospodarki składnikami mineralnymi, czego wyrazem jest plonowanie roślin [Baran i in., 2006; Baran i in., 2008c; Baran i in., 2012; Żukowska i in., 2014; Kołodziej i in., 2020].

Podstawowym celem, który przyjęto w ramach niniejszych badań było opracowanie składu mieszanin (podłoży glebowych), na bazie karbońskich odpadów wydobywczych, komunalnego osadu ściekowego i odpadowej wełny mineralnej, o właściwościach, które pozwolą na ich zastosowanie do: wytwarzania warstwy glebotwórczej przy rekultywacji zapadlisk górniczych, wyrobisk po eksploatacji kruszyw, składowisk odpadów, rekultywacji gleb zdegradowanych i marginalnych oraz poprawy jakości gleb słabych, V i VI klasy bonitacyjnej.

Planując badania kierowano się zasadą zrównoważonego zarządzania w gospodarce odpadami, która mówi, że *to co zostało ze środowiska zabrane, winno do niego wrócić*. Zasada ta jest obowiązująca w porządku prawnym Unii Europejskiej, m.in. w założeniach zawartych w Komunikacie Komisji do Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów „*Ku gospodarce o obiegu zamkniętym - zero odpadów*” [KOM.UE, 2014].

2. PRZEGLĄD LITERATURY

2.1. Odpady wydobywcze w górnictwie węgla kamiennego

Pozyskiwanie węgla polega na wydobyciu surowej rudy z kopalni, po czym następuje proces wzbogacania, który koncentruje materiał węglowy w celu spełnienia wymagań termicznych. Pozostały materiał jest uważany za odpad, ponieważ nie nadaje się do celów przemysłowych i/lub jest nieopłacalny w użyciu. Technologie stosowane w zakładach przerobczych i jakość węgla określają skład, potencjalne zanieczyszczenie i ilość wytwarzanych odpadów powęglowych [Kumar i Kumar, 2018; Rezaee i in., 2019]. Złóża odpadów węglowych zajmują i zakłócają duże obszary, zmieniając topografię wraz z fizycznymi i chemicznymi warunkami glebowymi [Ghose, 2005; Daniels i Stewart, 2010; Sheoran i in., 2010; Kossoff i in., 2014], generują kwaśne odcieki z kopalni prowadzące do zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych [Simate i Ndlovu, 2014; Qureshi i in., 2016; Skousen i in., 2019] oraz mogą podlegać erozji wodnej i wiatrowej [Lotermoser i Ashley, 2006; Brotons i in., 2010; Zhang i in., 2015].

Tabela 1. Zasoby węgla kamiennego w Polsce – stan na 31.12.2020r. [mln ton]

Wyszczególnienie	Ilość złóż	Zasoby geologiczne		Zasoby przemysłowe
		bilansowe	pozabilansowe	
Ogółem w Polsce	163	64 422,50	13 351,01	4 809,84
w tym:				
zasoby złóż zagospodarowanych	49	28 409,26	3 053,94	4 388,72
zasoby złóż niezagospodarowanych	59	30 585,70	8 716,46	347,01
złóża, których eksploatacji zaniechano	55	5 427,42	1 580,62	74,11
Z podziałem na regiony:				
Górnośląskie Zagłębie Węglowe	146	52 305	8 245	4 162
Lubelskie Zagłębie Węglowe	10	11 693,5	5 069,01	647,84
Dolnośląskie Zagłębie Węglowe	7	424	37	-

Opracowanie własne na podstawie http://geoportal.pgi.gov.pl/surowce/energetyczne/wegiel_kamienny

W Polsce węgiel kamienny występuje w 163 złóżach, jego zasoby geologiczne bilansowe szacowane są na ponad 64 220 mln ton, a zasoby przemysłowe na 4809,84 mln ton, z czego ponad 4 100 mln przypada na Górnośląskie Zagłębie Węglowe i około 648 mln ton na Lubelskie Zagłębie Węglowe (tab. 1).

Największe wydobycie węgla w Polsce przypadało na lata 90-te ubiegłego wieku. Od roku 1995, w którym wydobycie wynosiło 135,5 mln ton, obserwuje się systematyczne zmniejszanie wydobycia (tab. 2). Przez wiele lat Polska zajmowała miejsca w pierwszej piątce krajów o największym wydobyciu węgla kamiennego. W roku 2019 nasz kraj spadł w tej klasyfikacji na 10 pozycję z wydobyciem na poziomie 61,5 mln ton.

Tabela 2. Wydobycie węgla kamiennego w Polsce na przestrzeni lat

rok	1995	2000	2005	2010	2015	2016	2017	2018	2019
mln ton	135,5	102,1	95,4	76,7	72,5	70,6	65,5	63,4	61,5

Opracowanie własne na podstawie http://geoportal.pgi.gov.pl/surowce/energetyczne/wegiel_kamienny

Działalność wydobywcza w Polsce generuje odpady, których genezę określają przepisy ustawy o odpadach wydobywczych z dnia 10 lipca 2008 roku [Dz.U.2008.138.865; Dz.U.2021.1972], definiując je jako „*odpady pochodzące z poszukiwania, rozpoznawania, wydobywania, przeróbki i magazynowania kopalin ze złóż*”.

Tabela 3. Ilość odpadów przemysłowych, w tym wydobywczych wytwarzanych w Polsce na przestrzeni lat [mln ton]

Wyszczególnienie	rok									
	1995	2000	2005	2010	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Odpady przemysłowe	133,6	125,5	124,6	113,5	130,9	128,3	113,8	115,3	114,1	109,5
Odpady wydobywcze	71,2	62,3	64,4	58,0	64,6	63,2	62,3	61,4	63,7	60,8
Odpady z wydobycia węgla kamiennego	46,7	41,1	38,6	30,7	34,4	33,6	31,6	30,8	31,2	29,8

Opracowanie własne na podstawie: GUS. Ochrona środowiska. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska> (dostęp 25.01.2022r.)

Ilość odpadów wydobywczych wytworzonych w Polsce roku 1995 wynosiła 71,2 mln ton i zmniejszyła się do 60,8 mln ton w roku 2020 (tab.3). Największy udział w tej grupie odpadów przypadł na odpady z wydobycia węgla kamiennego. W roku 1995 przemysł wydobywczy węgla kamiennego wygenerował 46,7 mln ton odpadów, tj. ok. 65% wytworzonych odpadów wydobywczych. Zmniejszenie wydobycia węgla, związane z restrukturyzacją kopalń węgla kamiennego, wpłynęło na zmniejszenie ilości tego rodzaju

odpadów. W latach 2016-2020 górnictwo węgla kamiennego wytwarzało odpowiednio, 33,6 i 29,8mln ton odpadów.

Dla odpadów powstających przy wydobyciu i wzbogacaniu (przeróbce) węgla kamiennego w literaturze zamiennie używa się określenia odpady powęglowe [Szugaj, 2014]. Odpady te eksploatowane są razem z pokładami węgla kamiennego, które są głównym celem działalności górniczej i na drodze przeróbki mechanicznej są oddzielane od węgla. Część tych odpadów generują roboty przygotowawcze i udostępniające złożę. Odpady te tworzą płonne, skały karbońskie osadowe. Zgodnie z Katalogiem odpadów [Dz.U.2020.10] odpady pochodzące z wydobycia i przeróbki węgla kamiennego zaliczane są do grupy 01 - Odpady powstające przy poszukiwaniu, wydobywaniu, fizycznej i chemicznej przeróbce rud oraz innych kopalin oraz rodzajów:

- 01 01 02 – odpady z wydobywania kopalin innych niż rudy metali (odpady z wydobycia węgla kamiennego),
- 01 04 12 – odpady powstające przy płukaniu i oczyszczaniu kopalin inne niż wymienione w 010407 i 010411 (odpady powstałe w zakładach przeróbki mechanicznej z płuczki ziarnowej, miałowej oraz sortowania ręcznego),
- 01 04 80 – odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla zawierające substancje niebezpieczne (z flotacyjnego wzbogacania węgla kamiennego),
- 01 04 81 – odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla inne niż wymienione z 01 04 80 (z flotacyjnego wzbogacania węgla kamiennego).

Tabela 4. Postępowanie z odpadami wydobywczymi w Polsce w roku 2020

Wyszczególnienie		tys. ton	%
Ogółem		60838	100
Podane odzyskowi		24398	40,1
Unieszkodliwione	razem	36142	59,41
	w tym składowane	35838	58,91
Przekazane innym odbiorcom		8	0,01
Czasowo magazynowane		290	0,48
Dotychczas nagromadzone		828302	-

Opracowanie własne na podstawie: GUS. Ochrona środowiska. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska> (dostęp 25.01.2022r.)

Gospodarki odpadami wydobywczymi (grupa 01) w Polsce nie uznaje się za zadawalającą. Wynika to m.in. z niedostatku technicznie, ekonomicznie i ekologicznie

sprawdzonych technologii przeróbki i odzysku surowców odpadowych, co przyczynia się do degradacji środowiska oraz wzrostu kosztów ponoszonych na transport odpadów i z tytułu opłat środowiskowych [Bednorz, 2011; Grudziński, 2013]. Aktualna gospodarka tymi odpadami (tab. 4) wiąże się z ich unieszkodliwianiem, w tym głównie na składowiskach (59,41%) i odzyskiem (40,1%), przekazywaniem innym odbiorcom (0,01%) oraz czasowym magazynowaniem (0,48%).

Unieszkodliwianie odpadów wydobywczych głównie na składowiskach [Dz.U.2013.523; Dz.U.2022.1972] sprawia, że ilość nagromadzonych odpadów jest bardzo duża (828302 tys. ton) i systematycznie się zwiększa. Niesie to za sobą poważne skutki ekologiczne (przejmowanie terenów rolno-leśnych, degradację stosunków wodnych, zanieczyszczenie atmosfery i cieków wodnych, zakłócenie obiegu składników w przyrodzie) oraz ekonomiczne i społeczne [Bednorz, 2011; Grudziński, 2013].

Tabela 5. Analiza SWOT gospodarki odpadami powęglowymi na poziomie instytucjonalnym

Mocne strony	Słabe strony
<ul style="list-style-type: none"> — znaczne zasoby powstających i zdeponowanych odpadów, — niskie koszty pozyskania odpadów, — wysoki stopień przetworzenia odpadów w wyniku procesów wzbogacania, — znacząca zawartość nośnika energii w odpadach zdeponowanych w okresach wcześniejszych. 	<ul style="list-style-type: none"> — zmieniające się sposoby wydobycia węgla, — konieczność rozbudowy infrastruktury, — koszty powtórnego wzbogacania odpadów, — konieczność prowadzenia badań jakościowych odpadów wydobywczych, — zmienność właściwości odpadów wydobywczych wynikająca z warunków górniczo-geologicznych.
Szanse	Zagrożenia
<ul style="list-style-type: none"> — promowanie wdrażania gospodarki obiegu zamkniętego, — „moda” na efektywne wykorzystanie odpadów, — planowane przez samorządy terytorialne prace związane z rekultywacją terenów i zmianą sposobu ich użytkowania. 	<ul style="list-style-type: none"> — uwarunkowania prawne z zakresu przetwarzania odpadów i wykorzystywania pozyskanych z nich produktów, — brak środków finansowych na inwestycje, — brak innowacyjnych, tanich i powszechnie dostępnych technologii.

Opracowanie własne

Pozyskanie danych dotyczących postępowania z odpadami wydobywczymi powstającymi podczas wydobycia i przeróbki węgla kamiennego jest trudne, ponieważ

dostępne dane statystyczne zawierają dane zbiorcze dla odpadów grupy 01. Analiza informacji w dokumentach kopalń węgla kamiennego wskazuje, że odzyskowi poddawanych jest od 70 do 80% odpadów powęglowych [Baic, 2013]. Z tej ilości 30% jest wykorzystywane przemysłowo, w tym do wytwarzania granulatów stanowiących produkt do mieszanek energetycznych, kruszyw sztucznych, spoiw hydraulicznych oraz mieszanek stabilizowanych kruszywowo-popiołowych. Pozostałe (70%) wykorzystuje się do niwelacji i rekultywacji terenów zdegradowanych, w budownictwie hydrotechnicznym i ziemnym oraz jako materiał podsadzkowy wyrobisk eksploatacyjnych [Baic i Witkowska-Kita, 2011; Kłojzy-Kaczmarczyk i in., 2016; Korban, 2011; Góralczyk i Baic, 2009; Szymkiewicz i in., 2009; Łyszczarz i Komińska-Wawryszuk, 2008]. W tabeli 5 przedstawiono analizę SWOT dotyczącą gospodarki odpadami z górnictwa węgla kamiennego.

Baic [2013] w ramach realizacji projektu FORESIGHT OGWK wykazał, że do najbardziej zaawansowanych technologii zagospodarowania odpadów z wydobycia węgla kamiennego zaliczyć można wykorzystanie:

- odpadów przerobczych do rekultywacji technicznej terenów zdegradowanych,
- skały płonnej do likwidacji pustek poeksploatacyjnych,
- odpadów flotacyjnych w podsadzkach samozestalających,
- odpadów pozyskiwanych z hałdy do produkcji kruszyw,
- odpadów drobnoziarnistych i poflotacyjnych zdeponowanych w stawach osadowych do pozyskiwania węgla.

Część tych sposobów postępowania z odpadami wydobywczymi nakreśla kolejne problemy środowiskowe. Rekultywacja biologiczna składowisk odpadów wydobywczych, likwidacja zapadlisk, a także niwelowanie wyrobisk, wymaga wytworzenia odpowiedniej zewnętrznej warstwy rekultywacyjnej, spełniającej warunki dla tworzonej okrywy biologicznej i wielokierunkowej gospodarki przyrodniczej.

2.1.2. Właściwości i postępowanie z karbońskimi odpadami wydobywczymi w Kopalni Lubelski Węgiel "Bogdanka" S.A.

Odpady wydobywcze z Kopalni Lubelski Węgiel „Bogdanka” to skały płonne składające się z fragmentów skał stropowych, spągowych i przerostów pokładów węgla warstw lubelskich. W stropie i przerostach tych pokładów występują osady ilowcowe ze

skamielinami roślin i iłowce środowiska jeziornego. Spąg stanowią gleby stigmariowe zawierające także syderyty ilaste i oolity syderytowe [Bzowski i Dawidowski, 2013]

Karbońskie odpady wydobywcze z kopalni Lubelski Węgiel "Bogdanka" to naturalna kopalina pod względem petrograficznym charakteryzująca się średnią zawartością 85% łupków ilastych, mułowców (4,9%), piaskowców (6,3%) oraz syderytów ilastych i sferosyderytów [Bzowski i Dawidowski, 2013]. Skład ziarnowy tych odpadów kształtuje się następująco: frakcja gruboziarnista (20-200 mm) 40-50%, frakcja drobnoziarnista (0,5-20 mm) 30-40%, frakcja mułowo-ilasta (<0,5 mm) ok. 20%. Skład mineralogiczny kształtuje się następująco: 50-60% minerały ilaste (kaolinit, illit, chloryt), 10-35% kwarc i muskowitz, 7-10% substancja organiczna, 2-5% syderyt i śladowe ilości skaleni i pirytu.

Odpady te charakteryzują się odczynem obojętnym, znaczącą zawartością potasu, magnezu i wapnia, Zawartość metali ciężkich nie przekracza poziomów dopuszczalnych dla gleb uprawnych, a zawartość baru występuje w stężeniach podwyższonych [Bzowski i in., 2010; Bzowski i Dawidowski, 2013; Dz.U.2011.175.1048].

Właściwości karbońskich odpadów wydobywczych z kopalni Lubelski Węgiel „Bogdanka” wskazują, że stanowią one potencjalne zasoby składników mineralnych, które mogą/powinny być wykorzystane w gospodarce środowiskowej. Zastosowanie do gleby karbońskich odpadów wydobywczych przekłada się na poprawę jej zasobności w składniki mineralne, bowiem stosując 100 Mg ha^{-1} tych odpadów wprowadzimy do gleby około Mg ha^{-1} : 1,2 CaO, 1,2 MgO, 2,1 K₂O oraz 0,2 P₂O₅ oraz uzyskamy zwiększenie udziału frakcji ilastej o 4% i o 0,7% węgla organicznego. Dowodzi to, że uzasadnionym jest poszukiwanie racjonalnych sposobów zagospodarowania tej „naturalnej kopaliny”.

Jednym ze sposobów wykorzystania karbońskich odpadów wydobywczych jest lokowanie ich w górniczych wyrobiskach podziemnych jako materiału podsadzowego, stosowanego samodzielnie lub w mieszaninach z piaskiem podsadzowym [Kłojzy-Kaczmarczyk i in., 2016]. Podkreślić należy, że zakres tego wykorzystania jest niewielki, a w kopalni "Bogdanka", niemożliwy do realizacji.

Badania przeprowadzone w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku dawały nadzieję na wykorzystanie karbońskich odpadów wydobywczych z kopalni „Bogdanka” jako surowca do produkcji ceramiki budowlanej i w przemyśle cementowym. Ich efektem było m.in. opracowanie w ramach współpracy z francuską firmą OCCIDENTAL INDUSTRIES, technologii produkcji cegły klinkierowej Technologia ta została wdrożona do produkcji, jednak ze względu na trudności związane z wypalaniem cegły z materiałów o

zawartości frakcji palnych około 10% oraz wskaźników ekonomicznych, proces ten zaniechano po kilku latach [Baran i Turski 1995].

Karbońskie odpady wydobywcze powstające w kopalniach Górnośląskiego Zagłębia Węglowego w dominującej części były i są składowane na hałdach [GUS, 2018]. Pewna część jest wykorzystywana do prac niwelacyjnych i rekultywacyjnych niecek osiadania powstałych wskutek działalności kopalń [Bzowski i in., 2010]. Odpady wydobywcze powstające w Kopalni Lubelski Węgiel "Bogdanka" w pierwszych latach jej funkcjonowania gromadzone były w całości na hałdzie. W początkowych latach obecnego wieku, odnotowano rosnące wykorzystanie tych odpadów poza instalacjami i urządzeniami, w latach 2007-2008-2009, odpowiednio: 13,9 - 20,2 - 60,5% [Bzowski i in., 2010]. Odpady te były wykorzystywane głównie w procesie makroniwelacji wyrobisk po eksploatacji piasku na cele budowlane, a w niewielkim zakresie, do podbudowy, remontów i utwardzania dróg lokalnych, utwardzania terenu i budowy szkolnych boisk sportowych [Łyszczarz i Kamińska-Wawryszuk, 2008], budowy grobli i obwałowań stawów rybnych, osadników wód dołowych oraz obwałowań przeciwpowodziowych [Borys i in., 2002; Gruchot, 2014].

Wykorzystanie odpadów wydobywczych w makroniwelacji wyrobisk i zapadlisk górniczych, to nie tylko wypełnienie ich tymi odpadami, a przede wszystkim ukształtowanie zewnętrznej warstwy rekultywacyjnej, o miąższości i składzie, spełniającym wymagania planowanego, skutecznego zagospodarowania. Jak wskazuje dotychczasowa praktyka [Łyszczarz i Komińska-Wawryszuk, 2008], warstwę rekultywacyjną wykonuje się poprzez nawiezienie ziemi antropogenicznej, co nie jest działaniem ani w pełni ekologicznym ani skutecznym. Bardziej skutecznym i ekologicznym jest wytworzenie zewnętrznej warstwy rekultywacyjnej, spełniającej właściwości gleb dobrych, a nawet bardzo dobrych, z wykorzystaniem mieszanin różnych odpadów [Baran i in., 2014b].

2.2. Odpadowa wełna mineralna z upraw pod osłonami

W produkcji ogrodniczej pod osłonami stosuje się różne podłoża, w tym z wełny mineralnej. Wełna mineralna jest naturalnym produktem. Wytwarzana jest z bazaltu i diabazu (skały magmowe), które są mielone z wapniem i koksem, a następnie stapiane w temperaturach 1600°C - 2000°C i wyciągane w bębnach obrotowych w nici o średnicy ok. 0,05 mm. Pozyskane nici są prasowane i formowane w maty [Hoffman i in., 2013].

Skalna wełna mineralna stosowana w podłożach ogrodniczych zawiera liczne pierwiastki, w tym: krzem (SiO_2) 47%, wapń (CaO) 16%, glin (Al_2O_3) 14%, magnez (MgO) 10%, żelazo (Fe_2O_3) 8%, sód (Na_2O) 2%, potas (K_2O) 1%, mangan (MnO) 1%, tytan (TiO_2) 1% oraz posiada wysoką pojemność wodną i bardzo dobre właściwości kapilarne [Baran i in., 2008c]. Jej cechą charakterystyczną jest bierność, nieaktywność i obojętność chemiczna. Podłoża z wełny mineralnej nie wchodzi w reakcje z pożywką, co sprawia, że nie występuje w nich efekt zasolenia. Bardzo ważną cechą wełny mineralnej, jest trwałość utrzymania w środowisku korzeniowym optymalnych właściwości fizycznych, głównie powietrznych i wodnych [Baran i in., 2008b] oraz odporność na osiadanie [Nowak, 2010]. Dodatkowo zaletami tego podłoża są: możliwość kontroli odczynu temperatury i wilgotności oraz lepsze właściwości ochronne przed patogenami w porównaniu do innych podłoży ogrodniczych [Hoffman i in., 2013].

Problemem stosowania w ogrodnictwie wełny mineralnej jest jej utylizacja oraz wtórne użycie. Nie ma obecnie metody, która kompleksowo rozwiązywałaby ten problem. Znana jest możliwość wtórnego zastosowania ogrodniczej wełny mineralnej poprzez traktowanie jej parą wodną. Niestety, regenerowana wełna nie ma takich właściwości fizykochemicznych jak wełna produkcyjna [Morgan, 2010].

W uprawach pod osłonami wełna mineralna najczęściej stosowana jest w jednym lub co najwyżej dwóch cyklach produkcyjnych, po czym staje się odpadem unieszkodliwianym głównie poprzez deponowanie w miejscach powstawania, co w świetle znacznej jej ilości (ok. $150\text{-}200 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$), stanowi znaczący problem gospodarczy i środowiskowy [Baryła i in., 2015].

Odpadowa wełna mineralna z upraw pod osłonami może być wykorzystywana w mieszance z torfem do produkcji rozsady warzyw, a także roślin doniczkowych i balkonowych, ale taki sposób jej zagospodarowania jest niewielki i nie rozwiązuje problemu z racjonalnym zagospodarowaniem tego odpadu [Strojny, 1998]. Jak wykazały dotychczasowe wyniki badań [Baran i in., 2006; Baran i in., 2010; Gilewska, 2006; Gilewska i Otręba, 2004; Żukowska i in., 2014], perspektywnym sposobem jest wykorzystanie tego odpadu do rekultywacji gleb zdegradowanych i ich odtwarzania na zdewastowanych gruntach bezglebowych. Zastosowanie kompozytu wełny mineralnej z komunalnymi osadami ściekowymi i wapnem poflotacyjnym do rekultywacji i odbudowy gleb na zdewastowanym terenie po otworowej kopalni siarki "Jeziórko" przyczyniło się do skutecznej odbudowy właściwości gleb pod potrzeby rekultywacji biologicznej. Wełna mineralna spowodowała poprawę właściwości fizycznych i wodnych oraz optymalizację

procesu humifikacji wprowadzonej substancji organicznej, co stworzyło warunki do inicjacji procesu glebotwórczego i właściwej gospodarki składnikami mineralnymi, czego wyrazem był wzrost i rozwój roślin [Baran i in. 2006; Baran i in. 2008a, 2008b, 2008c; Baran i in., 2010; Baran S. in., 2012; Baran i in., 2014a; Baran i Żukowska, 2015; Żukowska i in., 2014].

2.3. Komunalne osady ściekowe

Wzrost liczby ludności i powiązana z tym urbanizacja spowodowały zwiększenie liczby oczyszczalni ścieków. Towarzyszą temu bardziej rygorystyczne wymagania dotyczące jakości odprowadzanych ścieków. Konsekwencją tego są rosnące ilości wytwarzanych osadów ściekowych [Negi i in., 2020].

Tabela 6. Gospodarka osadami ściekowymi w Polsce w latach 2010 - 2018

Rok:	2010	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Wyszczególnienie	tys. ton s.m./rok						
Ilość wytworzonych osadów ściekowych	526,7	540,3	556,0	568,0	568,3	584,5	583,1
Sposób zagospodarowania							
stosowane w rolnictwie	109,3	105,4	107,2	107,5	116,0	108,5	118,3
rekultywacja terenów	54,3	29,4	22,0	19,2	20,1	19,7	17,4
wykorzystanie w procesie kompostowania	30,9	32,6	46,3	47,1	31,8	25,9	25,2
przekształcone termicznie	19,8	72,9	84,2	79,3	101,1	106,2	111,5
składowane	58,9	31,4	31,5	40,5	20,7	15,3	10,6

Opracowanie własne na podstawie: GUS. Ochrona środowiska. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska> (dostęp 25.01.2022r.)

Rosnąca ilość wytwarzanych osadów ściekowych jest poważnym problemem ogólnoswiatowym. W Unii Europejskiej wdrożenie Dyrektywy KE 98/15/WE (zmieniającej dyrektywę Rady 91/271/EWG) doprowadziło do znaczącego zwiększenia ilości wytwarzania osadów, nawet o 50% [Bertanza i in., 2014], a szacunki wskazują, że w roku 2030 ich ilość wyniesie ponad 15 mln ton suchej masy.

Analiza danych przedstawionych w tabeli 6 wskazuje, że ilość wytworzonych komunalnych osadów ściekowych w Polsce w roku 2018 wynosiła 583,1 tys. ton suchej masy, co stanowi zwiększenie się o około 11% w stosunku do 2010 roku.

Sposób postępowania z osadami ściekowymi jest w dużej mierze determinowany ich właściwościami, które zależą od ładunku zanieczyszczeń w dopływających ściekach, technologii zastosowanej w procesie oczyszczania, wymagań dotyczących oczyszczania ścieków, warunków lokalnych oraz zmian sezonowych [Comesaña i in., 2018; Przydatek i Wota, 2020].

W obrębie sposobów postępowania z osadami ściekowymi możemy wyróżnić 2 główne kierunki: recykling organiczny oraz recykling energetyczny i materiałowy [Kacprzak i in., 2017; Negi i in., 2022].

Recykling organiczny związany jest z wykorzystaniem nawozowego i glebotwórczego potencjału osadów ściekowych i obejmuje:

- wykorzystanie w rolnictwie – bezpośrednio do nawożenia gleb ustabilizowanymi osadami,
- zastosowanie w rekultywacji – wykorzystanie osadów do rekultywacji lub nadania nowej wartości użytkowych zdegradowanym i zdewastowanym glebom,
- kompostowanie – wytworzenie kompostów spełniających kryteria stawiane nawozom organicznym,
- mechaniczno-biologiczne przetwarzanie - optymalizacja właściwości osadów lub przygotowanie do unieszkodliwienia poprzez składowanie [Kacprzak i in., 2017].

Recykling energetyczny i materiałowy związany jest z wykorzystaniem właściwości paliwowych oraz innych materiałów powstałych podczas termicznej transformacji osadów, w tym:

- spalanie (spopielenie) w blokach energetycznych specjalnie dedykowanych osadom ściekowym (monospalarnie),
- przetwarzanie alternatywnymi metodami termicznymi (piroliza, quazi-piroliza, zgazowanie),
- współspalanie w piecach cementowych – pełen recykling materiałowy prowadzący do wytworzenia klinkieru lub kruszyw,
- współspalanie z konwencjonalnymi nośnikami energii lub z innymi odpadami [Kacprzak i in., 2017].

Stan gospodarki osadami ściekowymi w Polsce nie jest zadowalający. W roku 2018 znacząca ilość (28,1%) komunalnych osadów ściekowych była zagospodarowana przyrodniczo: w rolnictwie (20,3%), w rekultywacji terenów na cele rolne (3,0%) i w uprawie roślin przeznaczonych do produkcji kompostu (4,8%). Pozostałe sposoby

postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi obejmowały składowanie (1,8%), przekształcenia termiczne (19,1%), czasowe magazynowanie na terenie własnym oczyszczalni (8,6%). Należy zauważyć, że dla 42,4% ilości powstałych komunalnych osadów ściekowych nie ma informacji o ich gospodarce (tab. 6). Taki stan gospodarki komunalnymi osadami ściekowymi prowadzi do generowania zagrożeń dla środowiska, a także wzrostu kosztów ich unieszkodliwiania.

Ze względu na wysoką zawartość materii organicznej i składników pokarmowych zasadne jest wykorzystanie osadów ściekowych do celów nawozowych [Pereira i in., 2020]. Odwodnione osady ściekowe, w zależności od procesów stabilizacji, zawierają średnio 50–70% materii organicznej i 30–50% składników mineralnych (w tym 1–4% węgla nieorganicznego) [Fytilli i Zabaniotou, 2008; Samolada i Zabaniotou, 2014; Tyagi i Lo, 2013]. Średnia zawartość substancji organicznej wynosi około 55% s.m., azotu 3,9% s.m przy stosunku C:N 10-13:1.

Ilość azotu w osadach ściekowych jest zwykle niewielka w stosunku do ścieków, z których osady pochodzą, co wynika z procesów nityfikacji i denityfikacji, w których azot usuwany jest ze ścieków jako azot cząsteczkowy [Pelaz i in., 2018]. Zawartość azotu w osadach ściekowych waha się od 2,4% do 4% suchej masy [Zhuang i in., 2017]. Występuje on głównie w formach organicznych (70-90%) jako aminocukry, aminokwasy, białka oraz skrobia, a w wyniku przemian substancji organicznej w glebie przekształcany jest w formy mineralne [Andreoli i in., 2007].

Fosfor w osadach ściekowych występuje jako mieszanina nieorganicznego P, który jest wiązany z Al, Fe lub Ca oraz organicznego P [Houben i in., 2019]. Zawartość fosforu może wahać się od 2,21% do 7,7% P_2O_5 w suchej masie, w zależności od specyfiki procesu usuwania fosforu ze ścieków [Li i in., 2019]. Zawartość potasu w osadach, ze względu na dużą rozpuszczalność soli potasowych, jest niska i wynosi (średnio) 0,4% s.m.

Wtórne składniki pokarmowe i mikroskładniki występują w osadach ściekowych w zmiennych ilościach. Zazwyczaj wysoka jest zawartość Ca (12–49,8 $g \cdot kg^{-1}$ s.m), Fe (8,128–69,9 $g \cdot kg^{-1}$ s.m), Mg (4,6–7,9 $g \cdot kg^{-1}$ s.m), Zn (286,3–1880 $mg \cdot kg^{-1}$ s.m) oraz Cu (51-727,2 $mg \cdot kg^{-1}$ s.m.) [Alvarenga i in., 2015; Bastida i in., 2019; Kominko i in., 2019; Rizzardini i Goi, 2014; Spanos i in., 2016].

Rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych jest najprostszą i najtańszą metodą ich zagospodarowania, dającą możliwość recyklingu nie tylko pożądaných składników pokarmowych, ale także materii organicznej [Bertanza i in., 2016; Elmi i Alolayan., 2020; Laura i in., 2020]. Kwestia materii organicznej jest często pomijana, chociaż

odgrywa kluczową rolę w kształtowaniu produktywności gleb poprzez poprawę ich właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych. Według Europejskiej Strategii Ochrony Gleb około 45% europejskich gleb charakteryzuje się niską i bardzo niską zawartością węgla organicznego. Wśród krajów Unii Europejskiej o najniższej zawartości materii organicznej są Polska, Portugalia, Hiszpania, Włochy i Rumunia [Kacprzak i in., 2017]. Mając na uwadze rolę materii organicznej w glebie, wykorzystanie osadów ściekowych na cele przyrodnicze ma istotne znaczenie.

Niemniej jednak wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie wiąże się z ryzykiem zanieczyszczenia gleb, a co za tym idzie stanowi zagrożenie dla pozostałych elementów środowiska oraz zdrowia ludzi [Latosińska i in., 2021; Yang i in., 2018].

Materia organiczna z osadów ściekowych ulega szybkiej mineralizacji ze względu na stosunkowo małą zawartość ligniny lub celulozy, a jej szybka mineralizacja może generować zwiększenie stężenia azotanów w glebie [Gigliotti i in., 2002].

Zasadniczym problemem w gospodarce komunalnymi osadami ściekowymi jest zawartość w nich metali ciężkich, głównie Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, Hg [Miller i in., 2019]. Ich zawartość jest zależna od źródła pochodzenia ścieków i najczęściej waha się w granicach 0,5-2% s.m osadu [Babel i del Mundo, 2006]. Metale ciężkie nie ulegają biodegradacji, dlatego mogą gromadzić się w glebie i przedostawać do łańcucha pokarmowego. Według Shirivastava i Banerije [2002], zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych można uszeregować: Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Cd. Wśród metali ciężkich znajdują się zarówno cenne składniki pokarmowe (cynk, miedź, mangan) jak i metale szkodliwe (kadm, ołów, rtęć). Zawartość metali ciężkich jest szczególnie niepożądana, gdy osady wprowadza się do gruntów kwaśnych [Jędrzak i Haziak, 2005].

Ponadto osady zawierają zanieczyszczenia organiczne, w tym wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), adsorbowalne organohalogeny (AOX), pestycydy, środki powierzchniowo czynne, hormony, farmaceutyki, nanocząstki i wiele innych [Siebielska, 2014].

Obecność w osadach ściekowych gatunków patogennych organizmów żywych (bakterie, wirusy, pasożyty) stwarzać może potencjalne zagrożenia dla zdrowia ludzi, zwierząt i roślin [Fijałkowski i in., 2014; Kacprzak i Stańczyk-Mazanek, 2003], przy czym liczbę organizmów chorobotwórczych i pasożytniczych w osadach można znacznie zmniejszyć poprzez poddanie ich procesom stabilizacji [Farzadkia i Bazrafshan, 2014].

Nawozowy i glebotwórczy potencjał osadów ściekowych został potwierdzony w licznych badaniach polowych, które wykazały poprawę biologicznych, chemicznych i

fizycznych właściwości gleb, a w konsekwencji zwiększenie plonowania roślin [Beck i in., 1996; Baran i in., 2014b; Bai i in., 2017; Urbaniak i in., 2017; Rehman i in., 2018; Hudcová i in., 2019].

Bezpośrednim efektem zastosowania osadów ściekowych jako środka kondycjonującego było zwiększenie zawartości materii organicznej w glebach, co powodowało również zwiększenie zdolności gleb do zatrzymywania i infiltracji wody, stabilizację wahań temperatury, zwiększyło pojemność sorpcyjną oraz zawartość składników istotnych z punktu widzenia gospodarki pokarmowej roślin i optymalizowało aktywność mikrobiologiczną gleby [Epstein, 2002; Samaras i in., 2008; Datta i in., 2000]. Oprócz poprawy właściwości, wykazano, że wprowadzenie osadów do gruntów rolnych ma wyraźny pozytywny wpływ na wzrost i plonowanie roślin [Singh i Agrawal, 2008; Eid i in., 2018; Eid i in., 2019; Sharma i in., 2017].

Tabela 7. Analiza SWOT dotycząca wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie na poziomie UE

Mocne strony	Słabe strony
<ul style="list-style-type: none"> — odzysk z osadów składników o wartości nawozowej, — zamienniki nawozów chemicznych, odpowiednio niższe koszty nawożenia, — zwiększenie wydajności upraw rolnych, — poprawa właściwości fizycznych, fizykochemicznych i biologicznych gleb. 	<ul style="list-style-type: none"> — transport osadów na znaczne odległości, — niska świadomość potencjalnych beneficjentów, — znaczący potencjał toksyczności osadów ze względu na różnorodność zanieczyszczeń występujących w ściekach domowych (metale ciężkie, toksyczne związki organiczne, zanieczyszczenia biologiczne).
Szanse	Zagrożenia
<ul style="list-style-type: none"> — rozwiązania dla zrównoważonego wykorzystania cennych związków zawartych w osadach, — usprawnienie procesów biochemicznych w glebie, w tym procesów humifikacji, — poprawa struktury gleby i warunków wodno-powietrznych, — rekultywacja terenów zdegradowanych, — wytwarzanie nawozów, w tym fosforowych. — wzmocnienie realizacji celów gospodarki obiegu zamkniętego 	<ul style="list-style-type: none"> — wpływ na trwałość i zrównoważenie ekosystemów, — dyskomfort wizualny i uwalnianie zapachów, — niebezpieczeństwo zanieczyszczenia wód powierzchniowych, — niebezpieczeństwo przenoszenia zanieczyszczeń w łańcuchu troficznym.

Opracowanie własne

Według Nascimento i in. [2004] obecność metali ciężkich stanowi jedno z głównych ograniczeń w wykorzystaniu osadów ściekowych w rolnictwie, ponieważ

odnotowuje się zwiększenie zawartości metali ciężkich w glebach nawożonych osadami oraz roślinach na nich uprawianych [Singh i Agrawal, 2007; Roig i in., 2012]. Singh i Agrawal [2008] wskazują, że kluczowe znaczenie, obok jakości osadów, ma dawka w jakiej wprowadzamy je do gleby. W swoich badaniach wykazali, że po zastosowaniu niskich dawek osadów nie nastąpiło znaczące zwiększenie zawartości metali ciężkich. W badaniach w których stosowano osady w większych dawkach odnotowano wzrost ich zawartości oraz biodostępności [Singh i Agrawal, 2008; Usman i in., 2012]. Haducova i in. [2019] wskazują, że przestrzeganie obowiązujących w Unii Europejskiej przepisów dotyczących zasad zachowania bezpieczeństwa przy wprowadzaniu osadów ściekowych do gleb redukuje niemal do zera zagrożenie zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi.

Biorąc pod uwagę właściwości osadów ściekowych, aktualne sposoby ich zagospodarowania oraz promowany w Unii Europejskiej rozwój nowych kierunków w gospodarce osadami ściekowymi, w tabeli 7 przedstawiono słabe i mocne strony oraz szanse i zagrożenia dla gospodarki osadami ściekowymi.

2.4. Przyrodnicze wykorzystanie odpadów jako strategia gospodarki obiegu zamkniętego

W XXI wieku obserwuje się nasilenie działań światowej gospodarki na rzecz zrównoważonego wykorzystania zasobów środowiska, czego dowodem jest ukierunkowanie się produkcji na technologie włączające szeroko rozumiane odpady ponownie w cykl produkcyjny. Działanie te realizowane są poprzez wdrażanie idei gospodarki obiegu zamkniętego [Geissdoerfer i in., 2017]. Plan działania „Gospodarka obiegu zamkniętego” (*Circular economy*) został zatwierdzony przez Wspólnotę Europejską w 2015 r. [Bourguignon, 2016]. Jego celem jest zapewnienie zaopatrzenia w zasoby naturalne w przyszłości poprzez redukcję wykorzystania zasobów nieodnawialnych i rozwój ponownego wykorzystania materiałów odpadowych.

Model gospodarki cyrkulacyjnej jest wzorowany na środowisku naturalnym, w którym pozostałości jednych organizmów są jednocześnie pożywieniem dla wielu innych, których pozostałości są wykorzystywane jako pożywienie przez kolejne, co powtarza się do czasu pełnego zamknięcia cyklu, czyli osiągnięcia stanu homeostazy. W myśl tego, gospodarka obiegu zamkniętego ma charakter z założenia samoregulujący [EllenMacArthur Foundation, 2013]. Oznacza gospodarke, w której minimalizuje się

przepływ materiałów, energii oraz degradację środowiska, bez ograniczania rozwoju ekonomicznego lub postępu technicznego i społecznego [Lieder i Rashid, 2016]. Założenia gospodarki obiegu zamkniętego rozszerzają konwencjonalne podejście do utylizacji i recyklingu odpadów oraz produktów ubocznych, kładąc nacisk na wykorzystanie wartości materiałów. To coś więcej niż recykling, który wykorzystuje materiały jako surowce [Toop i in., 2017]. Jak wskazują Krohonen i in. [2018], teoretycznie, najlepszym rozwiązaniem byłoby, gdyby gospodarka obiegu zamkniętego wykorzystywała cykle przyrody do konwersji materiałów, energii i składników odżywczych do użytku gospodarczego.

Istotną rolę wśród kierunków przetwarzania odpadów na produkty użyteczne odgrywa wykorzystanie ich potencjału nawozowego [Toth i in, 2014; Hucari i in., 2016; Łabętowicz i in., 2019]. Odpady charakteryzujące się dobrymi właściwościami nawozowymi wytwarzane są wielu sektorach gospodarki, w tym w gospodarce komunalnej, sektorze rolno-spożywczym, przemyśle wydobywczym, a wykorzystanie ich potencjału nawozowego pozwoliłoby istotnie poprawić bilans substancji organicznej i składników pokarmowych w glebach.

W Polsce gleby lekkie stanowią ok. 35%. Gleby te charakteryzują się silnym zakwaszeniem, bardzo niską i niską zasobnością substancji organicznej oraz składników pokarmowych, bardzo słabą i słabą odpornością na degradację chemiczną, co przekłada się na niski potencjał produkcyjny. Dodatkowo ponad 70 tys. ha stanowią grunty zdegradowane i zdewastowane, które zgodnie z obowiązującymi regulacjami prawnymi [Dz.U.2013.0.21; Dz.U.2016.1395], należy poddać rekultywacji. Mając powyższe na uwadze, wskazuje się, że słaba jakość gleb w Polsce, powszechnie notowane procesy ich degradacji, w tym ubytek próchnicy, potrzeby rekultywacji gleb zdegradowanych i zdewastowanych, przy jednocześnie niedostatecznej produkcji naturalnych nawozów organicznych, w pełni uzasadniają potrzebę przyrodniczego zagospodarowania osadów ściekowych, a także innych odpadów o cennych właściwościach [Baran i Żukowska, 2015].

Gleba jest specyficznym, złożonym i dynamicznym systemem przyrodniczym, pełniącym kluczową rolę w funkcjonowaniu ekosystemów [Al-Kaisi i in., 2017], w tym w obiegu materii organicznej i składników mineralnych w ekosystemach lądowych [Blum, 2005]. Podstawowym ogniwem tego obiegu jest biologiczny, tlenowy, rozkład substancji organicznej do prostych związków mineralnych, wody i dwutlenku węgla [Moreno-Barriga i in., 2017]. Sprawia to, że gleba jest systemem posiadającym zdolność „samooczyszczania” z obumarłych szczątków organicznych i produktów przemiany

materii. Nawet jeśli pojawią się presje środowiskowe, dzięki samoregulującym właściwościom, gleby posiadają zdolność do odnowy. Odpady organiczne wprowadzone do gleby, przy udziale mikro- i makrofauny glebowej przetworzone są na składniki mineralne i glebową substancję organiczną. Składniki mineralne, w tym biogenne, są pobierane przez rośliny i przetwarzane na biomasę, co eliminuje lub znacząco ogranicza zagrożenie zanieczyszczenia wód gruntowych [Baghina i in., 2014]. Ponadto gleba posiada zdolności sorpcyjne, dzięki czemu pełni funkcje magazynowania składników mineralnych, co ogranicza ich mobilność [Blum, 2005; Powlson i in., 2011; Epelde i in., 2018; Bulluck i in., 2021].

Liczne badania potwierdzają korzystny wpływ bioodpadów na właściwości gleb i plonowanie roślin [Alvarenga i in., 2015]. Znane są również dowody, że odpady mineralne mogą być stosowane do kondycjonowania gleb, głównie do zwiększenia pojemności sorpcyjnej i odkwaszania [Łabętowicz i in., 2011]. Odpady, zarówno organiczne jak i mineralne, z powodzeniem stosowane były do rekultywacji gleb zdegradowanych i zdewastowanych [Kacprzak i in., 2022; Montanarella i Pangos, 2021].

Głównym czynnikiem ograniczającym wykorzystanie odpadów na cele przyrodnicze jest możliwość wprowadzenie do gleby niepożądanych zanieczyszczeń. Stąd też aplikacja odpadów do gleby powinna odbywać się z zachowaniem bezpieczeństwa innych elementów środowiska [Collivignarelli i in., 2019]. Przyjmuje się, że aby zapewnić maksymalną ochronę przed potencjalnym zanieczyszczeniem gleb, wód gruntowych i roślin należy prowadzić ocenę jakości odpadów, gleb do których wprowadzamy odpady i roślin uprawianych na glebach użyźnianych odpadami. W większości krajów obowiązują stosowne regulacje prawne w tym zakresie [Łabętowicz i Stepień, 2011; Christodoulou i Stamatelatou, 2016].

W Polsce, w oparciu o obowiązujące przepisy prawne, można wyodrębnić kilkustopniowy system bezpieczeństwa przy stosowaniu odpadów do celów nawozowych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie procesu odzysku R10 [Dz.U.2015.132] proces ten definiowany jest jako obróbka na powierzchni ziemi przynosząca korzyści lub poprawę stanu środowiska. W załączniku do rozporządzenia [Dz.U.2015.132] zawarto wykaz rodzajów odpadów, które mogą być poddane odzyskowi R10 oraz warunki tego odzysku. Uzupełnieniem jest Rozporządzenie w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami, które zawiera wykaz odpadów zakwalifikowanych do procesów odzysku R3, R11 i R12 [Dz.U.2015.21].

Niezależnie od rozporządzenia w sprawie odzysku R10, odpady przeznaczone do stosowania na cele przyrodnicze, zwłaszcza na użytkach rolnych, są poddawane procedurom dopuszczenia do stosowania [Łabętowicz i in., 2020]. Odbywa się to w oparciu o normy, które określają maksymalne, dopuszczalne stężenia składników niepożądanych w odpadach przeznaczonych do zagospodarowania na cele przyrodnicze. Takie normy oraz jednostki uprawnione do wydawania decyzji dopuszczających odpady do stosowania na cele przyrodnicze określają między innymi: Ustawa o nawozach i nawożeniu [DZ.U.2020.76] wraz z aktami wykonawczymi oraz Rozporządzenie w sprawie stosowania komunalnych osadów ściekowych [Dz.U.2015.257 i Dz.U.2022.89].

Kolejny etap, mający na celu zachowanie bezpieczeństwa przy wprowadzaniu odpadów do gleby, obejmuje określenie bezpiecznych, dopuszczalnych dawek odpadów oraz terminów ich stosowania. Podstawą ustalenia dopuszczalnych dawek odpadów są przepisy, które określają dopuszczalne ilości składników niepożądanych, które można jednorazowo wprowadzić wraz z odpadami na 1 ha użytków rolnych [Łabętowicz i Stępień, 2019]. Rozporządzenie w sprawie stosowania komunalnych osadów ściekowych (zał.nr 2 i 3) określa również dopuszczalne ilości składników niepożądanych w glebie i pH gleby przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych na cele przyrodnicze [Dz.U.2015.257]. Jest to kolejny etap (poziom) bezpieczeństwa przy wprowadzaniu osadów do gleb, a jego celem jest przeciwdziałanie bioakumulacji składników niepożądanych. Badania muszą być przeprowadzane przez uprawnione organy (Stacje Chemiczno-Rolnicze) każdorazowo przed skierowaniem osadów do wprowadzenia do gleby.

Mając na uwadze, że gleba jest układem dynamicznym i zmiana chociażby jednej właściwości może powodować zakłócenia w jej funkcjonowaniu, regulacje prawne wskazują, że losy składników niepożądanych wprowadzonych wraz z odpadami powinny być monitorowane. W tym celu wprowadzono obowiązek kontroli zawartości składników niepożądanych w płodach rolnych przez państwowe organy kontrolne [Łabętowicz i in., 2019].

2. CEL I HIPOTEZY BADAŃ

3.1. Cel badań

Zasadniczym celem realizowanych badań była ocena właściwości karbońskich odpadów wydobywczych oraz ich mieszanin z komunalnym osadem ściekowym i odpadową wełną mineralną z upraw pod osłonami pod kątem ich przydatności do wytworzenia podłoża glebowego/sztucznej gleby z przeznaczeniem do:

- rekultywacji gleb zdegradowanych,
- kształtowania okrywy biologicznej na składowiskach odpadów,
- odbudowy gleb na utworach bezglebowych,
- poprawy właściwości gleb marginalnych.

Cele szczegółowe obejmowały ocenę:

- wpływu zróżnicowanego udziału osadu ściekowego i wełny mineralnej na kształtowanie właściwości podłoża na bazie karbońskich odpadów wydobywczych,
- wpływu dodatku mieszanin karbońskich odpadów wydobywczych z osadem ściekowym i wełną mineralną na kształtowanie właściwości zdegradowanej gleby antropogenicznej,
- potencjału plonotwórczego testowanych podłoży.

3.2. Hipotezy badań

Uwzględniając cel badań, sformułowano hipotezy badawcze, zakładając, że:

- karbońskie odpady wydobywcze charakteryzują się właściwościami zapewniającymi minimalne warunki dla wzrostu roślin,
- podłoże glebowe otrzymane przez połączenie karbońskich odpadów wydobywczych z osadem ściekowym i odpadową wełną mineralną zapewni optymalne warunki do wzrostu roślin,
- karbońskie odpady wydobywcze stosowane samodzielnie i jako mieszaniny z osadem ściekowym i wełną mineralną wywierają korzystny wpływ na właściwości gleb i ich potencjał plonotwórczy, którego zakres pozostaje w ścisłym związku z ich składem.

4. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania obejmowały następujące etapy:

1. ocenę właściwości odpadów stanowiących składniki mieszanin – podłoży glebowych,
2. opracowanie składu mieszanin,
3. ocenę właściwości mieszanin – podłoży glebowych,
4. ocenę wpływu mieszanin odpadów na właściwości gleby antropogenicznej,
5. ocenę ilości i jakości biomasy roślin uprawianych na wytworzonych podłożach.

4.1. Właściwości materiałów zastosowanych w doświadczeniu

Karbońskie odpady wydobywcze pochodziły z Kopalni Węgla Kamiennego „Bogdanka” i charakteryzowały się następującym udziałem frakcji: frakcja gruboziarnista (20-200 mm) 40-50%, frakcja drobnoziarnista (0,5-20 mm) 30-40% i frakcja mułowo-ilasta (<0,5 mm) ok. 20%. Skład mineralogiczny stanowiły (50-60%) minerały ilaste (kaolinit, ilit, chloryt), kwarc, muskowit (10-35%), substancja organiczna (7-10%), syderyt (2-5%) oraz śladowe ilości skaleni i pirytu [Bzowski i Dawidowski, 2019].

Odczyn karbońskich odpadów wydobywczych, wykorzystanych do badań, był obojętny (pH w 1 mol·dm⁻³ KCl=7,2) (tab.8). Pojemność sorpcyjna wynosiła 12,08 cmol(+)·kg⁻¹, w tym kwasowość hydrolityczna 0,61 cmol(+)·kg⁻¹, a zawartość wymiennych kationów zasadowych 11,47 cmol(+)·kg⁻¹. Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym wynosił 94,9%. Odpady charakteryzowały się dużą zawartością węgla organicznego wynoszącą 68,50 g·kg⁻¹ i niezbilansowaną w stosunku do węgla zawartością azotu ogólnego na poziomie 2,36g·kg⁻¹, co przełożyło się na szeroki stosunek C:N (29). Zawartość przyswajalnych form P, K i Mg była zróżnicowana - bardzo niska fosforu przyswajalnego (1,6 mg·kg⁻¹) oraz bardzo wysoka przyswajalnych form potasu (208,4 mg·kg⁻¹) i magnezu (180,0 mg·kg⁻¹). Zawartość ocenianych metali ciężkich odpowiadała zawartościom charakterystycznych dla gleb o naturalnej ich zawartości i nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Kabata-Pendias i in., 1993; Dz. U.2015.257]. Zawartość baru wynosiła 308mg·kg⁻¹ i była to zawartość przekraczająca dopuszczalny poziom jego zawartości dla gleb bardzo lekkich i lekkich o pH ≥6,5, tj. gleb grupy II i I podgrupy [Dz.U.2016.1395].

Przedstawione w tabeli 8 właściwości **komunalnego osadu ściekowego**, z oczyszczalni ścieków z Lublina, wskazują, że miał on odczyn lekko kwaśny (pH w 1 mol·dm⁻³ KCl 6,15). Osad charakteryzował się dużą pojemnością sorpcyjną (33,89 cmol(+) \cdot kg⁻¹), z czego na kwasowość hydrolityczną przypadało 4,74 cmol(+) \cdot kg⁻¹, a na wymienne kationy zasadowe 29,15 cmol(+) \cdot kg⁻¹, co przełożyło się na wysoki, wynoszący 86,1%, stopień wysycenia kationami zasadowymi. Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w osadzie ściekowym była znacząca i wynosiła odpowiednio 207,50 g \cdot kg⁻¹ i 38,10 g \cdot kg⁻¹. Stosunek C:N był wąski i wynosił 5,6. Zawartość form przyswajalnych składników pokarmowych roślin była wysoka i wynosiła: fosforu 742,0 mg \cdot kg⁻¹, potasu 13,67 mg \cdot kg⁻¹ oraz magnezu 135,0 mg \cdot kg⁻¹. Zawartość metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd, Hg) w osadzie ściekowym zastosowanym w badaniach spełniała wymagania dotyczące dopuszczalnych ich zawartości zawarte w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych [Dz.U. 2015 poz. 257; Dz.U.2020.10]. W niniejszych badaniach nie oceniano właściwości sanitarnych, ale w oparciu o dane uzyskane z oczyszczalni stwierdzono, że spełniały one wymagania stawiane osadom stosowanych w rolnictwie.

Tabela 8. Podstawowe właściwości materiałów zastosowanych w badaniach

Właściwość	Jednostka	Odpady wydobywcze	Osad ściekowy	Wełna mineralna	Gleba	Obornik
Odczyn	pH w H ₂ O	7,30	6,45	6,72	4,48	8,88
	pH w 1 mol \cdot dm ⁻³	7,10	6,15	6,52	4,08	8,25
Kwasowość hydrolityczna [H ⁺]	cmol(+) \cdot kg ⁻¹	0,61	4,74	0,23	2,70	0,73
Suma wymiennych kationów zasadowych [S]		11,47	29,15	23,22	3,38	43,82
Pojemność sorpcyjna [T]		12,08	33,89	23,45	6,08	44,55
Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi [V]	%	94,9	86,1	99,0	55,6	98,4
Corg.	g \cdot kg ⁻¹	68,50	207,50	n.o.	7,50	271,80
N ogólny		2,36	38,10	n.o.	0,88	26,20
C:N	-	29,0	5,6	n.o.	8,5	10,3
Zasolenie	gNaCl \cdot kg ⁻¹	1,80	2,86	0,06	0,11	0,01
P przysw.	mg \cdot kg ⁻¹	1,6	742,5	632,2	18,2	834,2
K przysw.		208,4	13,68	1249,2	33,0	1231,6
Mg przysw.		180,0	135,0	548,2	17,1	226,5
Pb		47,5	39,8	38,3	27,5	18,4
Zn		45,8	874,5	44,9	24,8	151,4
Cu		45,5	301,5	26,5	20,1	12,8
Cd		1,04	3,54	1,05	0,36	1,02
Cr		33,9	89,3	11,4	19,6	5,4
Ni		35,9	37,6	22,6	5,8	5,4
Hg		0,029	0,984	0,006	0,035	0,020
Ba		308,0	110,5	27,5	41,5	96,2

Właściwości odpadowej **welny mineralnej** z upraw pod osłonami przedstawia tabela 8. Odczyn welny zastosowanej w badaniach był obojętny (pH w $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ $\text{KCl}=6,52$). Charakteryzowała się ona bardzo niską, wynoszącą $0,23 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, kwasowością hydrolityczną i bardzo wysoką ($23,22 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) sumą zasadowych kationów wymiennych. Pojemność sorpcyjna wynosiła $23,45 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, a stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi 99%.

Zawartość przyswajalnych form składników pokarmowych roślin była bardzo wysoka: P - $632,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, K - $1240,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Mg - $548,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartość ocenianych metali ciężkich oraz baru nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Kabata-Pendias i in., 1995; Dz. U.2015.257; Dz.U.2016.1395].

Zdegradowana gleba antropogeniczna zastosowana w doświadczeniu charakteryzowała się następującym składem granulometrycznym: 50% frakcji piaskowej ($\varnothing 2,0-0,05 \text{ mm}$), 47% frakcji pyłowej ($\varnothing 0,05-0,002 \text{ mm}$) i 3% frakcji ilowej ($\varnothing <0,002 \text{ mm}$) (głina piaszczysta) [Żukowska i in., 2016]. Gleba była silnie kwaśna (pH w $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ $\text{KCl}=4,08$) (tab.8). Kwasowość hydrolityczna wynosiła $2,70 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, zawartości zasadowych kationów wymiennych $3,38 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, pojemność sorpcyjna $6,08 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Niekorzystne właściwości tej gleby to również mała zawartość węgla organicznego ($7,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) i azotu ($0,88 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), bardzo niska zawartość przyswajalnych form P ($18,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i Mg ($17,1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz niska K ($33,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Stwierdzona w glebie zawartość metali ciężkich (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, Hg) i Ba była niska odpowiadała zawartościom charakterystycznym dla gleb o naturalnej ich zasobności [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395].

4.2. Skład mieszanin

Do wytworzenia mieszanin, o właściwościach spełniających kryteria podłoża glebowego obok karbońskich odpadów wydobywczych, powstających przy wzbogacaniu węgla kamiennego, wytypowano: komunalne osady ściekowe i odpadową welnę mineralną z upraw pod osłonami.

Głównym materiałem do wytworzenia mieszanin/podłoża glebowego, pełniącym rolę tworzywa (składnika) mineralnego były karbońskie odpady wydobywcze - frakcja drobnoziarnista i mułowo-ilasta (kod 01 04 12), z Kopalni Węgla Kamiennego „Bogdanka”.

Właściwości podłoży optymalizowano poprzez wzbogacenie karbońskich odpadów wydobywczych w materię organiczną i składniki pokarmowe, których źródłem były osady ściekowe (kod 19 08 12) z komunalnej oczyszczalni ścieków w Lublinie. Odpadową wełnę mineralną z upraw pod osłonami (kod 020183) z Przedsiębiorstwa Ogrodniczego w Niemcach k/Lublina, dodano w celu optymalizacji właściwości wodno-powietrznych podłoży glebowych. Łącznie do badań sporządzono 5 mieszanin/podłoży:

- karbońskie odpady wydobywcze 97,5% + osad ściekowy 2,5%,
- karbońskie odpady wydobywcze 95% + osad ściekowy 5%,
- karbońskie odpady wydobywcze 96,5% + osad ściekowy 2,5% + wełna mineralna 1%,
- karbońskie odpady wydobywcze 94% + osad ściekowy 5% + wełna mineralna 1%,
- karbońskie odpady wydobywcze – 100%.

Udział (%) poszczególnych odpadów w testowanych podłożach wyrażono w % w/w i s.m.

4.3. Wazonowe doświadczenie wegetacyjne

Ocenę właściwości przygotowanych mieszanin - podłoży glebowych i ich wpływu na plonowanie roślin oraz jakość biomasy przeprowadzono w ścisłym doświadczeniu wazonowym, które realizowano w latach 2017-2018 w hali wegetacyjnej.

Doświadczenie składało się z 2 części:

- w części A oceniano wpływ zróżnicowanego udziału osadu ściekowego i wełny mineralnej na właściwości mieszanin/podłoży wytworzonych na bazie karbońskich odpadów wydobywczych,
- w części B oceniano wpływ mieszanin o zróżnicowanym udziale karbońskich odpadów wydobywczych, osadu ściekowego i wełny mineralnej na kształtowanie właściwości zdegradowanej gleby antropogenicznej.

Wazono o pojemności 12 dm³ napełniono (10.05.2017r.) testowanymi podłożami - po 10 kg (powietrznie sucha masa) zgodnie ze schematami zamieszczonymi w tabeli 9. Uzyskane, dla testowanych podłoży wyniki, porównano z obiektami kontrolnymi, którymi były:

- Kontrola 1 (K_1) – zdegradowana gleba antropogeniczna,
- Kontrola 2 (K_2) – zdegradowana gleba antropogeniczna + NPK, którego poziom dostosowano do wymagań uprawianych roślin: **gorczyca**: **N** - 50 kg·ha⁻¹, co odpowiadało 0,327 g/wazon saletry amonowej; **P** - 50 kg·ha⁻¹, tj. 0,694 g/wazon -

polifoski 6; **K** - 80 kg·ha⁻¹, tj. 0,167 g/wazon soli potasowej; **kukurydza: N** - 0100 kg·ha⁻¹, tj. 918 g/wazon - saletry amonowej, **P** - 80 kg·ha⁻¹, tj. 1,10 g/wazon - polifoski 6; **K** - 120 kg·ha⁻¹, tj. 0,560 g/wazon soli potasowej.

- Kontrola 3 (K_3) – zdegradowana gleba antropogeniczna + obornik w dawce 30 Mg·ha⁻¹, tj. 0,1 kg/wazon.

Tabela 9. Schemat doświadczenia wazonowego

Nr.	Obiekty	Gleba (s.m.)	Odpady wydobywcze (s.m.)	Osad ściekowy (s.m.)	Wełna mineralna (s.m.)
Obiekty kontrolne					
1	K_1 - Gleba	100	-	-	-
2	K_2 - Gleba + NPK	100			
3	K_3 - Gleba obornik 30Mg·ha ⁻¹	99	-	-	-
Część A - wpływ zróżnicowanego udziału osadu ściekowego i wełny mineralnej na właściwości podłoży wytworzonych na bazie karbońskich odpadów wydobywczych					
4	P_1 – Podłoże 1 : (odpady wydobywcze + osad)	-	97,5	2,5	-
5	P_2 – Podłoże 2: (odpady wydobywcze + osad)	-	95,0	5,0	-
6	P_3 - Podłoże 3 (odpady wydobywcze + osad + wełna)	-	96,5	2,5	1
7	P_4 - Podłoże 4 (odpady wydobywcze + osad + wełna)	-	94%	5,0	1
8	P_5 - Podłoże 5 (odpady wydobywcze)	-	100	-	-
Część B - wpływ mieszanin o zróżnicowanym udziale karbońskich odpadów wydobywczych, osadu ściekowego i wełny mineralnej na kształtowanie właściwości zdegradowanej gleby antropogenicznej					
10	GM_5 (gleba + mieszanina 5)	50	50	-	-
11	GM_1 (gleba + mieszanina 1)	50	47,5	2,5	-
12	GM_2 (gleba + mieszanina 2)	50	45	5	-
13	GM_3 (gleba + mieszanina 3)	49	47,5	2,5	1
14	GM_4 (gleba + mieszanina 4)	49	45	5	1

Obie części doświadczenia realizowano w 3 powtórzeniach.

Do realizacji części A doświadczenia wazonny wypełniono ocenianymi mieszaninami, które stanowiły podłoże wegetacyjne, a w części B doświadczenia wazonny wypełniono zdegradowaną glebą antropogeniczną (tą samą wypełniono wazonny obiektów

kontrolnych) z dodatkiem mieszanin w stosunku 1:1 (tab.9). Glebę pobrano z przyzmy nadkładu zlokalizowanej na przedpolu kopalni piasku w Niemcach k/Lublina. Po przygotowaniu wazonów pobrano, z całej ich głębokości, próbki do badań laboratoryjnych – początek realizacji doświadczenia – I termin badań.

W pierwszym sezonie wegetacyjnym rośliną kontrolną była gorczyca biała, którą wysiano na przygotowane podłoża w dniu 5.08.2017r.. Wysiano gorczycę odmiany Borowska C/1 w ilości 0,2 g/wazon. W trakcie wzrostu roślin prowadzono obserwacje i podlewano rośliny wodą destylowaną. Zbiór przeprowadzono w fazie kwitnienia (26.09.2017r.), określono plon biomasy i pobrano materiał roślinny do badań oraz pobrano próbki podłoża i gleby do badań laboratoryjnych – II termin badań.

W kolejnym roku, 5.05.2018, zawartość wazonów wymieszano, zastosowano nawożenie w obiekcie kontrolnym K2 i wysiano po 20 nasion/wazon kukurydzy odmiany KB 1903 C/1. Następnie (29.06.2018r.), kiedy kukurydza była w fazie 5 liścia dokonano przerywki, pozostawiając 5 roślin w każdym wazonie. W trakcie wzrostu roślin prowadzono obserwacje i podlewano rośliny wodą destylowaną. Zbiór przeprowadzono 20.08.2018r., w fazie wiązania kolb. Jednocześnie określono plon biomasy i pobrano materiał roślinny do badań oraz pobrano próbki podłoża i gleby do badań laboratoryjnych – III termin badań

4.4. Badania laboratoryjne

Zakres analiz laboratoryjnych oraz zastosowane metody analityczne przedstawia tabela 10.

Tabela 10. Analizy laboratoryjne i metody badań

Właściwość/oznaczenie	Metoda badań	Źródło
Badania odpadów, mieszanin i gleby		
Odczyn	potencjometryczna, w H_2O i $1\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ KCl (stosunek gleba/odpady: roztwór 1:2,5)	PN-ISO-10390:1997P
kwasowość hydrolityczna - H^+	Kappena w $1\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ CH_3COONa	Karczevska i Kabała, 2008
Zawartość wymiennych kationów zasadowych- S	Pallmanna w wyciągu $0,5\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ chlorku amonu (pH-8,2)	Ostrowska i in., 1991
pojemność sorpcyjna	obliczono ze wzoru: $T = H + S$	
Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi - V	obliczono ze wzoru: $V = (S * 100) : T$	
zawartość węgla organicznego - Corg.	suchej mineralizacji, przy wykorzystaniu aparatu TOC- V_{CSH} , SSM-5000A Shimadzu	PN-EN-15936:2013-201
zawartość azotu ogólnego - Nog	Kjeldhal'a, przy wykorzystaniu jednostki destylacyjnej Kjeltach™ 8100	PN-ISO-11261-2002P

<i>c.d. tab. 10</i>		
zasolenie	konduktometryczna (stosunek gleba/odpady do wody 1:5)	Baran, 2000
zawartość przyswajalnego fosforu	Egnera-Riehma	PN-R-04023:1996
zawartość przyswajalnego potasu	Egnera-Riehma	PN-R-04022:1996
zawartość przyswajalnego magnezu	Schachtschabela	PN-R-04020:1994
zawartość form całkowitych metali ciężkich - Pb, Zn, Cu, Cd, Cr i Ni	Adsorpcyjnej Spektrometrii Atomowej w płomieniu acetylen-powietrze (ICP-OES)	PN-ISO-11047:2001
zawartość Hg	zimnych par	ASA/5/2013
zawartość form całkowitej i specjacyjnych baru na spektrometrze	Adsorpcyjnej Spektrometrii Atomowej w płomieniu acetylen-powietrze (ICP-OES)	PN-EN-16170:2017-02
zawartość form specjacyjnych, z wyodrębnieniem frakcji: — frakcja I – formy rozpuszczalne w wodzie, wymienne i związane z węglanami, ekstrahowane CH_3COOH o stężeniu $0,11 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ i $\text{pH} = 2$, — frakcja II – formy zasocjowane z wolnymi tlenkami Fe i Mn ekstrahowane $\text{NH}_2\text{OH HCl}$ o stężeniu $0,1 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ i $\text{pH} = 2$, — frakcja III – formy związane z materia organiczną ekstrahowane 30% H_2O_2 na gorąco i następnie reekstrakcja produktów mineralizacji $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ o stężeniu $1 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ i $\text{pH} = 2$, — frakcja IV – formy rezydualne różnica - między całkowitą zawartością a sumą frakcji I-III	metodą zalecaną przez BCR Unii Europejskiej	Ure i in. [1993]; Thomas i in. [1994],
Badania roślin		
zawartość metali ciężkich Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni i Ba	Adsorpcyjnej Spektrometrii Atomowej w płomieniu acetylen-powietrze (ICP-OES)	PN-EN-16170:2017-02
zawartość Hg	zimnych par	ASA/5/2013
współczynniki bioakumulacji metali ciężkich w biomacie roślin	obliczono ze wzoru: $\text{WB}[\%] = C_R/C_G \cdot 100$; gdzie: C_R – stężenie metalu w roślinie, C_G – stężenie metalu w glebie/podłożu	Baran, 2000

Uzyskane wyniki przedstawiono w tabelach i na rysunkach oraz opracowano statystycznie metodą analizy wariancji z użyciem testu Tukeya. Do oceny podobieństw ocenianych wariantów badań zastosowano metodę analizy skupień, opracowaną przez Warda. Obliczenia statystyczne wykonano korzystając z programu StatSoft STATISTICA 10.

1. WYNIKI BADAŃ

5.1. Właściwości i potencjał plonotwórczy ocenianych podłoży

– wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

5.1.1. Odczyn i właściwości sorpcyjne ocenianych podłoży

Wartość pH (w 1 mol·dm⁻³ KCl) zdegradowanej gleby antropogenicznej (K_1) i nawożonej NPK (K_2) na początku doświadczenia (termin I) wynosiła odpowiednio 3,9 i 4,2, co wskazywało na silne zakwaszenie (tab.11). Po pierwszym sezonie wegetacyjnym (termin II - po zbiorze gorczycy) i w następnym roku (termin III - po zbiorze kukurydzy) wartość pH wskazywała na odczyn kwaśny i lekko kwaśny. Najwyższe wartości pH w 1 mol·dm⁻³ KCl, w obrębie gleb obiektów kontrolnych, stwierdzono w glebie nawożonej obornikiem (K_3).

Tabela 11. Odczyn ocenianych podłoży – wazonowe doświadczenie wegetacyjne część A

Nr	Obiekty	pH		pH		pH	
		H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl
		termin I		termin II		termin III	
1	K_1	4,4	3,9	4,8	4,3	5,4	4,9
2	K_2	4,8	4,2	4,9	4,4	6,0	5,3
3	K_3	5,1	4,6	5,3	4,9	6,5	5,8
4	P_1	7,3	7,0	7,1	6,8	6,9	6,6
5	P_2	7,0	6,8	6,9	6,5	6,7	6,5
6	P_3	7,5	7,1	7,3	6,9	7,0	6,7
7	P_4	7,2	7,0	7,1	6,6	6,9	6,6
8	P_5	7,3	7,2	7,3	7,0	7,2	6,8

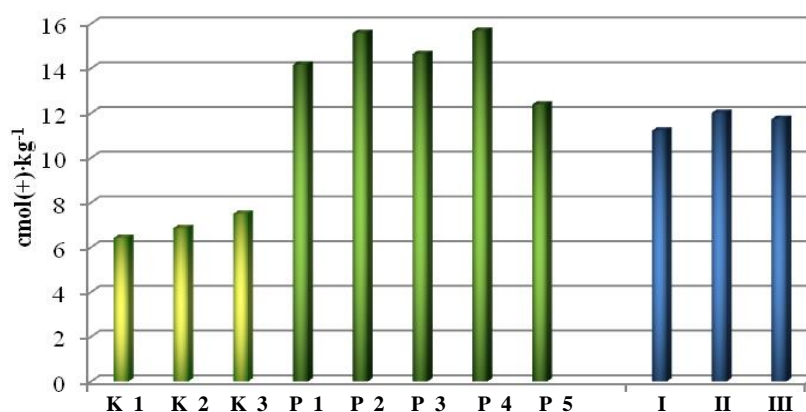
Objaśnienia: **Obiekty:** **K_1** – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), **K_2** – Kontrola 2 (gleba + NPK), **K_3** – Kontrola 3 (gleba + obornik), **P_1** – Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy), **P_2** – Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy), **P_3** – Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), **P_4** – Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), **P_5** – Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze); **Terminy:** **I termin** – założenie doświadczenia, **II termin** – po zbiorze gorczycy białej, **III termin** – po zbiorze kukurydzy

Podłoże P_5 (100% odpady wydobywcze), w I terminie badań, charakteryzowało się odczynem obojętnym (pH w 1 mol·dm⁻³ KCl 7,2). Pod wpływem dodatku do podłoża osadu ściekowego w dawkach 2,5 i 5,0% (P_1 i P_2), stwierdzono obniżenie pH w 1

mol·dm⁻³ KCl podłoży, odpowiednio do 7,0 i 6,8, tj. do odczynu obojętnego i lekko kwaśnego (tab.11). W kolejnych terminach badań, obserwowano zmniejszenie pH w 1 mol·dm⁻³ KCl w podłożu odpady wydobywcze (P_5) do 6,8, natomiast w podłożu odpadów wydobywczych z osadem ściekowym do 6,6 - 6,5, mniejsze w podłożu P_1 (z mniejszym udziałem osadu). W podłożach z wełną mineralną (P_3 i P_4) pH w 1 mol·dm⁻³ KCl było o 0,2-0,1 pH większe niż w podłożach z osadem ściekowym (tab.11).

Pojemność sorpcyjna w glebie obiektów kontrolnych, w I terminie badań, była niska i szeregowala je w kolejności: K_2 (5,65 cmol(+) \cdot kg⁻¹) < K_1 (6,08 cmol(+) \cdot kg⁻¹) < K_3 (6,35 cmol(+) \cdot kg⁻¹) (tab.12, rys.1). W ocenianym okresie (2 sezony wegetacyjne) odnotowano poprawę pojemności sorpcyjnej gleby obiektów kontrolnych.

Średnia w ocenianym okresie pojemność sorpcyjna podłoża P_5 (100% odpady wydobywcze) była o 93% większa niż gleby kontrolnej bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), większa odpowiednio o 91 i 76% (tab.12, rys.1). W podłożach z rosnącym udziałem (2,5 i 5,0%) osadu ściekowego, stwierdzono, w porównaniu do gleby kontrolnej K_1, zwiększenie pojemności sorpcyjnej odpowiednio o 112 i 136%, w porównaniu do kontroli K_2 (gleba nawożona NPK) o 110 i 134%, a do kontroli K_3 (gleba + obornik) o 93 i 116%. Uzupełnienie składu podłoży o wełnę mineralną (podłoża P_3 i P_4) wpłynęło na zwiększenie ich pojemności sorpcyjnej, której wartości w porównaniu do gleb obiektów kontrolnych były większe o: 122 i 130% (K_1), o 120 i 136% (K_2) oraz 103% i 116% (K_3).



Rysunek 1. Średnie wartości pojemności sorpcyjnej ocenianych podłoży

Legenda: K_1 – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), K_2 – Kontrola 2 (gleba + NPK), K_3 - Kontrola 3 (gleba + obornik), P_1 – Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy), P_2 – Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy), P_3 – Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), P_4 – Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), P_5 – Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze); I - termin I (założenie doświadczenia), II - termin II (po zbiorze gorczycy białej), III - termin III (po zbiorze kukurydzy)

Tabela 12. Właściwości sorpcyjne ocenianych podłoży - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

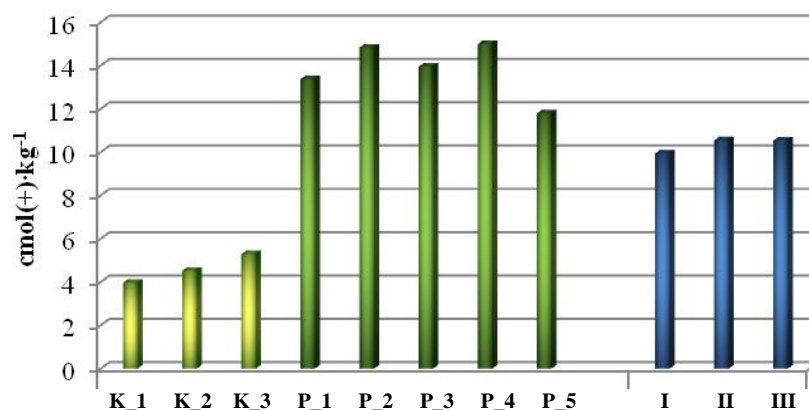
Nr	Obiekty	S				H ⁺				T			
		Termin			Średnia				Średnia				Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		cmol(+)·kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	3,38	3,79	4,65	3,94	2,70	2,80	2,50	2,67	6,08	6,49	7,15	6,57
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	3,40	4,40	5,00	4,27	2,25	2,70	2,13	2,36	5,65	7,10	7,13	6,63
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	4,20	5,20	5,80	5,07	2,15	2,25	2,00	2,13	6,35	7,45	7,80	7,20
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	13,20	13,10	13,05	13,12	0,84	0,79	0,76	0,79	14,04	13,89	13,81	13,91
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy),	15,1	14,81	14,4	14,77	0,79	0,77	0,74	0,77	15,89	15,58	15,14	15,54
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	13,90	14,10	13,80	13,93	0,74	0,71	0,63	0,69	14,64	14,81	14,43	14,62
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze+ 5% osad ściekowy+ 1% wełna mineralna)	15,20	15,10	14,68	14,99	0,72	0,69	0,64	0,68	15,92	15,79	15,72	15,81
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	11,47	12,20	12,55	12,07	0,61	0,59	0,58	0,59	12,08	12,79	13,13	12,67
Średnia		9,98	10,33	10,49	10,27	1,35	1,41	1,25	1,33	11,33	11,73	11,70	11,60
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01	dla obiektu	2,14**				0,85**				1,94**			
	dla terminu	0,98				0,39				0,90			
	dla obiekt x termin	4,48				1,78				4,08			

Rozszerzenie składu podłoża o osad ściekowy (2,5 i 5,0%) wpłynęło na istotne zwiększenie pojemności sorpcyjnej, w porównaniu do podłoża P_5 (100% odpadów wydobywczych), odpowiednio o 9,7% i 22,6%, a w podłożach o składzie dodatkowo uzupełnionym wełną mineralną o 15,4% i 23,7%. Uzyskane wyniki wykazały, że podłoża o składzie: karbońskie odpady wydobywcze + osad ściekowy + wełna mineralna najkorzystniej wpłynęły na kształtowanie pojemności sorpcyjnej ocenianych podłoży.

Ocena pojemności sorpcyjnej wykazała, że w ocenianym okresie zarysowała się tendencja jej zmniejszania się w podłożach, których skład skomponowano poprzez połączenie odpadów, natomiast zwiększania się w podłożu 100% odpadów wydobywczych.

W pierwszym terminie badań, w glebie obiektów kontrolnych **suma wymiennych kationów zasadowych** była niska i szeregowała je w kolejności: gleba + obornik ($4,20 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) > gleba + NPK ($3,4 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) > gleba bez nawożenia ($3,38 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) (tab.12, rys.2). W okresie trwania doświadczenia odnotowano systematyczne zwiększanie się sumy wymiennych kationów zasadowych w glebie tych obiektów.

W podłożu P_5 (100% odpady wydobywcze) suma wymiennych kationów zasadowych (średnia w ocenianym okresie), w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, przyjmowała istotnie większe wartości: i tak w porównaniu do K_1 o 206%, K_2 o 183 i K_3 o 137% (tab.12, rys.2).



Rysunek 2. Średnie wartości sumy wymiennych kationów zasadowych w ocenianych podłożach

Legenda jak na rys. 1

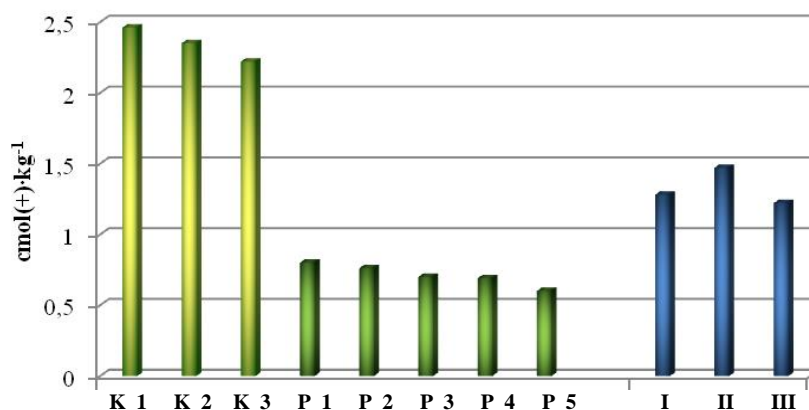
W podłożach P_1 i P_2, ze zwiększającym się udziałem osadu ściekowego (2,5 i 5,0%), w porównaniu do gleby bez nawożenia, odnotowano zwiększenie sumy zasadowych kationów wymiennych odpowiednio o 233% i 275%, gleby nawożonej NPK o 207% i 246%, a nawożonej obornikiem o 157% i 190%. W podłożach P_3 i P_4, których

skład uzupełniono o wełnę mineralną, odnotowano dalsze zwiększenie sumy kationów zasadowych w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, odpowiednio o: 253% i 280% do gleby K_1, o 226% i 251% do gleby K_2 oraz o 173% i 194% do gleby K-3.

W porównaniu do podłoża P_5 (100% odpadów wydobywczych) suma wymiennych kationów zasadowych w podłożach z rosnącym udziałem osadu ściekowego (P_1 i P_2) była większa o 8,7% i 22,4%, a w podłożach P_3 i P_4 (rosnący udział osadu we współdziałaniu z wełną) o 15,4% i 24,2%. Wskazuje to, że podłoża z osadem ściekowym i z wełną mineralną korzystniej, niż z samym osadem, wpłynęły na sumę wymiennych kationów zasadowych w ocenianych podłożach.

W ocenianym okresie badań (2 sezony wegetacyjne) zmiany sumy kationów zasadowy były nieznaczne, jednak odnotowano tendencje nieistotnego jej zwiększenia w podłożu P_5 (100% odpady wydobywcze) i zmniejszenia w pozostałych podłożach.

W glebie obiektów kontrolnych, kwasowość hydrolityczna przyjmowała wartości średnie w ocenianym okresie w zakresie od 2,13 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (K_3) do 2,67 $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (K-1) (tab.12. rys.3).



Rysunek 3. Średnie wartości kwasowości hydrolitycznej ocenianych podłoży
Legenda jak na rys. 1

Kwasowość hydrolityczna podłoża z odpadów wydobywczych 100% (P_5) była 4,5-krotnie mniejsza niż gleby kontrolnej bez nawożenia, nawożonej NPK mniejsza 4-krotnie, a obornikiem 3,6-krotnie (tab.12, rys.3).

Rosnący udział osadu ściekowego (2,5 i 5,0%) zwiększył, w porównaniu do podłoża P_5, nieistotnie wartość kwasowości hydrolitycznej w podłożach P_1 i P_2 odpowiednio o 31 i 27%, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną (P_3 i P_4) o 8,6 i 10%. W badanym okresie stwierdzono nieistotne zmniejszenie kwasowości hydrolitycznej w podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym oraz z wełną mineralną, przy jej stabilizacji w podłożu odpadów wydobywczych 100% (P_5).

Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi w glebie obiektów kontrolnych, na początku badań (termin I) wahał się w zakresie 55,6 – 65,0%. Największym wysyceniem charakteryzowała się gleba nawożona obornikiem (tab.13). w III terminie badań w glebie obiektów kontrolnych odnotowano zwiększenie udziału kationów zasadowych w kompleksie sorpcyjnym o ok. 4-5%.

Tabela 13. Wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr.	Obiekty	Termin			Śr.
		I	II	III	
		%			
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	55,6	52,1	65,0	57,6
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	60,2	62,0	70,1	64,1
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	66,1	70,0	74,3	70,1
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	94,0	94,3	94,5	94,3
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	95,0	95,0	95,1	95,0
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	96,5	95,2	95,6	95,8
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	95,3	95,6	95,8	95,6
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	95,0	95,4	95,6	95,3
Średnia		82,1	82,1	89,6	84,6
NIR		dla obiektu			10,16**
** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla terminu			4,63
		dla obiekt x termin			21,30

W podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) stwierdzono istotnie wyższy, w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, stopień wysycenia kationami zasadowymi i były to wartości odpowiadające glebom bardzo dobrej jakości [Mocek 2015].

W podłożach z rosnącym udziałem osadu ściekowego (2,5 i 5,0%) odnotowano nieistotnie zmniejszenie wysycenia kationami zasadowymi w porównaniu do podłoża odpadów wydobywczych (P_5), odpowiednio o 1% (P_1) i 0,7%, (P_3) a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną (P_3 i P_4)) przyjmowało zbliżoną wartość. Wskazuje to na mały wpływ osadu ściekowego i wełny mineralnej na kształtowanie tego wskaźnika w ocenianych podłożach.

Wysycenie kompleksu sorpcyjnego gleby wymiennymi kationami zasadowymi wiąże się z zawartością **kationów zasadowych** Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+ . W glebie obiektów kontrolnych (tab.14) średnia zawartość ($cmol(+) \cdot kg^{-1}$) zasadowych kationów wymiennych tworzyła szereg: $Ca (3,45 > Mg (0,75) > K (0,25) > Na (0,19)$.

Tabela 14. Zawartość zasadowych kationów wymiennych w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr.	Obiekty	Ca ⁺⁺				Mg ⁺⁺				K ⁺				Na ⁺			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia				Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		cmol(+)kg ⁻¹															
1	K_1	2,30	3,40	3,70	3,13	0,62	0,82	0,65	0,70	0,18	0,16	0,16	0,17	0,18	0,20	0,20	0,19
2	K_2	2,38	3,20	4,60	3,39	0,60	0,85	0,79	0,71	0,26	0,22	0,16	0,21	0,18	0,21	0,20	0,20
3	K_3	2,82	3,95	4,70	3,82	0,68	0,92	0,80	0,80	0,42	0,38	0,30	0,37	0,19	0,18	0,18	0,19
4	P_1	7,15	7,85	8,70	7,90	3,08	3,30	3,90	3,43	1,03	0,75	0,35	0,71	2,25	2,02	1,12	1,80
5	P_2	8,15	8,75	9,52	8,81	3,66	3,95	4,70	4,10	1,06	0,78	0,45	0,76	2,55	1,989	1,78	2,10
6	P_3	7,50	7,81	8,83	8,05	3,10	3,55	3,90	3,52	1,05	0,88	0,47	0,80	2,28	2,16	1,15	1,86
7	P_4	8,65	8,95	9,72	9,11	3,60	3,98	4,40	3,99	1,10	0,78	0,55	0,81	2,70	2,40	1,19	2,10
8	P_5	5,17	5,98	7,68	6,28	2,02	2,95	3,55	2,84	0,99	0,94	0,60	0,84	2,55	2,20	0,92	1,89
Średnia		5,52	6,24	7,18	6,31	2,17	2,54	2,82	2,51	0,76	0,61	0,38	0,58	1,61	1,42	0,84	1,29
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01	dla obiektu	0,97**				0,89**				0,43**				1,13**			
	dla terminu	0,44**				0,41**				0,20**				0,52			
	dla obiekt x termin	2,02				1,86				0,88				2,34			

Objaśnienia: Obiekty: **K_1** – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), **K_2** – Kontrola 2 (gleba + NPK), **K_3** - Kontrola 3 (gleba + obornik), **P_1** – Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy), **P_2** – Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy), **P_3** – Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna), **P_4** – Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)+ 1% węgla mineralna), **P_5** – Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze); **Terminy:** **I termin** – założenie doświadczenia, **II termin** – po zbiorze gorczycy białej, **III termin** – po zbiorze kukurydzy

W podłożu P₅ (odpady wydobywcze 100%), średnie w ocenianym okresie, zawartości (cmol(+) \cdot kg⁻¹) wymiennych kationów zasadowych były następujące: Ca (6,28) > Mg (2,84) > Na (1,89) > K (0,84), w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, były one krotnie wyższe: Na (9,6) > Mg (3,8) > K (3,36) > Ca (1,82) (tab.14).

W podłożach z dodatkiem osadu ściekowego oraz osadu i wełny mineralnej, średnie w ocenianym okresie, zawartości (cmol(+) \cdot kg⁻¹) kationów wymiennych wynosiły: Ca (8,47) > Mg (3,76) > Na (1,97) > K (0,77), z wartościami krotnie wyższymi w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych: Na (10,3) > Mg (5,1) > K (3,1) > Ca (2,4) (tab.14).

Rosnący udział osadu ściekowego (2,5 i 5,0%) zwiększył istotnie zawartość **wapnia wymiennego** w podłożach, w porównaniu do podłoża odpady wydobywcze 100% (P₅) o 26% (P₁) i 40% (P₂), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 28% (P₃) i 45% (P₄), co wskazuje na korzystniejsze oddziaływanie osadu ściekowego z wełną mineralną i uzasadnia ich wspólne stosowanie. W badanym okresie stwierdzono zwiększenie zawartości wapnia wymiennego w ocenianych podłożach, istotne pomiędzy I i III terminem badań.

Zawartość **magnezu wymiennego**, w porównaniu do zawartości w podłożu odpadów wydobywczych 100% (P₅), zwiększyła się pod wpływem zastosowanych dawek (2,5 i 5,0%) osadu ściekowego odpowiednio o 21% (P₁) i 44% (P₂), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 24% (P₃) i 40% (P₄). Wskazuje to na korzystniejsze oddziaływanie wyższej dawki osadu ściekowego niż jego kompozycji z wełną mineralną na zawartość magnezu wymiennego w odpadach wydobywczych.

W badanym okresie stwierdzono zwiększenie zawartości magnezu wymiennego w ocenianych mieszaninach, istotne pomiędzy I i III terminem badań.

Zastosowane dawki 2,5 i 5,0% osadu ściekowego zmniejszyły zawartość **potasu wymiennego**, w porównaniu do zawartości w podłożu odpadów wydobywczych 100%, odpowiednio (P₅) o -15% (P₁) i -9% (P₂), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną, o -5% (P₃) i -4% (P₄). Wskazuje to na korzystniejszy wpływ osadu ściekowego z wełną mineralną niż samego osadu, na kształtowanie zawartości potasu wymiennego w ocenianych podłożach, ale było to ciągle zmniejszenie jego zawartości. W kolejnych terminach badań odnotowano zmniejszenie się zawartości potasu wymiennego w ocenianych podłożach, istotne pomiędzy terminem I (początek badań) a terminem III (po zbiorze kukurydzy).

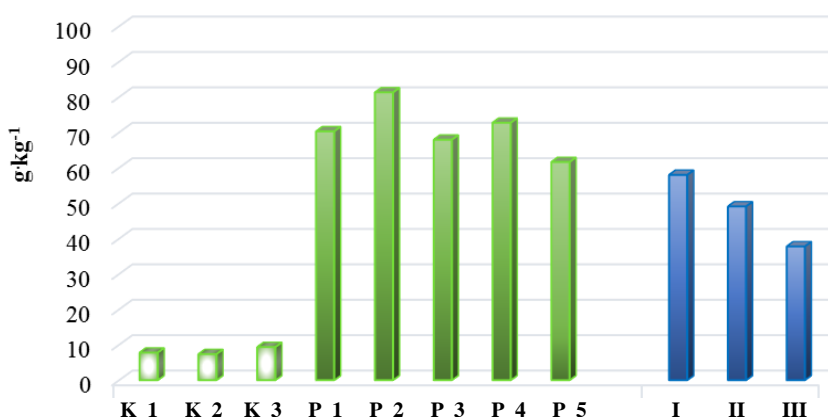
W porównaniu do podłoża P_5 (odpady wydobywcze 100%), osad ściekowy wprowadzony do podłoża w dawkach 2,5 i 5% zmienił zawartość sodu wymiennego o -5% (P_1) i +11% (P-2), a we współdziałaniu z wełną mineralną o -2% (P_3) i +11% (P-4).

Wyniki te wskazują, że wpływ większego udziału osadu ściekowego zastosowanego samodzielnie (P_2) oraz z wełną mineralną (P_4) w składzie podłoża na zawartość sodu wymiennego był podobny, i podłożach tych odnotowano zwiększenie jego zawartości. W kolejnych terminach badań odnotowano zmniejszanie się zawartości sodu wymiennego w ocenianych podłożach.

5.1.2. Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w ocenianych podłożach

Zawartość węgla organicznego w zdegradowanej glebie antropogenicznej bez nawożenia (K_1) na początku badań (termin I) wynosiła $7,50 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. W kolejnych terminach badań stwierdzono zwiększanie się zawartości Corg. w glebie tego obiektu, do $8,20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w terminie III, tj. po zbiorze kukurydzy (tab.15, rys.4). Wpływ zastosowanego nawożenia NPK (obiekt K_2) na zawartość węgla organicznego w kolejnych terminach badań ujawnił się nieistotną tendencją mniejszej jego zawartości, porównaniu do gleby nienawożonej. Nawożenie obornikiem w dawce $30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ wpłynęło na zwiększenie zawartości Corg. do $9,15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w terminie I (początek badań) i do $9,66 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w terminie III (po zbiorze kukurydzy).

W podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%), średnia w ocenianym okresie zawartość węgla organicznego wynosiła $61,60 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ i była istotnie (7,9-krotnie) większa niż w glebie nie nawożonej (K_1) (tab.15).



Rysunek 4. Średnia zawartość węgla organicznego w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Tabela 15. Zawartość węgla organicznego, azotu ogólnego i stosunek C/N w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

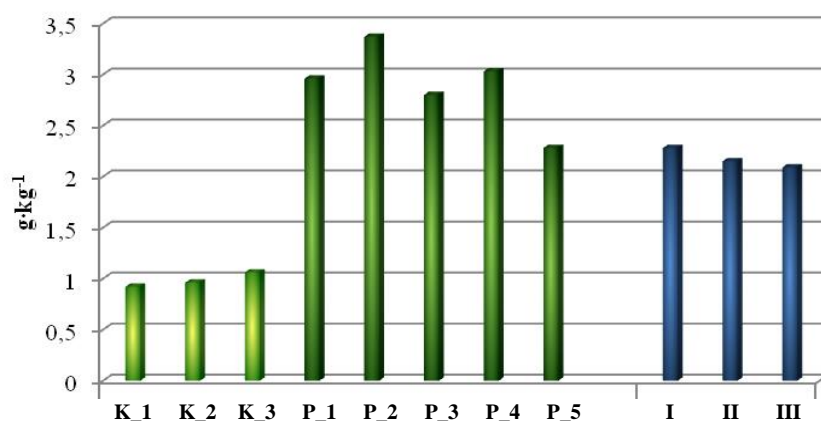
Nr	Obiekty	Corg.				Nog				Corg./Nog			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		g · kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	7,50	7,61	8,20	7,77	0,88	0,89	0,93	0,90	8,52	8,55	8,82	8,63
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	7,58	7,30	7,85	7,58	0,89	0,92	1,03	0,95	8,51	7,93	7,62	8,02
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	9,15	9,32	9,66	9,37	1,02	1,04	1,08	1,04	8,97	8,96	8,94	9,01
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	82,40	75,50	52,90	70,23	3,22	3,14	2,63	2,99	25,59	24,04	20,11	23,25
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	95,50	91,40	57,60	81,50	3,36	3,44	3,23	3,34	28,42	26,57	17,83	24,27
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	85,30	62,30	56,50	68,03	3,18	2,77	2,48	2,81	26,82	22,49	22,78	24,03
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	95,20	64,60	58,10	72,60	3,32	2,94	2,85	3,04	28,67	21,97	20,39	23,68
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	68,50	64,50	51,80	61,60	2,36	2,27	2,15	2,26	29,02	28,41	22,82	27,75
Średnia		56,39	47,82	37,83	47,33	2,27	2,17	2,05	2,15	20,56	18,62	16,16	18,45
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01	dla obiektu	28,98**				0,57**				7,64**			
	dla terminu	13,18				0,26				3,48**			
	dla obiekt x termin	60,68				1,18				15,99			

Ocena wpływu dodatku osadu ściekowego i wełny mineralnej na zawartość węgla organicznego w ocenianych podłożach wskazała na jego zwiększenie, co potwierdziło hipotezę, że odpady te mogą być wykorzystane do optymalizacji właściwości karbońskich odpadów wydobywczych (tab.15, rys.4).

Uzupełnienie składu podłoża odpadów wydobywczych o osad ściekowy wpłynęło na proporcjonalne do wielkości jego udziału (2,5 i 5,0%), zwiększenie, zawartości węgla organicznego w ocenianych podłożach, odpowiednio o 14% (P_1) i 32% (P_2), a we współdziałaniu osadu ściekowego z wełną mineralną odpowiednio o 10% (P_3) i 18% (P_4).

W ocenianych podłożach, w kolejnych terminach badań odnotowano zmniejszenie, ale nieistotne, zawartości Corg., co związane jest z jej mineralizacją w warunkach zwiększonego dopływu powietrza do ocenianych podłoży słabo zwietrzałego rumoszu skalnego karbońskich odpadów wydobywczych.

Zawartość azotu ogólnego w glebie obiektu kontrolnego K_1 (bez nawożenia) na początku badań wynosiła $0,88 \text{ g kg}^{-1}$, a w III terminie zwiększyła się do $0,93 \text{ g kg}^{-1}$, tj. o 5,6 % (tab.15, rys.5). W glebie nawożonej NPK (K_2) zawartość azotu ogólnego w I i II terminie badań kształtowała się podobnym poziomem jak w glebie K_1, natomiast na zakończenie badań była nieistotnie większa. Nieistotnie większą zawartością Nog charakteryzowała się gleba nawożona obornikiem (K_3), zawartość ta była większa o ok. 16%, w porównaniu do zawartości w glebie nie nawożonej (tab.15, rys. 5).



Rysunek 5. Średnia zawartość azotu ogólnego ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Średnia, w ocenianym okresie, zawartość Nog w podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) wynosiła $2,26 \text{ g kg}^{-1}$. Uzupełnienie podłoża odpadów wydobywczych o osad ściekowy wpłynęło na istotne, proporcjonalne do wielkości jego udziału (2,5 i 5,0%),

zwiększenie zawartości azotu ogólnego, odpowiednio o 32% (w podłożu P_1) i 48% (w podłożu P_2), a podłożach o składzie dodatkowo uzupełnionym wełną mineralną, o 24% (w podłożu P_3) i 34% (w podłożu P_4) (tab.15, rys.5).

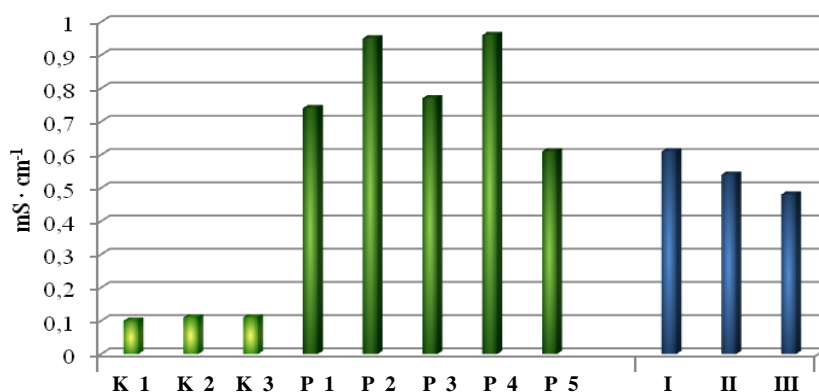
Ocena zmian zawartości Nog w kolejnych terminach badań wykazała zmniejszenie jego zawartości w podłożu odpadów wydobywczych z udziałem 2,5% osadu ściekowego w terminie III, a w podłożu z wyższym udziałem osadu (5,0%) na tendencję zwiększenia jego zawartości. W podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym i wełną mineralną odnotowano zmniejszenie zawartości Nog na zakończenie badań (III termin).

Stosunek Corg./Nog w glebie obiektów kontrolnych, średnio w ocenianym okresie, kształtował się w zakresie od 8,02 (K_2) do 8,63 (K_1) (tab.15). W podłożu K_5 (odpady wydobywcze 100%) stosunek Corg./Nog był szeroki i wynosił 27,75, średnio w okresie badań. Szeroki stosunek C:N w był w niewielkim zakresie modyfikowany przez dodatek osadu ściekowego i wełny mineralnej. Zastosowanie osadu ściekowego w dawkach 2,5 i 5,0% wpłynęło na zawężenie tego stosunku w mieszaninach odpowiednio o ok. 4,5 (P_1) i 3,5 (P_2), a we współdziałaniu z wełną mineralną o 3,7 (P_3) i 4 (P_4).

5.1.3. Zasolenie ocenianych podłoży

Średnie wartości zasolenia gleby obiektów kontrolnych wahały się w przedziale 0,10 - 0,11 mS/cm (tab.16, rys.6), co wskazuje, że jest to gleba nie zasolona [Karczewska, 2008].

Zasolenie podłoża P_5, z odpadów wydobywczych 100%, wynosiło 0,60 mS/cm i w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych było około 6-krotnie większe (tab.16, rys.6).



Rysunek 6. Średnie wartości zasolenia ocenianych podłoży
Legenda jak na rys. 1

W podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5,0% stwierdzono, w porównaniu do podłoża odpady wydobywcze 100%, istotne,

proporcjonalne do wielkości dawki osadu, zwiększenie zasolenia o 25% (P_1) i 57% (P_2), a we współdziałaniu z wełną mineralną o 30% (P_3) i 62% (P_4).

Tabela 16. Zasolenie ocenianych podłoży - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Teremin			Średnia
		I	II	III	
		mS/cm			
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,11	0,10	0,08	0,10
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,12	0,11	0,10	0,11
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,12	0,11	0,10	0,11
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	0,79	0,78	0,69	0,75
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	1,14	0,95	0,76	0,95
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	0,84	0,79	0,70	0,78
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy+ 1% wełna mineralna)	1,12	0,95	0,84	0,97
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	0,65	0,60	0,56	0,60
Średnia		0,61	0,55	0,48	0,54
NIR		dla obiektu			0,21**
** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla terminu			0,08**
		dla obiekt x termin			0,42

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zasolenia ocenianych podłoży.

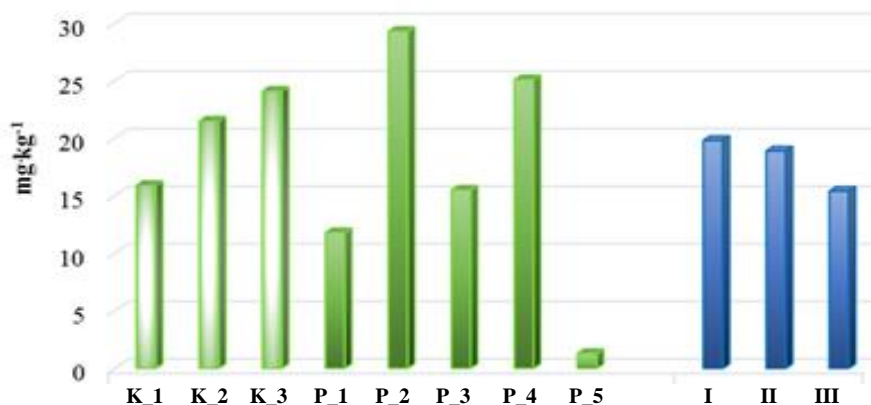
5.1.4. Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w ocenianych podłożach

Średnia zawartość fosforu przyswajalnego w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie 16 – 24 mg·kg⁻¹, zależnym od sposobu jej nawożenia (tab.17, rys.7). W glebie bez nawożenia stwierdzono bardzo niską zawartość fosforu przyswajalnego, a nawożonej NPK oraz obornikiem, zawartość niską [Zalecenia nawozowe 1990].

Zawartość fosforu przyswajalnego w podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) była śladowa, 10,7-krotnie mniejsza niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), mniejsza odpowiednio 14,1 i 16-krotnie (tab.17, rys.7).

Rosnący udział osadu ściekowego (2,5-5,0%), w porównaniu do zawartości w podłożu P_5, istotnie zwiększył zawartość P-przyswajalnego w ocenianych podłożach,

odpowiednio 8 (P_1) i 19-krotnie (P_2), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną 10,1 (P_3) i 16,6-krotnie (P_4). Większą, w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, zawartością fosforu przyswajalnego charakteryzowały się jedynie podłoża z 5% udziałem osadu ściekowego.

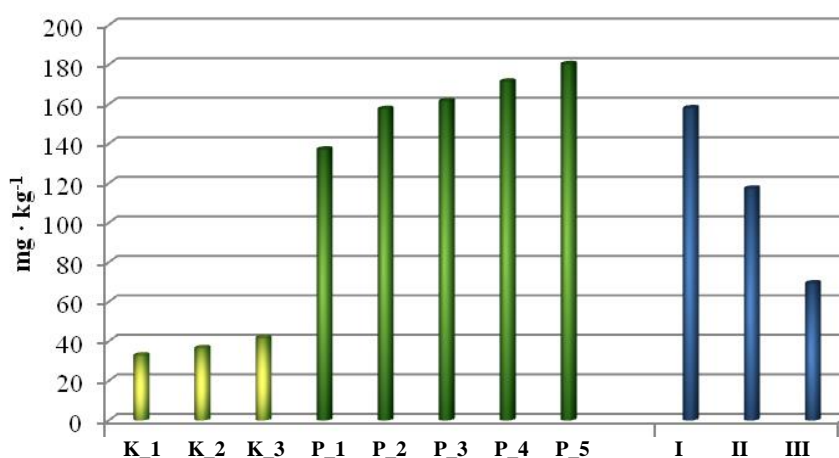


Rysunek 7. Średnia zawartość fosforu przyswajalnego w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Wskazuje to, że osad ściekowy w kompozycji z wełną mineralną, skuteczniej niż stosowany samodzielnie, zwiększał proporcjonalnie do wielkości jego dawki, zawartość P-przyswajalnego w podłożach z odpadami wydobywczymi, co znajduje potwierdzenie w jego właściwościach (tab.8).

W badanym okresie stwierdzono nieistotne zmniejszenie zawartości fosforu przyswajalnego w ocenianych podłożach.

Średnia **zawartość potasu przyswajalnego** w glebie obiektów kontrolnych zawierała się w przedziale 32,3 – 41,4 mg·kg⁻¹ (tab.17, rys.8), co świadczy o bardzo niskiej zasobności [Zalecenia nawozowe, 1990].



Rysunek 8. Średnia Zawartość potasu przyswajalnego w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Tabela 17. Zawartość przyswajalnych form P, K, Mg w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	P				K				Mg							
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia				
		I	II	III		I	II	III		I	II	III					
		mg·kg ⁻¹															
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	18,2	17,4	12,5	16,0	33,0	38,8	25,2	32,3	17,1	20,0	20,2	19,1				
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	18,8	25,7	18,8	21,1	34,0	40,8	33,3	36,0	19,2	26,5	24,8	23,5				
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	22,8	26,8	22,5	24,0	35,8	48,0	40,5	41,4	25,0	44,0	42,5	37,2				
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	13,5	12,5	10,6	12,2	198,5	132,2	83,4	138,0	187,2	235,0	190,8	204,3				
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	33,5	27,5	26,4	29,1	242,2	148,1	82,0	157,4	198,1	241,1	180,0	206,4				
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	21,0	13,8	10,8	15,2	236,4	162,7	85,8	161,9	196,8	219,2	184,5	200,2				
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	29,4	25,5	19,9	24,9	273,1	144,2	95,8	171,0	218,4	209,8	170,8	199,7				
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	1,8	1,4	1,2	1,5	208,4	217,2	116,6	180,7	180,0	203,0	201,8	194,9				
Średnia		19,8	18,8	15,3	18,0	157,6	116,5	70,3	114,7	130,2	149,8	126,8	135,7				
NIR		dla obiektu				4,92**				119,65**				45,87**			
* - istotne różnice przy p = 0,05		dla terminu				16,70				54,33**				20,86*			
** - istotne różnice przy p = 0,01		dla obiekt x termin				16,14				250,42				96,07			

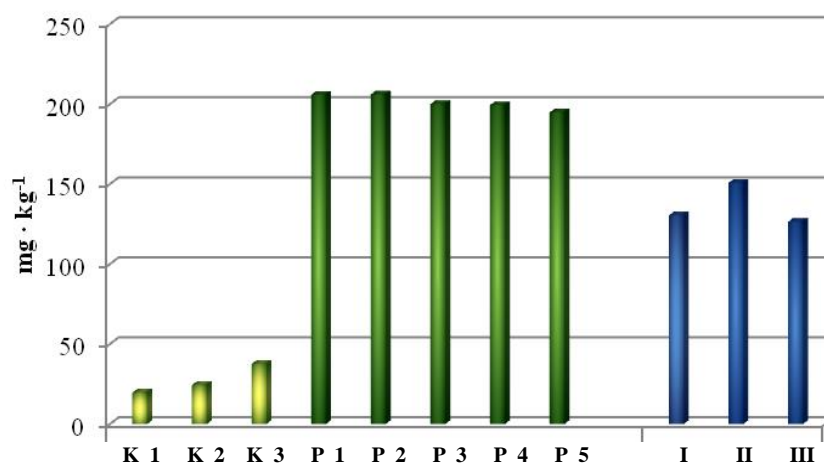
Najmniejszą zawartością K-przyswajalnego charakteryzowała się gleba bez nawożenia, a nawożenie NPK oraz obornikiem zwiększyło zawartość tego pierwiastka odpowiednio o 11,6 i 28%.

Średnia zawartość potasu przyswajalnego w podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) wynosiła $180,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, co świadczy o bardzo wysokiej zasobności [Zalecenia nawozowe 1990]. W porównaniu do zawartości w obiekcie kontrolnym K_1 była ona 5,6-krotnie większa, a w porównaniu do gleby obiektów K_2 i K_3, większa odpowiednio 5,0 i 4,4-krotnie (tab.17, rys.8).

Uzupełnienie podłoża odpadów wydobywczych osadem (w dawce 2,5 i 5,0%) wpłynęło na zmniejszenie, ale nieistotnie, zawartość przyswajalnego potasu, odpowiednio o 24% (P_1) i 13% (P_2), a w podłożach z osadem z dodatkiem wełny mineralnej o 10% (P_3) i 5% (P_4).

W ocenianym okresie (2 sezony wegetacyjne) obserwowano istotne zmniejszenie zawartości K-przyswajalnego w ocenianych podłożach.

Zamiany **zawartości magnezu przyswajalnego** przedstawiono w tabeli 17 i na rysunku 9. W glebie obiektów kontrolnych, średnia w ocenianym okresie, zawartość **przyswajalnej formy Mg** przyjmowała wartości od $19,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (K_1 – gleba bez nawożenia) do $37,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (K_3 – gleba + obornik), co odpowiadało bardzo niskiej i niskiej zasobności w ten składnik [Zalecenia nawozowe, 1990].



Rysunek 9. Średnia zawartość magnezu przyswajalnego w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Bardzo wysoką zasobnością w magnez przyswajalny charakteryzowało się podłoże odpady wydobywcze 100% (P_5), zawartość Mg-przyswajalnego w podłożu tego obiektu wynosiła $194,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, średnio w ocenianym okresie [Zalecenia nawozowe, 1990]. W

porównaniu do gleby obiektu K_1 była ona większa 10,2-krotnie, a obiektów K_2 i K_3, większa odpowiednio 8,3 i 5,2-krotnie.

Rosnący udział osadu ściekowego (2,5 i 5,0%) zwiększył zawartość Mg-przyswajalnego w ocenianych podłożach o 5,2 (P_1) i 5,9% (P_2), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 2,6 (P_3) i 2,5% (P_4).

W badanym okresie stwierdzono nieistotne zmiany zawartości Mg-przyswajalnego w ocenianych podłożach, z tendencją zwiększenia w II, a zmniejszenia w III terminie badań.

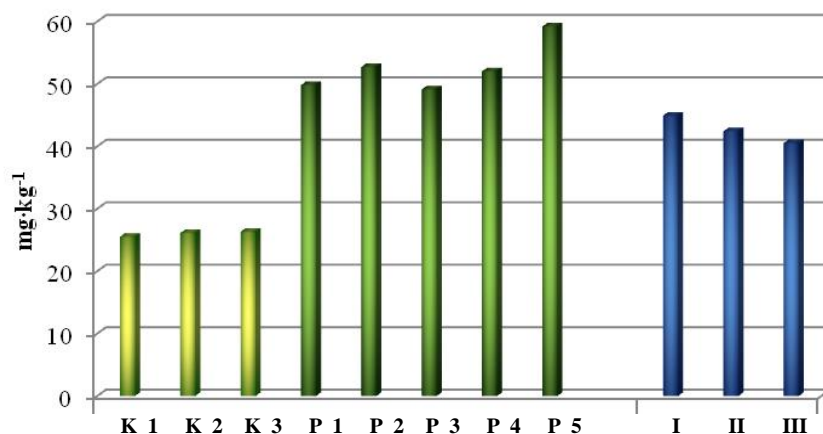
5.1.5. Zawartości metali ciężkich w ocenianych podłożach

Całkowita zawartość analizowanych metali ciężkich w glebie obiektów kontrolnych i ocenianych mieszaninach nie przekraczała poziomów referencyjnych [Dz.U.2015.257, Dz.U.2016.395] oraz zalecanych wytycznych [Kabata-Pendias i in.,1993]. Uzyskane wyniki wskazują na znaczące zróżnicowanie ich zawartości, wynikające ze składu mieszanin, sposobu nawożenia gleby, a także właściwości analizowanych pierwiastków [Kabata-Pendias i in.,1995].

Średnia w ocenianym okresie **zawartość ołowiu** w glebie obiektów kontrolnych przyjmowała wartości od 25,6 mg·kg⁻¹ w glebie nienawożonej (K_1) do 26,5 mg·kg⁻¹ w glebie nawożonej obornikiem (K_3) (tab.18, rys.10) i były to wartości odpowiadające glebom zaliczanym do kategorii gleb o naturalnej zawartości Pb [Kabata-Pendias i in., 1993].

W podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) średnia zawartość Pb wynosiła 43,8 mg·kg⁻¹ i nie przekraczała poziomów referencyjnych [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257]. Jednak była to zawartość istotnie większa (o 71%) w porównaniu do zawartości w glebie obiektu kontrolnego K_1 (gleba bez nawożenia). W porównaniu z glebą pozostałych obiektów kontrolnych była większa o 65 (K_3 – gleba nawożona obornikiem) i 72% (K_2 – gleba nawożona NPK) (tab.18, rys.10).

W podłożach odpadów wydobywczym z rosnącym udziałem osadu ściekowego, w porównaniu do zawartości w podłożu P_5, odnotowano zwiększenie zawartości Pb, odpowiednio o 14 (P_1) i 21% (P_2), a podłożach, których skład rozszerzono o wełnę mineralną o 12 (P_3) i 19% (P_4). Wyniki te wskazują, że osad ściekowy wprowadzony do podłoża odpadów wydobywczym z wełną mineralną, w nieco mniejszym zakresie, niż stosowany samodzielnie, zwiększał zawartość ołowiu w ocenianych podłożach.

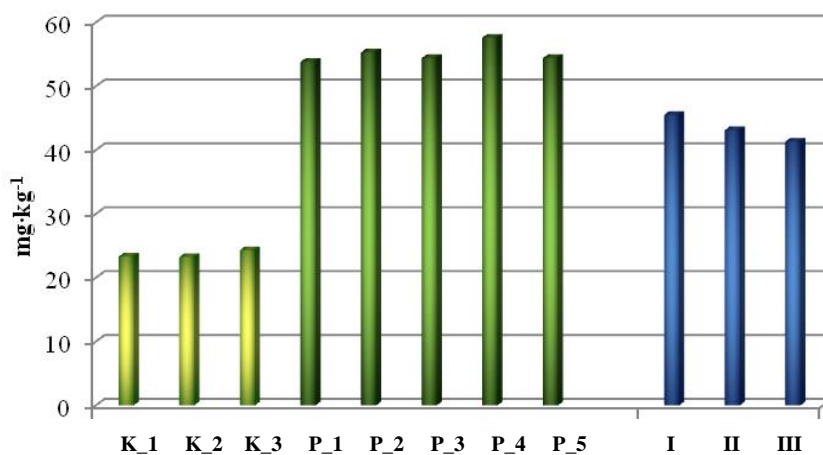


Rysunek 10. Średnia zawartość ołowiu w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

W glebie wszystkich ocenianych obiektów (kontrolnych i podłożach) stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości ołowiu w kolejnych terminach badań.

W glebie obiektów kontrolnych **zawartość cynku**, średnia w ocenianym okresie, wahała się od 23,6 mg·kg⁻¹ (K_1) do 24,0 mg·kg⁻¹ (K_3) (tab.18, rys.11) i były to wartości typowe dla gleb o naturalnej jego zawartości [Dz.U.2016.1395].

W podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5), średnia w ocenianym okresie, zawartość Zn wynosiła 42,7 mg·kg⁻¹ i była znacznie poniżej referencyjnej wartości granicznej dla gleb [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395]. Należy odnotować, że była to zawartość istotnie większa niż w glebie obiektów kontrolnych: o 81% w porównaniu z K_1, o 78 % w porównaniu z K_3 oraz o 85% w porównaniu z K_2 (tab.18, rys.11).



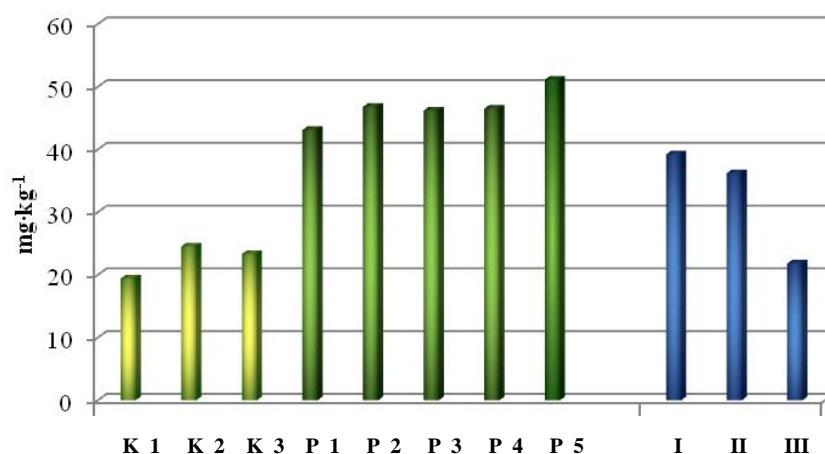
Rysunek 11. Średnia zawartość cynku w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Tabela 18. Zawartość Pb, Zn, Cu w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Pb				Zn				Cu			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		mg·kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	27,5	25,7	23,6	25 ,6	25,5	23,8	21,6	23,6	20,5	19,5	19,1	19,7
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	27,6	25,4	24,6	25,5	24,0	22,8	22,6	23,1	25,2	24,5	23,9	24,5
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	27,7	26,5	25,4	26,5	25,4	23,6	23,1	24,0	24,6	23,9	22,7	23,7
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	51,9	49,8	48,3	50,0	55,8	53,4	52,4	53,9	46,8	39,5	37,4	41,2
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy),	55,8	52,7	50,4	53,0	58,2	55,7	52,5	55,5	48,8	45,6	41,5	45,6
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	52,0	48,5	46,6	49,0	56,2	54,5	53,3	54,7	47,9	44,8	40,9	44,5
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	55,7	52,8	48,4	52,3	62,5	57,5	52,6	57,5	48,8	44,9	41,5	45,1
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	47,5	43,6	40,2	43,8	45,8	42,6	41,5	43,3	45,5	42,8	40,3	42,9
Średnia		43,2	40,6	38,4	40,7	44,2	42,7	39,9	42,3	38,5	35,7	33,4	35,9
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01	dla obiektu	2,53**				4,49**				5,16**			
	dla terminu	1,16**				2,05**				2,35**			
	dla obiekt x termin	5,27				9,18				10,79			

W podłożach z 2,5 i 5,0% udziałem osadu ściekowego zawartość cynku była większa w porównaniu do jego zawartości w glebie obiektów kontrolnych oraz w podłożu P_5 (100% karbońskie odpady wydobywcze). W porównaniu do zawartości w podłożu P_5 odnotowano zwiększenie zawartości Zn o 26 i 3%, odpowiednio w podłożu P_1 i P_2. W podłożach odpady wydobywcze + osad + wełna, zawartość Zn, w porównaniu do jego zawartości w podłożu P_5, była większa o 28 (P_3) i 35% (P_4).

W badanym okresie, w ocenianych podłożach stwierdzono systematyczne i istotne pomiędzy I i II terminem, zmniejszanie się zawartości cynku.



Rysunek 12. Średnia zawartość miedzi w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

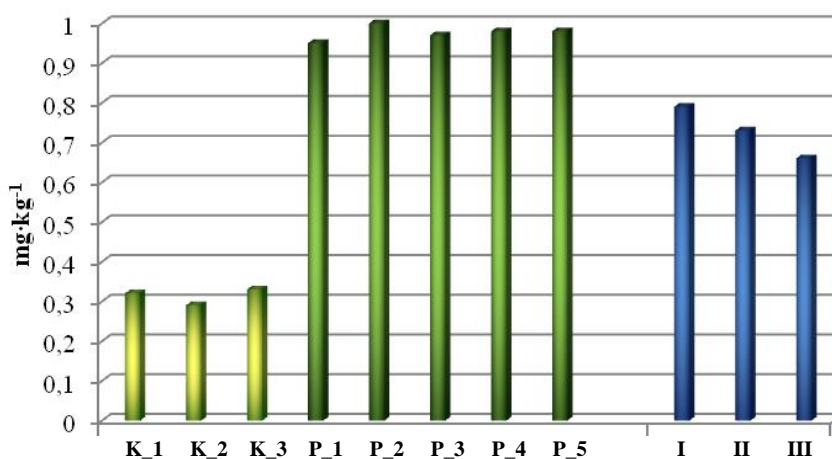
Gleba obiektów kontrolnych charakteryzowała się naturalną **zawartością miedzi** [Kabata-Pendias i in., 1995] i przyjmowała wartości (średnio w okresie badań) od 19,7 mg·kg⁻¹ do 24,5 mg·kg⁻¹ (tab.18, rys.12).

W podłożu P_5 (karbońskie odpady wydobywcze 100%) zawartość miedzi na początku badań (termin I) wynosiła 45,5 mg·kg⁻¹ i zmniejszyła się do 40,3 mg·kg⁻¹ w terminie III (po zbiorze kukurydzy). Zawartości te nie przekraczały poziomów referencyjnych dla gleb [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257]. Biorąc pod uwagę średnią zawartość Cu w podłożu P_5 (42,9 mg·kg⁻¹), stwierdzono, że była ona istotnie większa w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych o 117%, 74 i 82%, odpowiednio w glebach kontrolnych K_1, K_2, i K_3 (tab.18, rys.12).

Podłoża wytworzone na bazie odpadów wydobywczych z dodatkiem osadu ściekowego oraz osadu z wełną mineralną charakteryzowały się nieistotnie większą zawartością miedzi w porównaniu do jej zawartości w podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%).

W wszystkich ocenianych obiektach, odnotowano zmniejszenie się zawartości Cu w kolejnych terminach badań, przy czym w podłożach od P_2 do P_5, zmniejszenie to było statystycznie istotne.

Gleba obiektów kontrolnych, niezależnie od sposobu nawożenia charakteryzowała się naturalną **zawartością kadmu**. Na początku badań (termin pierwszy) w glebie tych obiektów zawartość Cd wynosiła $0,36 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Kabata-Pendias i in., 1993; Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257]. W kolejnych terminach zaobserwowano nieistotne zmniejszenie zawartości Cd w glebie obiektów kontrolnych, co w nieco większym zakresie ujawniło się w glebie nawożonej NPK (K_2), gdzie zawartość omawianego mikrośkładnika zmniejszyła się do $0,31 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab.19, rys.13).



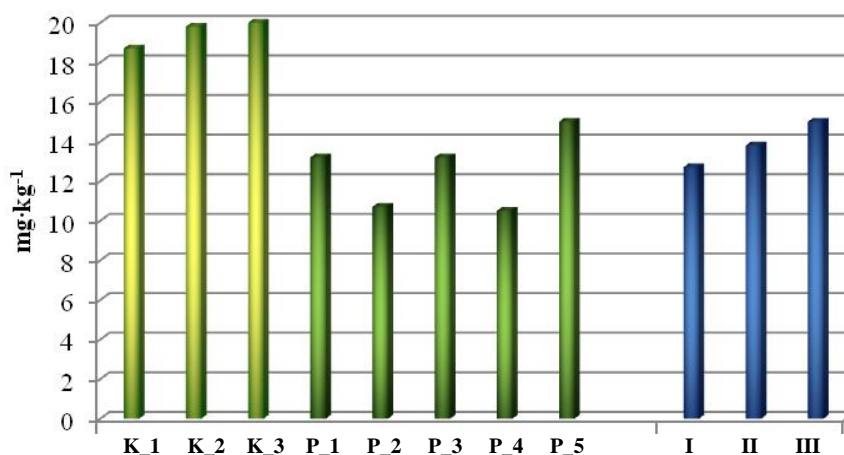
Rysunek 13. Średnia zawartość kadmu w ocenianych podłożach.
Legenda jak na rys. 1

W podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) zawartość Cd, średnia w ocenianym okresie, wynosiła $0,98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, i była to zawartość nie przekraczająca prawnie określonych poziomów referencyjnych dla gleb [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257]. W porównaniu do gleby obiektów kontrolnych była to zawartość istotnie, około 3-krotnie, większa (tab.19, rys.13).

Wprowadzenie do odpadów wydobywczych osadu ściekowego wpłynęło na niewielkie, zróżnicowane pod względem kierunku, zmiany zawartości kadmu w ocenianych podłożach: w P_1 zawartość ta zmniejszyła się o 3, a w podłożu P_2 (z 5% udziałem osadu) zwiększyła się o 2% w porównaniu do podłoża odpady wydobywcze 100% (P_5). W podłożach z dodatkowym udziałem wełny zawartość Cd w podłożu P_3 była mniejsza o 1% a w P_4, taka sama jak w podłożu P_5.

W badanym okresie stwierdzono systematyczne zmniejszenie zawartości kadmu w ocenianych podłożach.

Uśredniona **zawartość chromu** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie od $18,9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (K_1) do $20,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (K_2 i K_3) (tab.19, rys.14) i były to wartości określane jako niskie – naturalne [Kabata-Pendias i in, 1993].



Rysunek 14. Średnia zawartość chromu w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Uśredniona zawartość ($29,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) chromu w podłożu P_5 - odpady wydobywcze 100%, nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257] i była o 58% większa niż w glebie kontrolnej bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK oraz obornikiem większa o 49% (tab.19, rys.14).

Osad ściekowy zastosowany do odpadów wydobywczych w dawkach 2,5 i 5,0% zwiększał istotnie zawartość chromu w podłożach P_1 i P_2, odpowiednio o 12 i 19,7%, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną podłoża P_3 i P_4) o 15,7 i 22%.

Wskazuje to, że wełna mineralna w kompozycji z osadem ściekowym zwiększała zawartość Cr w podłożach P_3 i P_4 o ok. 3%.

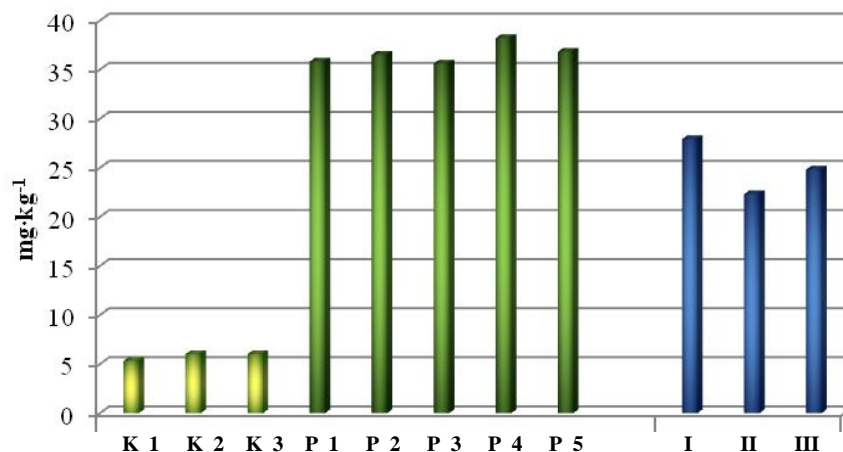
W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości chromu w ocenianych podłożach.

Średnia, w ocenianym okresie badań **zawartość niklu** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie $5,5\text{-}6,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab.19, rys.15) i były to wartości bardzo niskie, odpowiadające glebom o naturalnej zawartości Ni [Kabata-Pendias i in., 1993; Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257].

Tabela 19. Zawartość Cd, Ni, Cr w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Cd				Ni				Cr			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		mg·kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,36	0,33	0,32	0,34	5,8	5,4	5,2	5,5	19,6	18,8	18,4	18,9
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,36	0,29	0,27	0,31	6,3	6,2	5,1	5,9	20,8	19,7	19,6	20,0
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,36	0,33	0,32	0,33	6,4	6,3	5,8	6,2	20,7	19,9	19,6	20,1
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	1,06	0,97	0,84	0,96	40,2	36,5	31,2	36,0	35,6	33,9	31,0	33,5
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	1,18	0,98	0,88	1,03	40,5	39,0	31,3	36,9	38,8	35,3	32,9	35,7
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	1,02	0,99	0,92	0,98	40,3	33,9	32,8	35,7	37,2	34,5	31,9	34,5
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	1,03	1,00	0,95	0,99	40,5	39,7	35,4	38,5	39,5	36,4	33,4	36,4
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	1,04	1,01	0,94	0,99	35,9	32,8	30,4	33,0	33,9	30,2	25,4	29,8
Średnia		0,80	0,74	0,68	0,74	26,9	20,9	22,2	24,3	30,7	28,6	26,6	28,6
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01	dla obiektu	0,15**				12,93**				9,74**			
	dla terminu	0,07**				5,87**				4,42**			
	dla obiekt x termin	5,48				27,03				20,35			

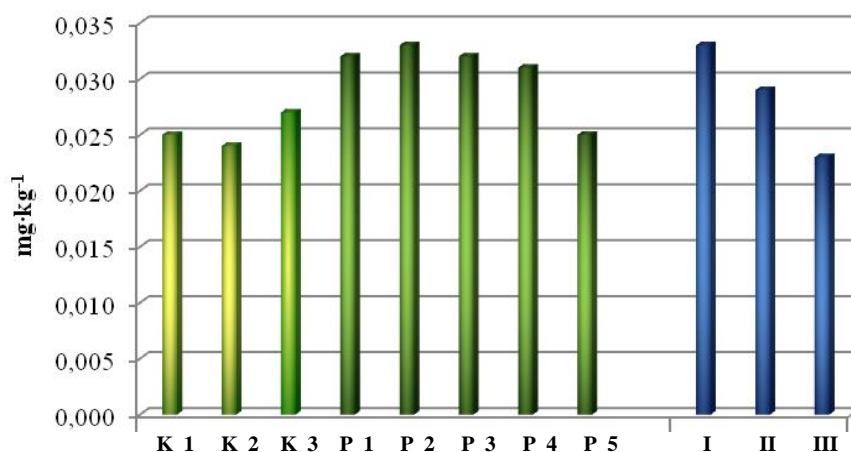
Zawartość niklu w podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) wynosząca, średnio w ocenianym okresie, 33,0 mg·kg⁻¹ nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257], ale była istotnie, 6-krotnie, większa niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), większa odpowiednio 5,6 i 5,3-krotnie (tab.19, rys.15).



Rysunek 15. Średnia zawartość niklu w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Osad ściekowy zastosowany do odpadów wydobywczych w dawkach 2,5 i 5,0%, zwiększył nieistotnie zawartość niklu w podłożach P_1 i P_2, odpowiednio o ok. 9 i 12%, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną (podłoża P_3 i P_4) o 8 i 17%.

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości niklu w ocenianych podłożach, istotne między I i III terminem badań.



Rysunek 16. Średnia zawartość rtęci w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Tabela 20. Zawartość Hg i Ba w ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Hg				Ba			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III	
		mg·kg ⁻¹							
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,035	0,029	0,018	0,027	41,5	41,1	39,5	40,6
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,036	0,026	0,019	0,027	42,8	43,2	42,5	42,8
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,036	0,030	0,021	0,029	43,7	42,2	40,2	42,0
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	0,035	0,032	0,031	0,033	262,0	254,0	246,0	254,0
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	0,036	0,034	0,031	0,034	268,0	263,0	256,0	262,3
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	0,035	0,033	0,030	0,033	264,0	261,0	253,0	259,3
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	0,036	0,032	0,029	0,032	276,0	273,0	270,0	273,0
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	0,029	0,024	0,021	0,024	308,0	283,0	274,0	288,3
Średnia		0,034	0,030	0,025	0,029	188,3	182,6	177,8	182,9
NIR ** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla obiektu	0,010**			15,85**			
		dla terminu	0,005**			7,21**			
		dla obiekt x termin	0,022			33,15			

Uśredniona **zawartość rtęci** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie 0,027-0,029 mg·kg⁻¹ (tab.20, rys.16) i były to wartości bardzo niskie - typowe dla gleb uprawnych [Kabata-Pendias i in., 1993].

Zawartość rtęci wynosząca od 0,029 mg·kg⁻¹ (na początku badań – termin I) i 0,021 mg·kg⁻¹ (po zbiorze kukurydzy – termin III) w podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2016.1395; Dz.U.2015.257]. Biorąc pod uwagę średnią, w ocenianym okresie zawartość Hg, należy zauważyć, że była ona mniejsza o ok. 7% w porównaniu do gleby bez nawożenia i nawożonej NPK oraz o 13,8 % w odniesieniu do gleby nawożonej obornikiem (tab.20, rys.16).

Osad ściekowy zastosowany do odpadów wydobywczych w dawkach 2,5 i 5,0% (podłoża P_1 i P-2) wpłynął na zwiększenie zawartość rtęci odpowiednio o 32 i 36%, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną (podłoża P_3 i P_4) o 32 i 28%. Wskazuje to, że wełna mineralna nie miała wpływu na zawartość rtęci w podłożu P_3 - z niższą dawką osadu (2,5%), a obniżała zawartość tego metalu w podłożu P_4 - z dawką wyższą (5,0%).

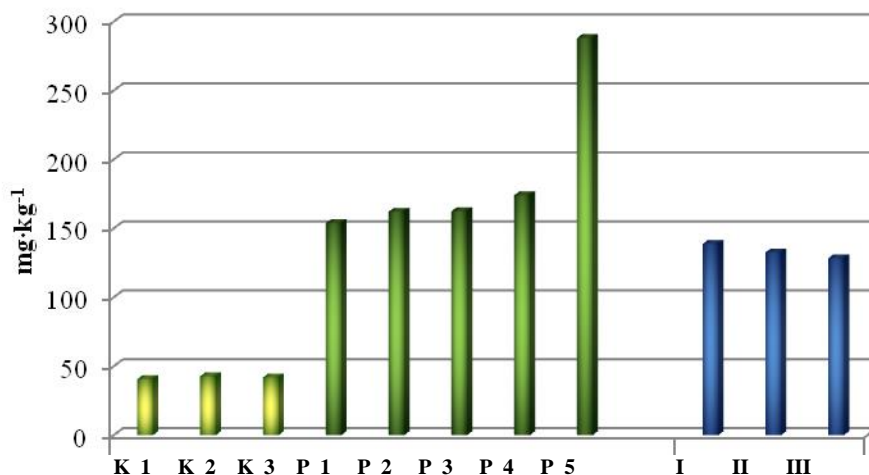
W badanym okresie stwierdzono tendencje zmniejszania się zawartości rtęci w ocenianych podłożach, istotne pomiędzy I, a III terminem badań.

5.1.6. Zawartość i formy baru w ocenianych podłożach

Całkowita zawartość baru w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie 40,6 - 42,8 mg·kg⁻¹ (tab.20, rys.17) i były to wartości zaliczane do niskich, naturalnych [Dz.U.2016.1395; Kabata-Pendias i in., 1993].

W podłożu z odpadów wydobywczych 100% (P_5) zawartość baru przyjmowała wartości od 308 mg·kg⁻¹ do 274 mg·kg⁻¹, odpowiednio w pierwszym i trzecim terminie badań. Biorąc pod uwagę wartość referencyjną dla Ba [Dz.U.2016.1395], była to zawartość podwyższona dla gleb zaliczanych do grupy II podgrupy 1 (gleby terenów rolnych bardzo lekkie i lekkie o pH ≥6,5). Uśredniona za badany okres (2 sezony wegetacyjne) zawartość baru całkowitego wynosiła 288,3 mg·kg⁻¹ i była istotnie większa w porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, ze zróżnicowaniem: dla gleby bez nawożenia (K_1) 7,1-krotnym, a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), większa odpowiednio o 6,7 i 6,9-krotnie (tab.20, rys.17).

Osad ściekowy zastosowany do uzupełnienia składu podłoża na bazie odpadów wydobywczych w dawkach 2,5 i 5,0% zmniejszył zawartość baru całkowitego, odpowiednio o 14% w podłożu P_1 i 10% w podłożu P_2, a we współdziałaniu z wełną mineralną o 10% (P_3) i 5% (P_4).

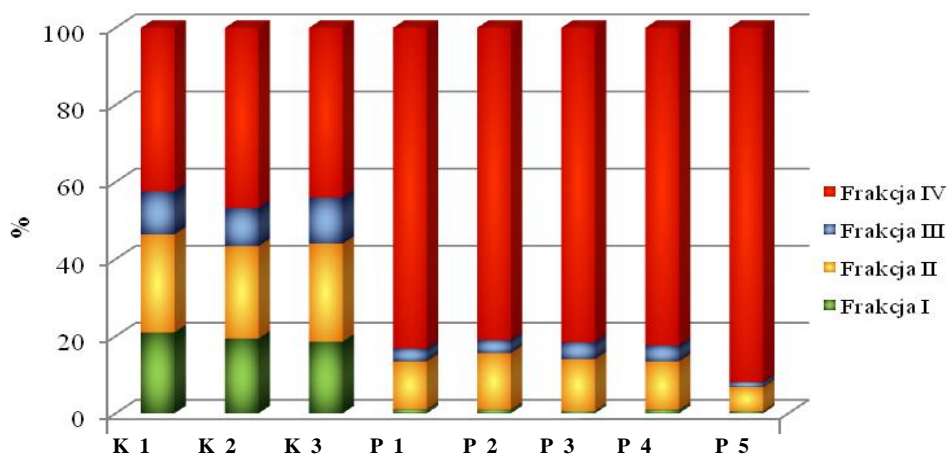


Rysunek 17. Zawartość baru całkowitego w ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

W badanym okresie stwierdzono systematyczne zmniejszanie się zawartości baru całkowitego w ocenianych podłożach, istotne statystycznie pomiędzy I a III terminem badań.

Ze względu na stwierdzoną, podwyższoną zawartość baru w ocenianych podłożach wytworzonych na bazie odpadów wydobywczych przeprowadzono **analizę sekwencyjną**, ponieważ analiza całkowitej zawartości pierwiastków w glebie, nie zawsze jest pełnym odzwierciedleniem ich relacji w układzie gleba - roślina. W toku analizy, przy wykorzystaniu różnych rozpuszczalników, wydzielono frakcje: I - formy rozpuszczalne w wodzie, wymienne i związane z węglanami, II - formy zasocjowane z wolnymi tlenkami Fe i Mn, III - formy związane z materią organiczną, IV - formy rezydualne. Zawartość sekwencyjnych form pierwiastków w glebie może być oceniana na podstawie zawartości bezwzględnych, co jednak przy zróżnicowanych zawartościach całkowitych, zmniejsza przejrzystość takiej analizy. Bardziej racjonalną ocenę można uzyskać, analizując procentowy udział form sekwencyjnych pierwiastka w jego zawartości całkowitej. Zawartości wydzielonych frakcji baru przedstawiono w tabelach 21-22, a na rysunkach 18 i 19 procentowy (%) udział tych frakcji w ogólnej zawartości baru.

Udział procentowy poszczególnych frakcji baru w jego zawartości całkowitej w glebie obiektów kontrolnych na początku badań był w większości wyrównany (tab.21, rys.18). W glebie obiektów kontrolnych na końcu, w porównaniu do początku badań, udział frakcji I-III (z wyjątkiem gleby bez nawożenia), był znacząco niższy, a frakcji IV (z wyjątkiem gleby nawożonej obornikiem), wyższy (tab.22, rys.19).



Rysunek 18. Udział frakcji baru w jego zawartości ogólnej w ocenianych podłożach - początek badań 2017
Legenda jak na rys. 1

Udział procentowy frakcji I-II-III baru w jego zawartości całkowitej w podłożu P_5 - odpady wydobywcze 100%, na początku badań kształtował się odpowiednio: 0,60 - 6,22 - 1,31%, a frakcji IV 91,87%, i w porównaniu do gleby kontrolnej bez nawożenia (K_1), udział ten był mniejszy odpowiednio o: 20,40 - 19,19 - 9,88%, a frakcji IV większy o 49,47% (rys.18).

Tabela 21. Zawartość sekwencyjnych frakcji baru w ocenianych podłożach; początek badań (termin I) - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Frakcja I	Frakcja II	Frakcja III	Frakcja IV	Zawartość całkowita
		mg·kg ⁻¹				
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	8,66	10,51	4,62	17,71	41,50
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	8,26	10,21	4,22	20,12	42,80
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	8,11	11,06	5,21	19,25	43,70
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	1,70	19,91	5,31	235,09	262,00
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	1,72	24,71	5,73	237,87	268,00
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	1,08	22,71	7,40	242,80	264,00
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	1,67	22,21	7,28	244,85	276,00
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	1,82	19,11	4,01	277,10	308,00

Tabela 22. Zawartość sekwencyjnych frakcji baru w ocenianych podłożach; koniec badań (termin III) - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A;

Nr	Obiekty	Frakcja I	Frakcja II	Frakcja III	Frakcja IV	Zawartość całkowita
		mg·kg ⁻¹				
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	6,41	7,93	3,31	21,87	39,50
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	6,17	8,91	6,45	21,05	42,30
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	6,31	9,51	7,02	17,00	40,20
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	2,41	25,91	2,95	218,77	246,00
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	2,44	28,32	3,16	222,13	256,00
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	2,41	28,18	4,06	218,29	253,00
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	2,01	25,31	4,56	240,13	270,00
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	1,46	22,00	2,47	248,07	274,00

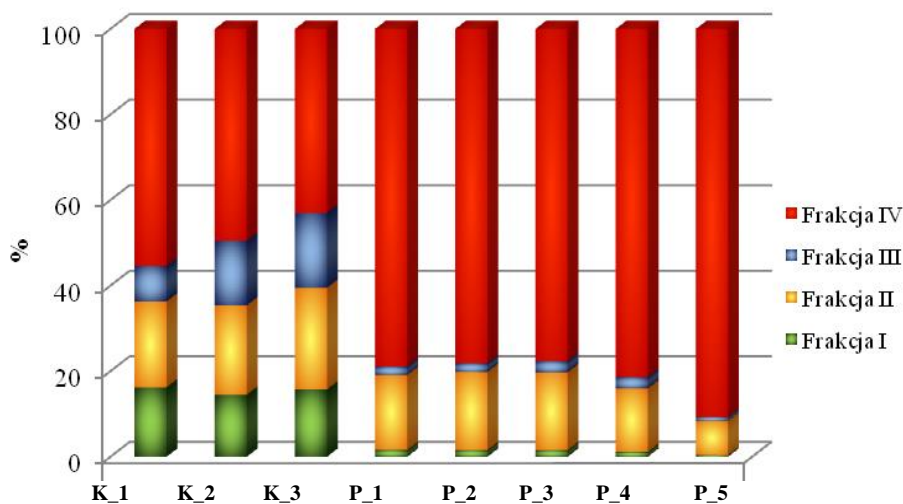
Po dwóch sezonach wegetacyjnych (koniec badań) udział frakcji I-II-III baru w podłożu P_5 kształtował się odpowiednio: 0,42 - 8,88 - 0,90%, a frakcji IV 90,58%, co wskazuje, że w porównaniu do gleby bez nawożenia (K_1) uległ zmniejszeniu odpowiednio o: 16,24 - 12,05 - 7,45%, a frakcji IV zwiększeniu o 35,23% (tab.22, rys.19).

Analiza powyższych wyników wskazuje na zmniejszenie udziału frakcji I-II-III baru w odpadach wydobywczych na końcu, w porównaniu do początku badań, odpowiednio o 4,16 - 7,14 - 2,43%, a frakcji IV o 14,24%.

Notowane niewielkie zmiany udziału frakcji baru w podłożu odpadów wydobywczych (P_5), w porównaniu do znacząco wyższych w glebie kontrolnej bez nawożenia (K_1), wynika z tego, że odpady wydobywcze są płonną kopaliną, której właściwości bez określonego wspomaganie, są kształtowane w procesie glebotwórczym dłuższym niż dwa sezony wegetacyjne [Pietrzykowski i in., 2014]. Znajduje to potwierdzenie w wynikach niniejszych badań dotyczących zmiany udziału frakcji baru w odpadach wydobywczych pod wpływem osadu ściekowego i wełny mineralnej.

Osad ściekowy wprowadzony do odpadów wydobywczych w dawce 2,5%, wpłynął na zmniejszenie w nich udziału frakcji I-II-III baru na początku badań odpowiednio o: 1,07 - 12,43 - 3,31% (podłoże P_1), a pod wpływem wyższej (5,0%) dawki (podłoże P_2), zależności te były następujące: 1,01 - 14,62 - 3,38% (tab.21, rys.18). Na zakończenie badań, udział frakcji baru I-II-III w podłożu odpadów wydobywczych z osadem ściekowym w

dawkach 2,5% (P_1) i 5,0% (P_2), w stosunku do podłoża odpady wydobywcze 100% (P_5) był wyższy o: 1,62 - 17,50 - 1,98% i 1,57 - 18,26 - 2,02% (tab.22, rys.19), a udział frakcji IV baru wynosił odpowiednio: 83,19 i 80,99% (P_1) oraz 78,90 i 78,15% (P_2).

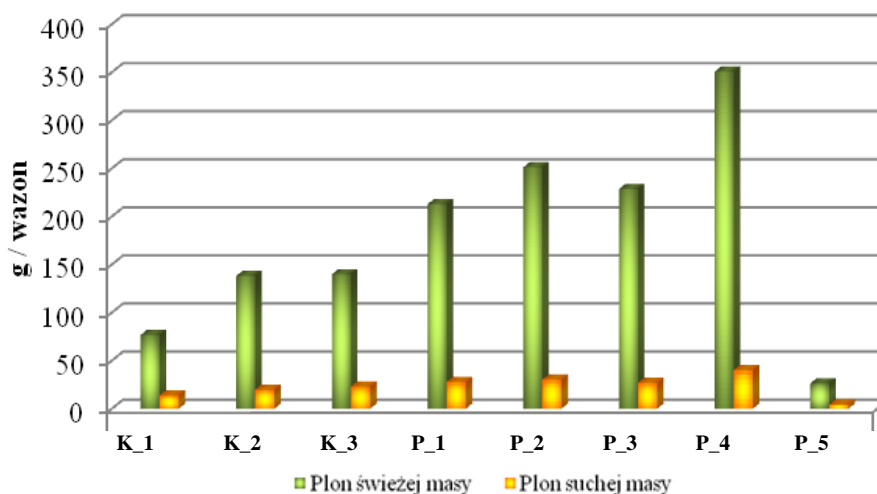


Rysunek 19. Udział frakcji baru w jego zawartości ogólnej w ocenianych podłożach - koniec badań 2018
Legenda jak na rys. 1

Udział frakcji I-II-III baru w podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5,0% oraz z wełną mineralną, na początku badań, w porównaniu do podłoża z odpadów wydobywczych 100% (P_5) zwiększył się, odpowiednio o: 0,64 - 13,43 - 4,38% (podłoże P_3) i 0,95 - 12,54 - 4,11% (podłoże P_4), a na końcu badań odpowiednio: 1,56 - 18,18 - 2,64% (P_3) i 1,17 - 8,00 - 0,90% (P_4) (tab.21, 22, rys.18, 19). Pokazuje to, że osad ściekowy stosowany samodzielnie, a także w kompozycji z wełną mineralną wywarł znaczący, proporcjonalny do jego dawki, wpływ na przemiany baru w ocenianych mieszaninach.

5.1.7. Plonowanie roślin uprawianych na ocenianych podłożach

Uśredniony plon świeżej masy **gorczycy białej** uprawianej na glebie obiektów kontrolnych kształtował się następująco: 76,2 g/wazon (K_1), 118,4 g/wazon (K_2) i 138,9 g/wazon (K_3) (tab.23, rys.20). Ocena wpływu zastosowanego nawożenia na potencjał plonotwórczy zdegradowanej gleby antropogenicznej wykazała, że nawożenie NPK zwiększyło go o 55%, a obornikiem o 82%. Po uwzględnieniu zawartości wody w biomacie gorczycy wyznaczono plon suchej masy gorczycy. Plon gorczycy wyrażony w suchej masie (s.m) wynosił 13,7g /wazon w glebie nienawożonej (K_1), 18,7 g/wazon w glebie nawożonej NPK (K_2) oraz 22,8 g/wazon w glebie nawożonej obornikiem (K_3).



Rysunek 20. Plon gorczycy białej uprawianej na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys. 1

Potencjał plonotwórczy podłoża P_5 (odpady wydobywcze 100%), wyrażony plonem świeżej masy gorczycy na wazon (26,3 g/wazon) był o 189 % mniejszy w porównaniu plonu gorczycy z gleby nienawożonej (K_1) i aż o 349% i 428%, odpowiednio w porównaniu do plonu uzyskanego z gleby nawożonej NPK i obornikiem (tab.23, rys.20). W przeliczeniu na suchą masę (s.m) uzyskany plon gorczycy uprawianej na podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) wynosił 4,4 g s.m./wazon i w odniesieniu do plonu z gleby obiektów kontrolnych był mniejszy o: 226% (kontrola K_1), 340% (kontrola K-2) i 443% (kontrola K_3).

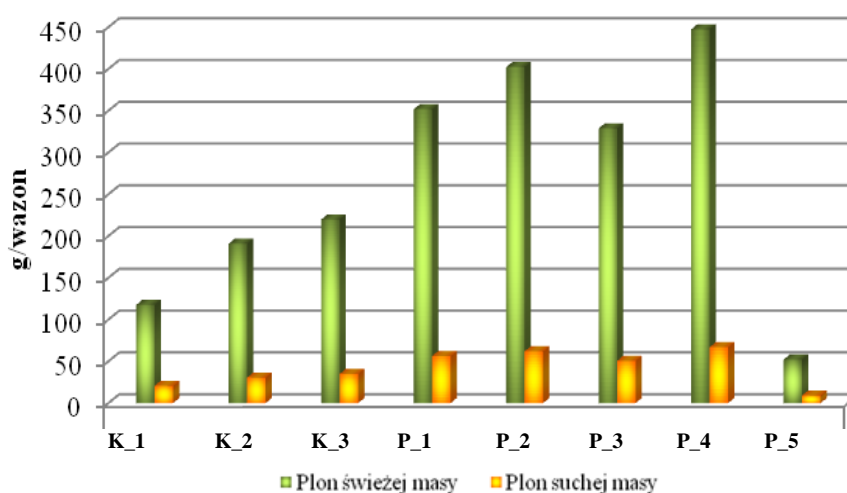
Ocena plonu świeżej masy gorczycy uprawianej na podłożach odpadów wydobywczych z 2,5 i 5 % udziałem osadu ściekowego (podłoża P_1 i P_2) wykazała, że był on większy od uzyskanego na glebie obiektów kontrolnych bez nawożenia odpowiednio o 179% (P-1) i 230% (P-2), nawożonej NPK o 80% (P_1) i 113% (P-2), a nawożonej obornikiem 53% (P_1) i 81% (P_2). Poszerzenie składu podłoża odpady wydobywcze + osad o wełnę mineralną spowodowało zwiększenie plonowania gorczycy, w porównaniu do obiektów kontrolnych, odpowiednio: na podłożu P_3 o 200% - 361% - 93%, a na podłożu P_4 o 197% - 65 i 153%.

W porównaniu do plonu gorczycy uprawianej na podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5), na podłożach z dodatkiem 2,5 i 5% osadu ściekowego odnotowano zwiększenie plon świeżej masy gorczycy, odpowiednio o 709% na podłożu P_1 i o 855% na podłożu P_2, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 769 % (P_3) i 1233% (P_4). Relacje te w przypadku plonu suchej masy kształtowały się odpowiednio: 559 % (P_1) i 617% (P_2) oraz 540% (P_3) i 860% (P_4).

Tabela 23. Plon roślin testowych uprawianych na ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Gorzycza		Kukurydza	
		g/wazon			
		Świeża masa	Sucha masa	Świeża masa	Sucha masa
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	76,2	13,8	113,0	20,8
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	118,4	18,7	180,9	30,7
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	138,9	22,7	219,8	34,8
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	212,9	27,8	351,8	56,4
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	251,4	30,2	402,5	61,4
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	228,6	26,8	328,9	50,8
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	350,9	40,5	447,5	66,8
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	26,5	4,4	52,4	9,3

Plon świeżej masy **kukurydzy** uprawianej w drugim roku doświadczenia na glebie obiektów kontrolnych kształtował się w zakresie: 113,0-219,8 g/wazon (tab.23, rys.21). Najniższym potencjałem plonotwórczym, w obrębie obiektów kontrolnych, charakteryzowała się gleba nienawożona (K_1) i zwiększył się on o 61% pod wpływem nawożenia NPK (K_2) oraz o 96% pod wpływem nawożenia obornikiem (K_3). Na glebie nienawożonej plon kukurydzy wyrażony w suchej masie wynosił 20,8 g/wazon i pod wpływem nawożenia NPK zwiększył się o 48%, zaś nawożenia obornikiem o 69%.



Rysunek 21. Plon kukurydzy uprawianej na ocenianych podłożach.
Legenda jak na rys.1

Plon świeżej masy kukurydzy uzyskany na podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) wynosił 52,4 g/wazon. W porównaniu do plonu uzyskanego na glebie obiektów kontrolnych był on mniejszy odpowiednio o 115% niż plon uzyskany na glebie bez nawożenia (K_1), o 246% niż na glebie nawożonej NPK (K_2) i 321 % na glebie nawożonej obornikiem (K_3) (tab.23, rys.21). Plon kukurydzy, wyrażony w suchej masie, uprawianej na podłożu P_5 wynosił 9,3 g/wazon i był mniejszy w porównaniu do plonu uzyskanego na glebie obiektów kontrolnych o 125% (K_1) – 233% (K-2) - 279% (K_3).

Ocena plonowania kukurydzy na podłożach z 2,5 i 5% udziałem kukurydzy wykazała, że potencjał plonotwórczy tych podłoży, wyrażony w świeżej masie, był większy o: 214 % (P_1) i 259 % (P_2) w porównaniu do plonu uzyskanego na glebie bez nawożenia (K_1), 95 i 1323 % w porównaniu do plonu z gleby nawożonej NPK, a nawożonej obornikiem o 60% i 83%. Plon świeżej masy kukurydzy uzyskany na podłożach, których skład uzupełniono o wełnę mineralną był większy, w porównaniu do plonu z obiektów kontrolnych (K_1-K-2-K_3) odpowiednio na podłożach P_3 i P_4 o: 194% i 299% - 82% i 148% - 50% i 104%.

W porównaniu do plonu kukurydzy uprawianej na podłożu samych odpadów wydobywczych (P_5), na podłożach z dodatkiem osadu ściekowego plon świeżej masy kukurydzy był większy odpowiednio o 574% (P_1 – odpady wydobywcze + 2,5% osadu) i 670% (P_2 – odpady wydobywcze +5% osadu), a podłożach z osadem i wełną mineralną o 530% (P_3) i 757% (P_4). Relacje te w przypadku plonu suchej masy kształtowały się odpowiednio: 512% (P_1) i 565% (P_2) oraz 450% (P_3) i 627% (P_4).

5.1.8. Zawartość metali ciężkich i baru w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach

Zawartość metali ciężkich i baru w gorczycy białej i kukurydzy uprawianych na glebie obiektów kontrolnych (tab. 24,25, rys.22-28) była niska, a niektórych pierwiastków np. miedzi i cynku, niedoborowa [Kabata-Pendias i in., 1993].

Stwierdzone zróżnicowanie zawartości (w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) analizowanych pierwiastków kształtowały się następująco:

- w gorczycy białej: Pb 1,7 - 1,8; Zn 35,2 - 39,9; Cu 2,3 - 2,4; Cd 0,65 - 0,94; Ni 3,1 - 4,1; Cr 5,1 - 6,1; Ba 41,5 - 45,1 oraz
- w kukurydzy: Pb 10,2 - 13,2; Zn 10,9 - 15,3; Cu 1,3 - 1,6; Cd 0,07 - 0,09; Ni 2,3 - 3,1; Cr 3,6 - 4,4; Ba 14,6 - 18,5,

co wynikało z różnych sposobów nawożenia gleby: bez nawożenia - nawożona NPK - nawożona obornikiem.

Tabela 24. Zawartość metali ciężkich i baru w gorczycy białej uprawianej na ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

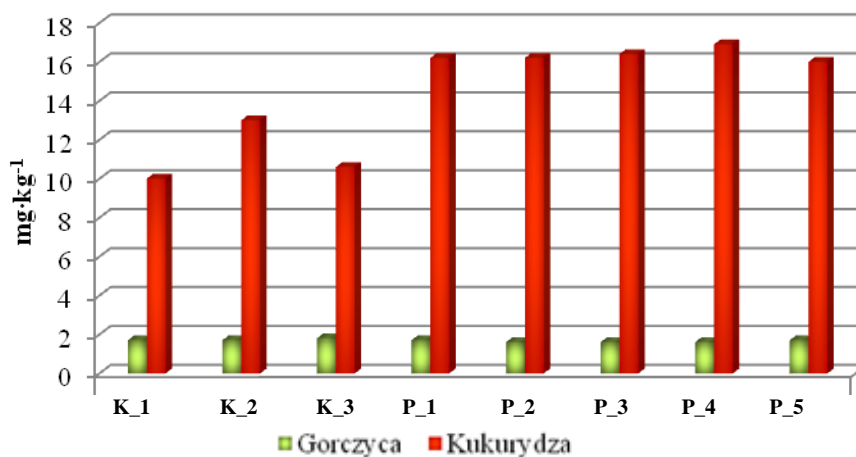
Nr	Obiekty	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ba
		mg·kg ⁻¹						
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	1,8	35,3	2,3	0,71	3,2	5,0	41,4
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	1,8	37,4	2,4	0,95	3,3	5,3	44,3
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	1,9	40,0	2,4	0,66	4,0	6,0	45,2
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	1,8	74,9	3,5	0,33	4,6	5,6	56,0
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	1,7	85,5	3,9	0,32	5,1	6,7	62,0
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	1,7	77,6	3,6	0,35	4,9	6,2	58,0
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	1,7	90,5	3,8	0,38	5,6	7,6	66,0
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	1,7	67,7	2,8	0,20	4,5	6,0	58,0
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		1,8	37,6	2,4	0,77	3,5	5,4	43,6
Średnia dla testowanych podłoży (4-8)		1,7	79,2	3,5	0,32	4,9	6,4	60,0

Tabela 25. Zawartość metali ciężkich i baru w kukurydzy uprawianej na ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ba
		mg·kg ⁻¹						
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	10,5	15,4	1,7	0,06	2,4	3,7	15,5
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	13,4	12,2	1,5	0,07	3,2	4,2	18,7
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	10,9	10,8	1,4	0,08	2,8	3,7	14,8
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	16,5	20,5	2,6	0,08	4,2	4,7	13,5
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	16,8	20,8	2,9	0,10	4,7	5,0	14,4
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	16,5	22,5	3,7	0,09	4,4	4,5	13,9
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna)	17,0	21,8	4,1	0,09	4,9	4,9	15,6
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	15,9	21,3	2,9	0,08	4,4	3,8	14,7
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		11,6	12,8	1,5	0,07	2,8	3,9	16,3
Średnia dla testowanych podłoży (4-8)		16,5	21,4	3,2	0,09	4,5	4,6	14,4

Zawartość metali ciężkich i baru w testowanych roślinach (gorczyca, kukurydza) uprawianych na podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym (podłoża P_1 i

P₂) oraz z osadem ściekowym i wełną mineralną (podłoża P₃ i P₄), w porównaniu do zawartości w biomasy roślin z gleby obiektów kontrolnych, generalnie się zwiększyła, a zakres tego zwiększenia był zależny od składu podłoża, gatunku rośliny i rodzaju pierwiastka (tab. 24,25, rys. 22-28).



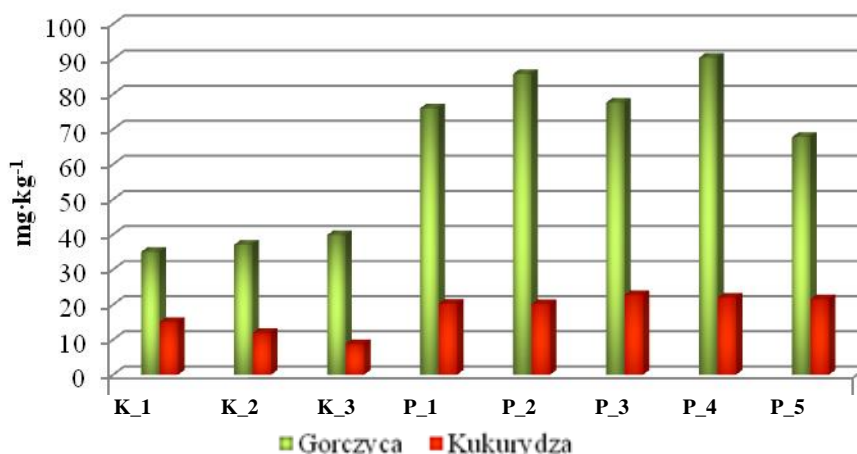
Rysunek 22. Średnia zawartość ołowiu w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1

W **gorzycy** uprawianej na podłożu P₅ (odpady wydobywcze 100%) oraz ocenianych podłożach (P₁ do P-4), zawartość metali ciężkich i baru w porównaniu do ich zawartości w gorzycy uprawianej na glebie bez nawożenia (100%), kształtowała się następująco (%):

Pierwiastek	Zawartość pierwiastków w gorzycy uprawianej na:					
	glebie bez nawożenia (K ₁)	odpadach wydobywczych (P ₅)	podłożu P ₁	podłożu P ₂	podłożu P ₃	podłożu P ₄
Pb	100	100	100	94	94	94
Zn	100	192	216	243	220	256
Cu	100	117	142	158	146	154
Cd	100	28	44	43	47	54
Ni	100	145	145	161	155	177
Cr	100	118	109	127	118	145
Ba	100	140	133	146	135	154

W gorzycy uprawianej na podłożu P₅ (odpady wydobywcze 100%), w porównaniu do biomasy tej rośliny uzyskanej na glebie kontrolnej bez nawożenia (K₁), zwiększeniu uległa zawartość: Zn o 92%; Cu o 17%; Ni o 45%; Cr o 18%; Ba o 40%, zawartość Cd zmniejszyła się o 72%, a zawartość Pb nie uległa zmianie (tab.24, rys.22-28). Natomiast, w gorzycy uprawianej na podłożach P₁ (odpady wydobywcze + 2,5% osadu) i P₂ (odpady wydobywcze +5% osadu) stwierdzono, w porównaniu do biomasy gorzycy pozyskanej z gleby bez nawożenia, proporcjonalnie do wielkości dawki osadu, zwiększenie zawartości o

(%): Zn (116 i 143); Cu (42 i 58); Ni (45 i 51); Cr (9 i 27); Ba (33 i 46), a zmniejszenie zawartości Pb (0 i 6) i Cd (56 i 57). Zmiany zawartości pierwiastków w gorczycy uprawianej na podłożach P_3 i P_4 (dodatkowo wzbogacone o wełnę mineralną), miały podobny kierunek, ale większe ich zawartości stwierdzono w roślinach z wariantów z większą dawką osadu.

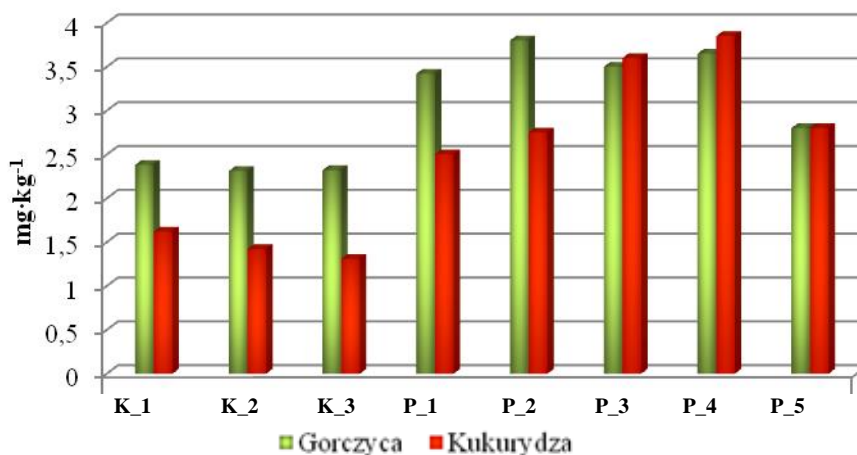


Rysunek 23. Średnia zawartość cynku w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1

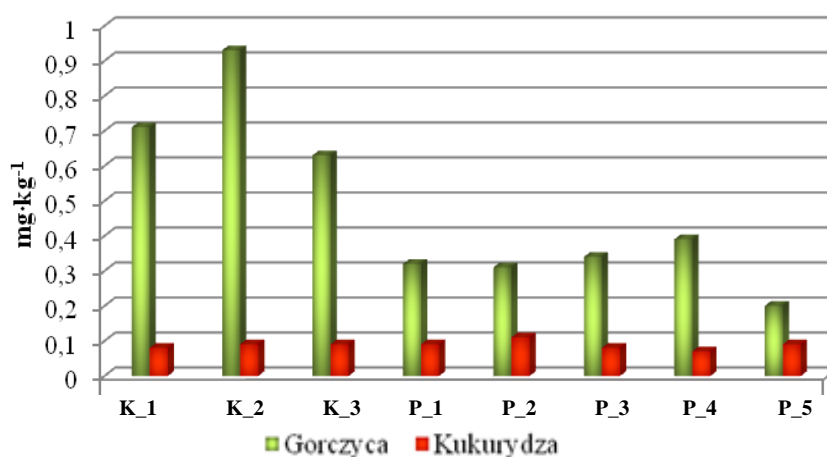
W gorczycy uprawianej na podłożach P_1 do P_4, w porównaniu do biomasy tej rośliny uprawianej na podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5), zawartość metali ciężkich i baru kształtowała się następująco (%):

Pierwiastek	Zawartość pierwiastków w gorczycy uprawianej na				
	podłożu P_5	podłożu P_1	podłożu P_2	podłożu P_3	podłożu P_4
Pb	100	100	94	94	94
Zn	100	112	126	114	133
Cu	100	121	136	125	132
Cd	100	160	155	170	195
Ni	100	100	111	107	122
Cr	100	92	108	100	123
Ba	100	95	103	97	110.

Powyższe dane wskazują, że w gorczycy uprawianej na podłożach P_1 i P_2, w porównaniu do tej rośliny z uprawy na odpadach wydobywczych (P_5), stwierdzono proporcjonalne do wielkości dawki osadu, zmiany zawartości o (%): Zn (12 i 26); Cu (21 i 36); Ni (0 i 11); Ba (-5 i +3); Pb (0 i -6) i Cd (+40 i +45). W gorczycy uprawianej na podłożach P_3 i P_4 (wzbogaconych dodatkowo o wełnę mineralną) stwierdzono podobny kierunek, ale proporcjonalnie do dawki osadu, wyższe zawartości analizowanych pierwiastków, o (%): Zn 10, Cd 25, Ni 9, Cr 12, Ba 5.



Rysunek 24. Średnia zawartość miedzi w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.



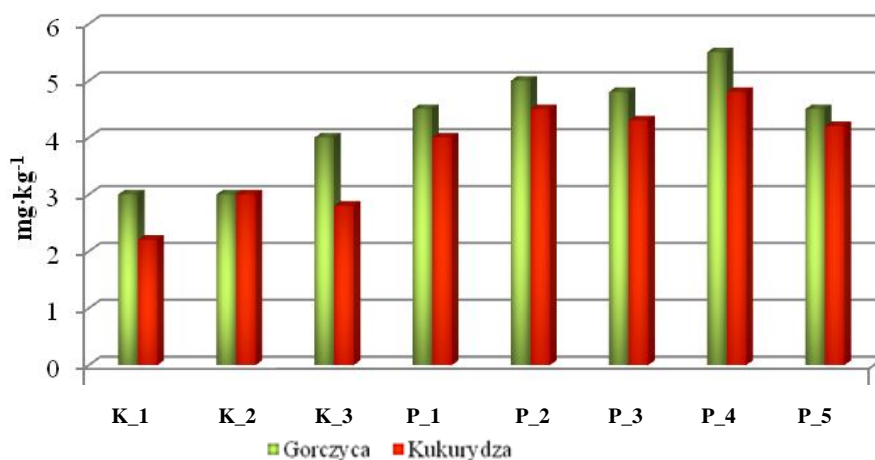
Rysunek 25. Średnia zawartość kadmu w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1

W **kukurydzy** uprawianej na podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) oraz podłożach P_1 – P_4, zawartość metali ciężkich i baru, w porównaniu do zawartości w tej roślinie z uprawy na glebie bez nawożenia (K_1) kształtowała się następująco (%):

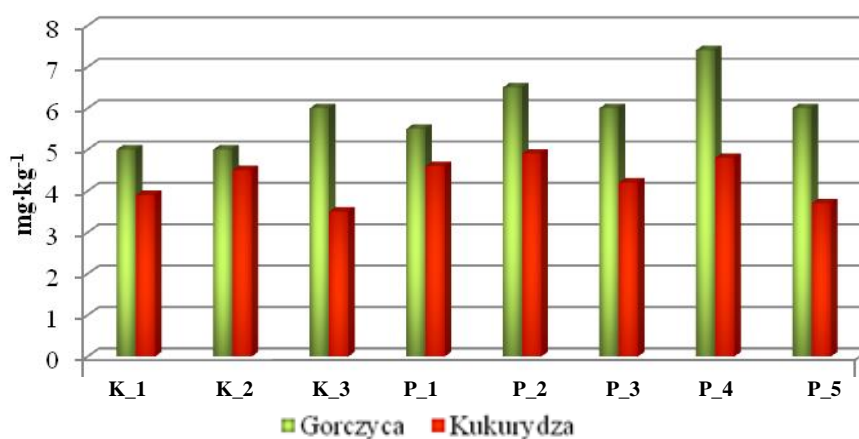
Zawartość pierwiastków w kukurydzy uprawianej na:						
Pierwiastek	glebie bez nawożenia (K_1)	podłożu P_5	podłożu P_1	podłożu P-2	podłożu P-3	podłożu P_4
Pb	100	157	159	159	161	166
Zn	100	141	132	131	148	201
Cu	100	175	156	175	225	139
Cd	100	129	129	157	114	100
Ni	100	183	174	196	187	209
Cr	100	97	121	129	111	126
Ba	100	93	87	94	89	103

W kukurydzy uprawianej na podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%), zwiększeniu uległa zawartość o (%): Pb 57; Zn 41; Cu 75; Cd 29; Ni 83, a zawartość Cr i Ba zmniejszyła

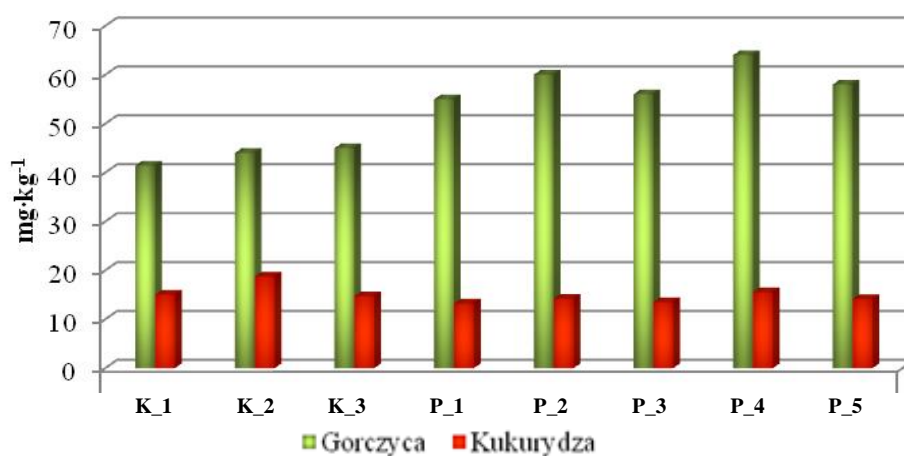
się odpowiednio o 3 i 7%. Podkreślić jednak należy, że zawartości ocenianych pierwiastków w kukurydzy nie przekraczały poziomów dopuszczalnych [Kabata-Pendias i in., 1993].



Rysunek 26. Średnia zawartość niklu w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1



Rysunek 27. Średnia zawartość chromu w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1



Rysunek 28. Średnia zawartości baru w roślinach uprawianych na ocenianych podłożach
Legenda jak na rys.1

W kukurydzy uprawianej podłożach P_1 i P_2 (odpady wydobywcze z osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5,0%) stwierdzono, w porównaniu do kukurydzy pozyskanej z gleby bez nawożenia (K_1), zwiększenie, proporcjonalne do wielkości dawki osadu ściekowego, zawartości o (%): Pb (59 i 59); Cu (56 i 75); Cd (29 i 57); Ni (74 i 96); Cr (21 i 29) Zn (32 i 31) i zmniejszenie zawartości Ba o % (- 13 i -6). Zmiany zawartości pierwiastków w kukurydzy uprawianej na podłożach P_3 i P_4 (z udziałem wełny mineralnej) miały podobny kierunek.

Podkreślić również należy, że stwierdzone zawartości metali ciężkich i baru w kukurydzy uprawianej na podłożu z odpadów wydobywczych 100% i podłożu z osadem ściekowym i wełną mineralną były niższe niż określone jako dopuszczalne, co wskazuje, że metale ciężkie nie miały wpływu na obniżenie jakości biomasy kukurydzy [Kabata-Pendias i in., 1993].

Zawartości metali ciężkich i baru w kukurydzy uprawianej na podłożach P_1 – P_4, w porównaniu do biomasy tej rośliny uprawianej na podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%), kształtowały się następująco (%):

Pierwiastek	Zawartość pierwiastków w kukurydzy uprawianej na:				
	podłożu P_5	podłożu P_1	podłożu P_2	podłożu P_3	Podłożu P_4
Pb	100	101	101	103	106
Zn	100	94	93	106	102
Cu	100	89	100	129	139
Cd	100	100	122	89	78
Ni	100	95	107	102	114
Cr	100	124	132	114	130
Ba	100	94	101	96	110

W kukurydzy uprawianej na podłożach z rosnącym udziałem osadu ściekowego (P_1 i P_2), w porównaniu do kukurydzy uprawianej na samych odpadach wydobywczych (P_5), stwierdzono zmiany zawartości pierwiastków w zależności od dawki osadu o (%): Pb (1 i 1); Zn (-6 i -7); Cu (-11 i 0); Cd (0 i 22); Ni (-5 i 7); Cr (24 i 32); Ba (-6 i +1).

W kukurydzy uprawianej na podłożach dodatkowo uzupełnionych o wełnę mineralną (P_3 i P_4) stwierdzono zmiany o (%): Pb (3 i 6); Zn (6 i 2); Cu (29 i 39); Cd (-11 i -22); Ni (2 i 14); Cr (14 i 30); Ba (-4 i +10). Podkreślić należy, że zmiany zawartości pierwiastków w kukurydzy uprawianej na ocenianych podłożach (P_1 do P_4) w porównaniu do roślin uprawianych na odpadach wydobywczych 100% były znacznie mniejsze, co potwierdza tezę, że właściwości odpadów wydobywczych są niezbilansowane.

5.1.8.1. Wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich i baru w roślinach

O przemieszczaniu pierwiastków z gleby/podłoża do roślin decyduje nie tylko bezwzględna ich zawartość w glebie/podłożu, ale również jej/jego właściwości podstawowe, głównie odczyn, zdolności sorpcyjne oraz zawartość substancji organicznej, a także specyfika gatunków roślin oraz właściwości pierwiastków [Kabata-Pendias i in., 1993]. Potwierdzają to **wskaźniki bioakumulacji** analizowanych pierwiastków w gorczycy i kukurydzy, zaprezentowane w poniższych zestawieniach, a opracowane na podstawie wyników badań zamieszczonych w tabelach 18 – 20 i 24 – 27,

Wskaźniki bioakumulacji (%) metali ciężkich i baru w gorczycy i kukurydzy uprawianych na odpadach wydobywczych i ocenianych mieszaninach, w porównaniu do roślin uprawianych na glebie bez nawożenia różniły się następująco:

Obiekty:		K_1	P_5	P_1	P_2	P_3	P_4
Pb	G	6,7	-2,8	-3,3	-3,7	-3,4	-3,6
	K	40	-3,6	-7,5	-9,3	-6,6	-7,5
Zn	G	151,9	8,1	-10,9	3	-9,4	4,9
	K	65,7	-14,9	-28,2	-29,4	-24	-27,7
Cu	G	12,3	-5,8	-4	-4,1	-4,4	-4
	K	8,2	-1,7	-2,1	-2,1	0	0,5
Cd	G	218,2	-197,8	-184,5	-187	-183,1	-178,4
	K	21,2	-12	-11,8	-10,2	-13	-12
Ni	G	57,4	-43,7	-44,8	-43,7	-43,9	-43
	K	42,6	-29,8	-31,6	-30,3	-30,5	-30
Cr	G	27,1	20,9	11,6	17,1	15,1	24,3
	K	20,2	-7,8	-6,6	-6,4	-7,9	-7
Ba	G	102	-81,9	-80,3	-79,1	-80,3	-78,7
	K	37,1	-32,2	-31,9	-31,7	-31,9	-31,4

Zaprezentowane wyniki pokazują, że w roślinach testowych uprawianych na podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5), o korzystnych ale niezbilansowanych właściwościach i wyższej zawartości pierwiastków, stwierdzono, w porównaniu do gleby bez nawożenia (K_1) o niekorzystnych właściwościach i niskiej zawartości pierwiastków (tab.8), niższe (-), z wyjątkiem chromu (+) i zróżnicowane wartości wskaźników bioakumulacji. Różnice te związane były z rodzajem pierwiastka i gatunkiem rośliny:

- gorczyca (%): Pb -3,5; Zn -25,7; Cu -6,6; Cd -187,0; Ni -44,3; Cr +2,4; Ba -35,3
- kukurydzy (%): Pb -12,5; Zn -26,3; Cu -2,7; Cd -11,9; Ni -40,7; Cr +3,7; Ba -31,8.

Tabela 26. Wskaźniki bioakumulacji Pb, Zn, Cu, Cd w gorzycy (G) i kukurydzy (K) uprawianych na ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Pb		Zn		Cu		Cd	
		%							
		G	K	G	K	G	K	G	K
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	7,0	41,0	149,6	65,3	11,7	9,6	208,0	17,6
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	7,1	52,5	161,9	52,8	9,8	6,1	306,5	22,5
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	7,2	41,1	166,7	45,0	10,2	6,0	200,0	24,2
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	3,6	33,0	139,0	38,0	8,5	6,3	34,4	8,3
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	3,2	31,7	154,0	37,4	8,6	6,4	31,1	9,7
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	3,5	33,7	141,9	41,3	8,1	8,3	35,7	9,2
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	3,3	32,5	157,4	37,9	8,4	9,1	38,4	9,1
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	3,9	36,3	158,5	49,9	6,5	6,8	20,2	8,1
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		7,1	44,9	159,4	54,4	10,6	7,2	238,0	21,4
Średnia dla testowanych podłoży (4-8)		3,5	33,4	150,2	40,9	8,0	7,4	32,0	8,9

Tabela 27. Wskaźniki bioakumulacji Ni, Cr, Ba w gorzycy (G) i kukurydzy (K) uprawianych na ocenianych podłożach - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część A

Nr	Obiekty	Ni		Cr		Ba	
		%					
		G	K	G	K	G	K
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	58,2	43,6	26,5	19,6	219,0	38,2
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	55,9	54,2	26,5	21,0	221,5	43,8
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	64,5	45,2	30,0	18,5	226,0	35,2
4	P_1 Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy)	12,8	11,6	16,7	14,0	167,2	5,3
5	P_2 Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy)	13,8	12,7	18,8	14,0	173,7	5,5
6	P_3 Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	13,7	12,3	17,9	13,0	168,1	5,4
7	P_4 Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% węgla mineralna)	14,5	12,7	20,9	13,5	181,3	5,7
8	P_5 Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)	13,6	13,3	20,1	12,7	194,6	7,8
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		59,5	47,7	27,7	19,7	222,2	39,1
Średnia dla testowanych podłoży (4-8)		13,7	12,5	18,9	13,4	177,0	5,9

Wskaźniki bioakumulacji (%) metali ciężkich i baru w gorzycy i kukurydzy uprawianych na podłożach ze zróżnicowanym udziałem osadu (P_1 i P_2) oraz o składzie

uzupełnionym o wełnę mineralną (P_3 i P_4) , w porównaniu do roślin uprawianych na podłożu z samych odpadów wydobywczych różniły się:

Obiekty:		P_5	P_1	P_2	P_3	P_4
Pb	G	3,9	-0,5	-0,9	-0,6	-0,8
	K	36,4	-3,9	-5,7	-3	-3,9
Zn	G	160	-19	-5,1	-17,5	-3,2
	K	50,8	-13,3	-14,5	-9,1	-12,8
Cu	G	6,5	1,8	1,7	1,4	1,8
	K	6,5	-0,4	-0,4	1,7	2,2
Cd	G	20,4	13,3	10,6	14,7	19,4
	K	9,2	0,2	1,8	-1	-2,1
Ni	G	13,7	-1,1	0	-0,2	-0,7
	K	12,8	-1,8	-0,5	-0,7	-0,2
Cr	G	48	-9,3	-3,8	-5,8	3,4
	K	12,4	1,2	1,4	-0,1	0,8
Ba	G	20,1	1,6	2,8	1,6	3,2
	K	4,9	0,3	-0,5	0,3	0,4

Interpretacja powyższych wyników wskazuje, że w testowanych roślinach (gorczyca, kukurydza) uprawianych na podłożach z odpadów wydobywczych z dodatkiem osadu ściekowego w dawkach 2,5 i 5,0% (P_1 i P_2) oraz na podłożach P_3 i P_4 (podłoża P_1 i P_2 wzbogacone o wełnę mineralną), wartość wskaźników bioakumulacji pierwiastków, w porównaniu do roślin uprawianych na podłożu samych odpadów wydobywczych (P_5) była generalnie większa dla Cu, Cd i Ba, a mniejsza dla Pb, Zn, Ni, Cr, oraz zróżnicowana w zależności od dawki osadu, udziału wełny mineralnej, gatunku rośliny oraz rodzaju pierwiastka.

5.2. Właściwości i potencjał plonotwórczy gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami

5.2.1. Odczyn i właściwości sorpcyjne gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Odczyn gleby nienawożonej (K_1) oraz nawożonej NPK (K_2) na początku doświadczenia był silnie kwaśny, a nawożonej obornikiem kwaśny (K_3) (tab.28). W glebie tych obiektów pH w 1 mol·dm⁻³ KCl przyjmowało wartości odpowiednio 3,9 (K_1), 4,2 (K_2) i 4,6 (K_3). W kolejnych terminach badań, po zbiorze gorczycy (termin II), a w następnym roku kukurydzy (termin III), odnotowano zmianę odczynu gleby do kwaśnego i lekko kwaśnego. Najwyższą wartością pH w 1 mol·dm⁻³ KCl (5,8) na zakończenie badań (termin III) w obrębie obiektów kontrolnych charakteryzowała się gleba nawożona obornikiem.

Tabela 28. Odczyn gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część B

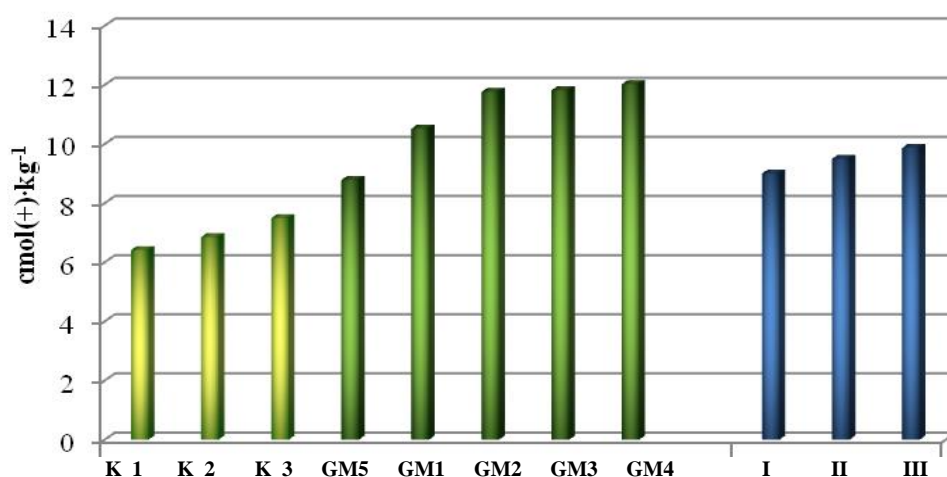
Nr	Obiekty	pH		pH		pH	
		H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl	H ₂ O	KCl
		I termin		II termin		III termin	
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	4,4	3,9	4,8	4,3	5,4	4,9
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	4,8	4,2	4,9	4,4	6,0	5,3
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	5,1	4,6	5,3	4,9	6,5	5,8
10	GM_5 (50% gleba +50% mieszanina o składzie 100% odpady wydobywcze)	7,3	6,8	7,1	6,7	7,0	6,6
11	GM_1 (50% gleba +50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze +2,5% osad)	6,9	6,6	6,8	6,5	6,7	6,4
12	GM_2 (50% gleba +50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze +5% osad)	7,5	7,0	7,3	6,9	7,0	6,7
13	GM_3 (49% gleba +51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze +2,5% osad + 1% węgla)	7,3	6,8	7,2	6,6	7,1	6,5
14	GM_4 (49% gleba +51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze +5% osad + 1% węgla)	7,5	7,1	7,3	6,8	7,2	6,7

Użyźnienie (w stosunku 1:1) silnie kwaśnej gleby odpadami wydobywczymi, które miały odczyn obojętny (tab.8), wpłynęło na zmianę odczynu tej gleby do lekko kwaśnego (tab. 28). Na zakończenie badań, w glebie tego obiektu (GM_5) odnotowano nieznaczne zmniejszenie (o 0,2) pH w 1 mol·dm⁻³ KCl.

W glebie GM_1, użyźnionej (w stosunku 1:1) mieszaniną odpadów wydobywczych z 2,5 % dodatkiem osadu ściekowego oraz glebie GM_2, do której wprowadzono mieszaninę

odpadów wydobywczych z 5% dodatkiem osadu, odnotowana poprawę odczynu, ale nadał był to odczyn lekko kwaśny (tab.28). Zakres tej poprawy był proporcjonalny do udziału osadu w mieszaninie. Użyźnienie gleby mieszaninami, których skład rozszerzono o wełnę mineralną (obiekty GM_3 i GM_4) wpłynęło na dalszą poprawę odczynu gleby do obojętnego, szczególnie w glebie obiektu GM_4 (mieszanina z 5% udziałem osadu i 1% udziałem wełny mineralnej).

W glebie obiektów kontrolnych **pojemność sorpcyjna (T)**, oceniana w oparciu o wartości średnie z trzech terminów, wynosiła: K_3 (gleba + obornik) $7,20 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1} >$ K_2 (gleba + NPK) $6,63 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1} >$ K_1 (gleba nienawożona) $6,57 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab.29, rys.29). W badanym okresie stwierdzono systematyczną poprawę pojemności sorpcyjnej gleby obiektów kontrolnych.



Rysunek 29. Średnie wartości pojemności sorpcyjnej gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Legenda: K_1 – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), K_2 – Kontrola 2 (gleba + NPK), K_3 - Kontrola 3 (gleba + obornik), GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina o składzie 100% odpady wydobywcze), GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad), GM_2 - (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad), GM_3 - (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna), GM_4 - (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna; I - termin I (założenie doświadczenia), II - termin II (po zbiorze gorczycy białej), III - termin III (po zbiorze kukurydzy)

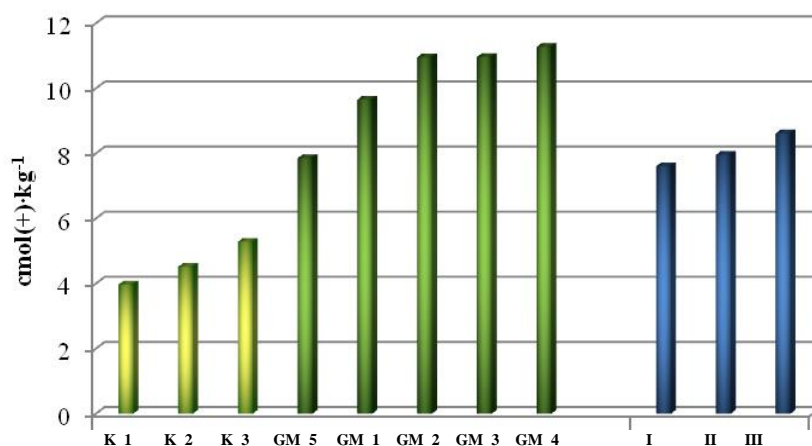
Wprowadzenie do gleby o niskiej pojemności sorpcyjnej odpadów wydobywczych wpłynęło na poprawę tej właściwości. W glebie tego obiektu (GM_5) pojemność sorpcyjna była o 33% większa niż w glebie nienawożonej (K_1), a w porównaniu do K_2 (gleba + NPK) oraz K_3 (gleba + obornik) była większa, odpowiednio o 32% i 22% (tab.29, rys.29).

W glebie obiektów GM__2, użyźnionej, odpowiednio, mieszaniną z 2,5 i 5% udziałem osadu, w porównaniu do obiektu GM_5 (gleba + odpady wydobywcze 100%), odnotowano istotne

zwiększenie pojemności sorpcyjnej, które wynosiło 20% w glebie obiektu GM_1 i 34% w glebie GM_2. W glebie obiektów GM_3 i GM_4 (czyli użyźnionej mieszaninami z 2,5 i 5% udziałem osadu i wełną mineralną) stwierdzono dalsze zwiększenie pojemności sorpcyjnej o 36% (GM_4). Na podstawie tych wyników można wskazać, że pojemność sorpcyjna najkorzystniej kształtowała się w glebie użyźnionej, w stosunku 1:1, mieszaninami odpadów wydobywczych z dodatkiem osadu i wełny mineralnej.

W glebie obiektów użyźnianych mieszaninami z osadem ściekowym, w ocenianym okresie badań, odnotowano tendencję wzrostu pojemności sorpcyjnej, wyraźniejszą pod wpływem mieszanin, których skład rozszerzono o wełnę mineralną.

W glebie obiektów kontrolnych, na początku badań – termin I, **zawartość wymiennych kationów zasadowych** była niska i szeregową ją w kolejności: K_3 (gleba + obornik) $5,10 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ > K_2 (gleba + NPK) $4,27 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ > K_1 (gleba nienawożona) $3,94 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab.29, rys.30). W glebie tych obiektów, w kolejnych terminach odnotowano zwiększanie zawartości kationów wymiennych, istotne pomiędzy początkiem i końcem badań.



Rysunek 30. Średnia zawartość wymiennych kationów w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Zawartość wymiennych kationów zasadowych w glebie, wzbogaconej (1:1) odpadami wydobywczymi (GM5) była o ok. 99% większa niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK oraz obornikiem większa odpowiednio o 84% (K_2) i 54% (K_3) (tab.29, rys.30).

Tabela 29. Właściwości sorpcyjne gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami - wazonowe doświadczenie wegetacyjne - część B

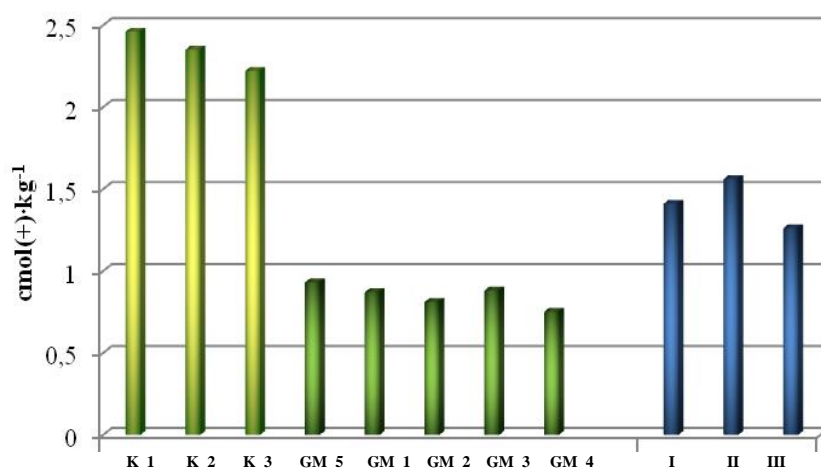
Nr	Obiekty	S				H ⁺				T							
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia				
		I	II	III		I	II	III		I	II	III					
		cmol(+)·kg ⁻¹															
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	3,38	3,79	4,65	3,94	2,70	2,80	2,50	2,67	6,08	6,49	7,15	6,57				
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	3,40	4,40	5,00	4,27	2,25	2,70	2,13	2,36	5,65	7,10	7,13	6,63				
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	4,20	5,20	5,80	5,07	2,15	2,25	2,00	2,13	6,35	7,45	7,80	7,20				
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	7,43	8,12	7,97	7,84	1,06	0,92	0,85	0,94	8,49	9,07	8,72	8,76				
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	9,65	9,10	10,15	9,63	0,96	0,91	0,79	0,89	10,61	10,01	10,94	10,52				
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	11,01	10,68	11,08	10,92	0,92	0,85	0,77	0,85	11,93	11,53	11,85	11,77				
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	10,62	10,44	11,70	10,92	0,94	0,89	0,83	0,89	11,56	11,53	12,53	11,87				
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	11,02	11,15	11,58	11,25	0,84	0,77	0,68	0,76	11,86	11,92	12,26	12,01				
Średnia		7,59	7,86	8,49	7,98	1,40	1,56	1,28	1,41	8,99	9,51	9,85	9,45				
NIR		dla obiektu				1,34**				0,66**				1,52**			
** - istotne różnice przy p = 0,01		dla terminu				0,61**				0,32				0,70*			
		obiekt x termin				2,78				1,37				3,18			

Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszaninami o składzie: odpady wydobywcze z osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5%, w porównaniu do obiektu gleba + odpady wydobywcze (1:1), wpłynęło na istotne zwiększenie zawartości wymiennych kationów zasadowych w glebie, odpowiednio o 23% w glebie obiektu GM_1 i 39% w glebie obiektu GM_2, a użyźnienie mieszaninami o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną zwiększyło ich zawartość o 39% (GM_3) i 43% (GM_4). Wskazuje to, że mieszanki o składzie odpady wydobywcze + osad ściekowy + wełna mineralna w największym zakresie zwiększały zawartość wymiennych kationów zasadowych w glebie.

W badanym okresie stwierdzono nieistotne tendencje zwiększenia zawartości kationów zasadowych w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanki, wyraźniejsze w mieszankach z udziałem wełny mineralnej.

Wpływ ocenianych mieszanki na zmiany **kwasowości hydrolitycznej (H^+)** zdegradowanej gleby antropogenicznej przedstawiono w tabeli 29 i na rys. 31. Kwasowość hydrolityczna gleby obiektów kontrolnych, średnia w ocenianym okresie, przyjmowała wartości od 2,13 $cmol(+) \cdot kg^{-1}$ (K_3) do 2,67 $cmol(+) \cdot kg^{-1}$ (K_1).

Kwasowość hydrolityczna gleby z odpadami wydobywczymi w stosunku 1:1 (GM_5) była 2,8-krotnie mniejsza niż gleby kontrolnej bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem, mniejsza odpowiednio 2,5- i 2,3-krotnie (tab.29, rys.31).



Rysunek 31. Średnie wartości kwasowości hydrolitycznej gleby użyźnionej ocenianymi mieszankami.

Legenda jak na rys. 29

Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszankami odpady wydobywcze + osad 2,5% i 5%, w porównaniu do obiektu gleba + odpady wydobywcze (1:1), wpłynęło na nieistotne zmniejszenie kwasowości hydrolitycznej w glebie, odpowiednio o 7% (w glebie obiektu GM_1) i 13% (w glebie obiektu GM_2), a użyźnienie

mieszaninami o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną zmniejszyło kwasowość hydrolityczną o 5% (gleba obiektu GM_3) i 20% (gleba obiektu GM_4). Wskazuje to, że mieszaniny odpady wydobywcze + osad ściekowy + wełna mineralna w największym zakresie, szczególnie we współdziałaniu z wyższą dawką osadu ściekowego, zmniejszały kwasowość hydrolityczną zdegradowanej gleby antropogenicznej.

W badanym okresie stwierdzono nieistotny spadek kwasowości hydrolitycznej w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin.

Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej ocenianymi mieszaninami wpłynęło na istotne zwiększenie **stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi** (tab. 30).

W glebie obiektów kontrolnych, na początku badań stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym wynosił od 55,6% (w kontroli nienawożonej – K_1) do 66,1% (w glebie nawożonej obornikiem - K_3). W kolejnych terminach badań odnotowano zwiększenie wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi. Średnie, w ocenianym okresie, wartości tej cechy przyjmowały wartości 70,1% (K_3) > 64,1% (K-2) > 57,6 (K_1).

Tabela 30. Wysycenie kationami zasadowymi (V) kompleksu sorpcyjnego gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Termin			Średnia
		I	II	III	
		%			
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	55,6	52,1	65,0	57,6
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	60,2	62,0	70,1	64,1
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	66,1	70,0	74,3	70,1
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	87,5	89,5	89,3	88,8
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	90,9	90,9	92,8	91,5
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	92,3	92,6	93,5	92,8
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze +2,5% osad + 1% wełna)	91,9	90,5	93,4	92,0
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	92,9	93,5	94,4	93,7
Średnia		79,7	80,1	84,1	81,3
NIR		dla obiektu	7,89**		
* - istotne różnice przy $p = 0,05$		dla terminu	3,59*		
** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla obiekt x termin	16,52		

Wprowadzenie do gleby karbońskich odpadów wydobywczych, w stosunku 1:1 (obiekt GM_5), wpłynęło na zwiększenie stopnia wysycenia jej kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi do 87,5% w terminie I i do ponad 89% w terminach II i III.

W glebie obiektów GM_1 i GM_2 (zdegradowana gleba antropogeniczna + mieszanina o składzie: odpady wydobywcze z osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5%) w porównaniu do gleby obiektu GM_5 (gleba + odpady wydobywcze, 1:1), odnotowano nieistotny wzrost stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi, średnio w ocenianym okresie o ok. 3% (w glebie obiektu GM_1) i 4% (w glebie obiektu GM_2). W glebie użyźnionej mieszaninami o składzie dodatkowo rozszerzonym o wełnę mineralną (GM_3 i GM_4) odnotowano dalsze zwiększenie V o około 1%, w stosunku gleby z obiektów GM_1 i GM_2. Na podstawie wyżej omówionych wyników można stwierdzić, że uzupełnienie odpadów wydobywczych o osad ściekowy oraz o osad i wełnę mineralną optymalizuje ich właściwości, a takie mieszaniny wpływają korzystnie na stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zdegradowanej gleby antropogenicznej kationami o charakterze zasadowym.

Obserwowane w kolejnych terminach zmiany (zwiększenie) wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami były nieistotne statystycznie.

Zmiany wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami wynikały ze zróżnicowanej zawartości **kationów Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+** . W glebie obiektów kontrolnych, średnia w ocenianym okresie badań, zawartość ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) zasadowych kationów wymiennych tworzyła szereg: Ca (3,45) > Mg (0,74) > K (0,25) > Na (0,19).

W glebie obiektu GM_5 (użyźnionej odpadami wydobywczymi, 1:1), kationy zasadowe ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) tworzyły szereg: Ca (4,88) > Mg (1,60) > Na (1,02) > K (0,44), co wskazuje, że wartości te były, w porównaniu do uśrednionej zawartości w glebie obiektów kontrolnych, krotnie wyższe: Na (5,4) > Mg (2,2) > K (1,8) > Ca (1,3) (tab.31).

W glebie z dodatkiem mieszanin zawierających w swoim składzie osad ściekowy i wełnę mineralną (obiekty GM_1, GM_2, GM_3 i GM_4), kationy zasadowe, w oparciu o ich zawartość wyrażoną w $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ tworzyły szereg: Ca (7,56) > Mg (1,83) > Na (0,92) > K (0,55) i były to wartości krotnie wyższe w porównaniu do uśrednionej zawartości w glebie obiektów kontrolnych (K_1 – K_3): Na (4,8) > Mg (2,5) > Ca (2,2) = K (2,2) (tab.31).

Tabela 31. Zawartość zasadowych kationów wymiennych w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Ca ⁺⁺				Mg ⁺⁺				K ⁺				Na ⁺							
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia				
		I	II	III		I	II	III		I	II	III		I	II	III					
		cmol(+) \cdot kg ⁻¹																			
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	2,30	3,40	3,70	3,13	0,62	0,82	0,65	0,70	0,18	0,16	0,16	0,17	0,18	0,20	0,20	0,19				
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	2,38	3,20	4,60	3,39	0,60	0,85	0,79	0,75	0,26	0,22	0,16	0,21	0,18	0,21	0,20	0,20				
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	2,82	3,95	4,70	3,82	0,68	0,92	0,80	0,80	0,42	0,38	0,30	0,37	0,19	0,18	0,18	0,18				
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	4,29	4,89	5,46	4,88	1,58	1,62	1,59	1,60	0,48	0,45	0,39	0,44	1,12	1,18	0,77	1,02				
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	6,09	6,95	7,75	6,93	1,86	1,85	1,65	1,79	0,60	0,54	0,47	0,54	1,10	1,04	0,74	0,96				
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	7,50	7,69	8,74	7,98	2,00	1,95	1,63	1,86	0,60	0,56	0,49	0,55	1,02	0,83	0,69	0,85				
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	6,05	7,95	9,44	7,28	1,87	1,79	1,57	1,74	0,62	0,48	0,39	0,50	1,18	1,04	0,72	0,98				
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	7,23	8,08	9,05	8,12	1,96	1,94	1,85	1,92	0,70	0,62	0,53	0,62	1,15	0,84	0,65	0,88				
Średnia		4,83	5,76	6,68	5,76	1,40	1,47	1,32	1,39	0,48	0,43	0,36	0,42	0,77	0,69	0,52	0,66				
NIR * - istotne różnice przy $p = 0,05$ ** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla obiektu				1,16**				0,36**				0,14**				0,48**			
		dla terminu				0,53**				0,17**				0,07**				0,22**			
		obiekt x termin				2,41				0,74				0,28				0,98			

Zastosowanie do gleby mieszanin o składzie odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0% spowodowało, w porównaniu do gleby z odpadami wydobywczymi (GM_5), istotne zwiększenie w niej zawartości **wapnia wymiennego**, odpowiednio o 42% (w glebie obiektu GM_1) i 63% (w glebie obiektu GM_2), a w przypadku mieszanin o składzie uzupełnionym wełną mineralną odpowiednio o 48 % (GM_3) i 66% (GM_4), co wskazuje, że na zawartość Ca wymiennego korzystniej oddziaływały mieszaniny karbońskich odpadów wydobywczych z osadem ściekowym w kompozycji z wełną mineralną niż z samym osadem.

W badanym okresie stwierdzono zwiększenie zawartości wapnia wymiennego w glebie nawożonej ocenianymi mieszaninami, istotne między wszystkimi terminami.

W porównaniu do zawartości **magnezu wymiennego** stwierdzonej w glebie obiektu GM_5, tj. gleby z dodatkiem (1:1) odpadów wydobywczych, zawartość Mg wymiennego była większa w glebie użyźnionej mieszaninami odpady wydobywcze + 2,5% osadu oraz odpady wydobywcze + 5 osadu i wynosiła odpowiednio o ok. 12% (GM_1) i 16% (GM_2), a w glebie użyźnionej mieszaninami, których skład rozszerzono o wełnę mineralną (GM_3 i GM_4) o 11 i 20%. Wskazuje to, że wełna mineralna intensyfikowała proces przemian (mineralizacja, humifikacja) substancji organicznej, szczególnie przy większej dawce osadu, co miało wpływ na zmiany zawartości tego pierwiastka.

W badanym okresie stwierdzono zmniejszenie zawartości magnezu wymiennego, istotne między I i III terminem badań w glebie z dodatkiem mieszanin z udziałem osadu oraz osadu i wełny, a stabilizację w glebie użyźnionej tylko odpadami wydobywczymi (tab.31).

Oddziaływanie mieszanin odpadów wydobywczych z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego wpłynęło na zwiększenie, w porównaniu do gleby z odpadami wydobywczymi (1:1), zawartości **potasu wymiennego** odpowiednio o 23 (GM_1) i 25% (GM_2), a mieszanin z osadem i wełną mineralną, odpowiednio o 14 i 41%. Wskazuje to na korzystne oddziaływanie wełny mineralnej i 5% udziału osadu ściekowego na gospodarkę tym pierwiastkiem w glebie.

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości potasu wymiennego w glebie z dodatkiem mieszanin (GM_1 – GM_4), a tendencje zmniejszania się jego zawartości w glebie z odpadami wydobywczymi (GM_5).

W porównaniu do zawartości **sodu wymiennego** w glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5), odnotowano zmniejszenie jego zawartości w glebie

użyźnionej mieszaninami odpadów wydobywczych z osadem odpowiednio o ok. -6 (gleba obiektu GM_1) i -17% (gleba obiektu GM_2), a w glebie z mieszaninami dodatkowo wzbogaconych wełną mineralną o -4 i -14%, co w części wynika z większego zasolenia osadu ściekowego (tab.8, 31).

W badanym okresie stwierdzono zmniejszenie zawartości sodu wymiennego w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, istotne dla I i III terminu badań.

5.2.2. Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

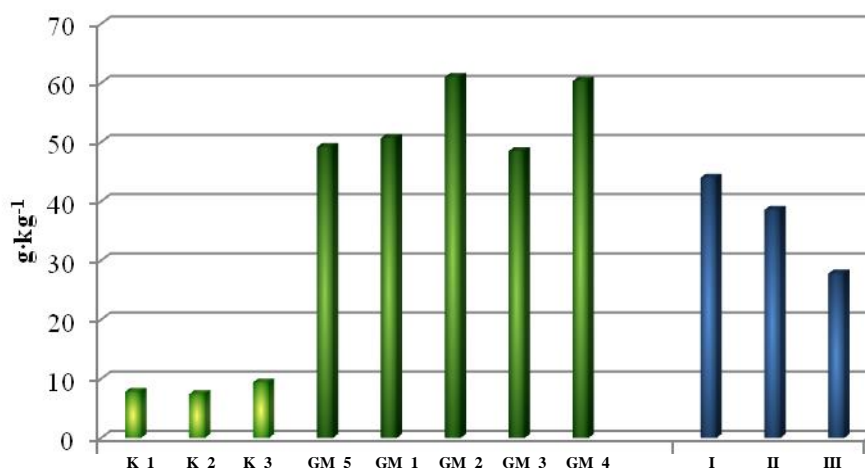
Zawartość węgla organicznego w glebie nienawożonej (K_1), na początku badań, wynosiła $7,50 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab.8, 32, rys.32). W kolejnych terminach badań w glebie tego obiektu notowano zwiększenie się zawartości Corg. do $8,20 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (termin III – po zbiorze kukurydzy). Nawożenie mineralne NPK na początku badań nie wpłynęło, w porównaniu do gleby bez nawożenia, na zwiększenie zawartości Corg. w glebie obiektu K_2, a w terminach kolejnych obserwowano nieistotną tendencję zmniejszania się jego zawartości, co jest zgodne ze znaną z literatury tezą, że nawożenie mineralne, zwłaszcza gleb lekkich, może przyczynić się do zwiększenia mineralizacji substancji organicznej, a tym samym do redukcji jej zawartości. Oceniana gleba bardzo korzystnie zareagowała na nawożenie organiczne w postaci obornika zastosowanego w dawce $30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Biorąc pod uwagę średnią zawartość Corg. w ocenianym okresie, w glebie obiektu K_3 (gleba nawożona obornikiem) zawartość węgla organicznego była większa od jego zawartości w glebie bez nawożenia o 27%, a nawożonej NPK o 24%.

Zawartość węgla organicznego w glebie z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych (GM_5), średnio w ocenianym okresie wynosiła $49,93 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ i była istotnie (6,4-krotnie) większa niż w glebie kontrolnej bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem większa odpowiednio 6,5 i 5,3-krotnie (tab.32).

Zastosowanie do zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% i 5%, w porównaniu do gleby z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych, wpłynęło na zwiększenie zawartości węgla organicznego w glebie odpowiednio o ok. 3% w glebie obiektu GM_1 i 23% w glebie obiektu GM_2, a we współdziałaniu osadu ściekowego z wełną mineralną (mieszaniny 3 i 4), zmiany były następujące: -1 (GM_3) i +23% (GM_4). Świadczy to, że wełna mineralna

Tabela 32. Zawartość węgla organicznego, azotu ogólnego oraz stosunek C/N w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Corg.				Nog.				Corg./Nog							
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia				
		I	II	III		I	II	III		I	II	III					
		g·kg ⁻¹															
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	7,50	7,61	8,20	7,77	0,88	0,89	0,93	0,90	8,52	8,55	8,82	8,63				
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	7,58	7,30	7,85	7,58	0,89	0,92	1,03	0,95	8,52	7,93	7,62	8,00				
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	9,15	9,32	9,66	9,38	1,02	1,04	1,08	1,05	8,97	8,96	8,94	8,96				
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	56,00	52,90	40,90	49,93	2,05	1,95	1,80	1,93	27,32	27,13	22,72	25,83				
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	60,00	54,80	39,20	51,33	2,82	2,45	2,09	2,45	21,28	22,37	18,76	20,92				
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	72,00	67,30	39,69	59,66	3,92	3,62	2,50	3,35	18,37	18,59	15,88	17,83				
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% węgla)	61,00	49,80	37,60	49,47	2,88	2,55	1,75	2,39	21,18	19,53	21,49	20,67				
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% węgla)	77,50	60,00	45,50	61,00	3,80	3,45	2,91	3,39	20,39	17,39	15,64	18,01				
Średnia		43,84	38,63	28,58	37,02	2,28	2,11	1,76	2,05	16,82	16,31	14,98	16,11				
NIR		dla obiektu				23,35**				0,89**				3,47**			
* - istotne różnice przy p = 0,05		dla terminu				10,60**				0,42*				1,58**			
** - istotne różnice przy p = 0,01		dla obiekt x termin				48,85				1,87				7,26			



Rysunek 32. Średnia zawartość węgla organicznego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

przyczyniała się do intensywniejszej mineralizacji substancji organicznej w warunkach mniejszej jej zawartości w mieszance z 2,5% udziałem osadu ściekowego.

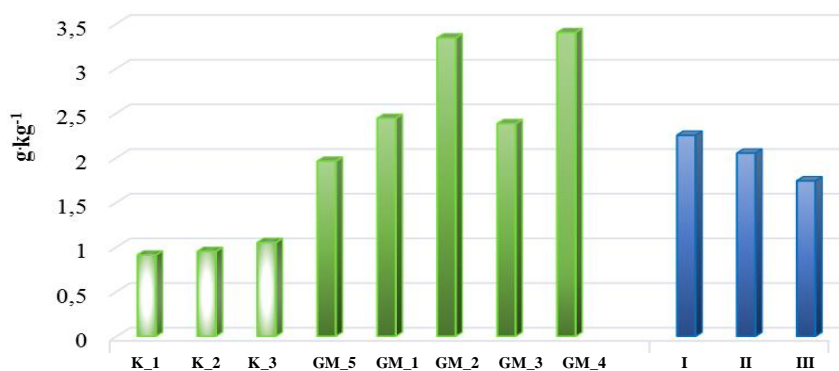
Zastosowanie do zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% i 5%), w porównaniu do gleby z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych, wpłynęło na zwiększenie zawartości węgla organicznego w glebie odpowiednio o ok. 3% w glebie obiektu GM_1 i 23% w glebie obiektu GM_2, a we współdziałaniu osadu ściekowego z węglą mineralną (mieszanki 3 i 4), zmiany były następujące: -1 (GM_3) i +23% (GM_4). Świadczy to, że węglą mineralną przyczyniała się do intensywniejszej mineralizacji substancji organicznej w warunkach mniejszej jej zawartości w mieszance z 2,5% udziałem osadu ściekowego.

W badanym okresie odnotowano zmniejszenie zawartości Corg., istotne między I i III terminem w glebie użyźnionej mieszaninami 1 i 2 (obiekty GM_1 i GM_2), a istotne dla wszystkich terminów badań w glebie obiektów GM_3 i GM_4.

Zawartość azotu ogólnego w glebie bez nawożenia (K_1), w pierwszym terminie badań, wynosiła 0,88 g·kg⁻¹, a w trzecim terminie badań zwiększyła się do 0,93 g·kg⁻¹ (tab.32, rys.33). Na zbliżonym poziomie zawartość Nog. utrzymywała w glebie kontrolnej K-2 (gleba + NPK), tylko w terminie III (po 2 sezonach wegetacyjnych) była o ok. 10% większa. W glebie nawożonej obornikiem (K_3) zawartość Nog wahała się od 1,02 g·kg⁻¹ do 1,08 g·kg⁻¹, odpowiednio w terminie I i III.

W zdegradowanej glebie antropogenicznej użyźnionej (1:1) odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) zawartość Nog wahała się od 2,05 g·kg⁻¹, w pierwszym

terminie badań do $1,80 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w terminie III. Biorąc pod uwagę średnią w ocenianym okresie zawartość azotu ogólnego, w glebie tego obiektu odnotowano zwiększenie zawartości azotu ogólnego, w porównaniu do jego zawartości w glebie obiektów kontrolnych, w tym o 114% w porównaniu do gleby nienawożonej (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3) odpowiednio o 105 i 85% (tab.32, rys.33).



Rysunek 33. Średnia zawartość azotu ogólnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Oznaczenia jak na rys. 29

Wzbogacenie gleby mieszaninami odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0% (obiekty GM_1 i GM_2) wpłynęło, w porównaniu do gleby 1:1 z odpadami wydobywczymi (GM_5), na istotne i proporcjonalne do wielkości dawki osadu, zwiększenie zawartości azotu ogólnego, średnio w ocenianym okresie o 23% i 73% a mieszaninami o składzie dodatkowo rozszerzonym o 1% dodatek wełny mineralnej o 24 (gleba obiektu GM_3) i 76% (gleba obiektu GM_4) (tab.32, rys.33).

W badanym okresie stwierdzono zmniejszenie zawartości Nog., istotne między I i III terminem w glebie obiektów GM_1 i GM_2, a istotne dla wszystkich terminów w glebie obiektów GM_3 i GM_4.

Stosunek Corg./Nog. w glebie obiektów kontrolnych kształtował się (średnio w ocenianym okresie) w zakresie od 8,00 (K_2) do 8,96 (K_3) (tab.32), a wartości te były zbliżone dla wartości charakterystycznych dla gleb naturalnych. W glebie z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych (obiekt GM_5), stosunek ten był szeroki i wynosił 25,83. W porównaniu do gleby obiektu GM_5, w glebie użyźnionej mieszaninami odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0%, odnotowano zawężenie tego stosunku odpowiednio o 19% (gleba obiektu GM_1) i 32% (gleba obiektu GM_2), a pod wpływem mieszanin z osadem i wełną mineralną o 20% (gleba obiektu GM_3) i 31% (gleba obiektu GM_4), co jest kolejnym potwierdzeniem wpływu wełny mineralnej na

intensywniejszy proces mineralizacji substancji organicznej w warunkach mniejszej jej ilości i większej aeracji.

5.2.3 Zasolenie gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Uśrednione wartości zasolenia gleby obiektów kontrolnych wahały się w przedziale 0,10 (K_1) - 0,11 mS/cm (K_2 i K_3) (tab. 33), co świadczy, że była to gleba nie zasolona (Karczewska, 2008).

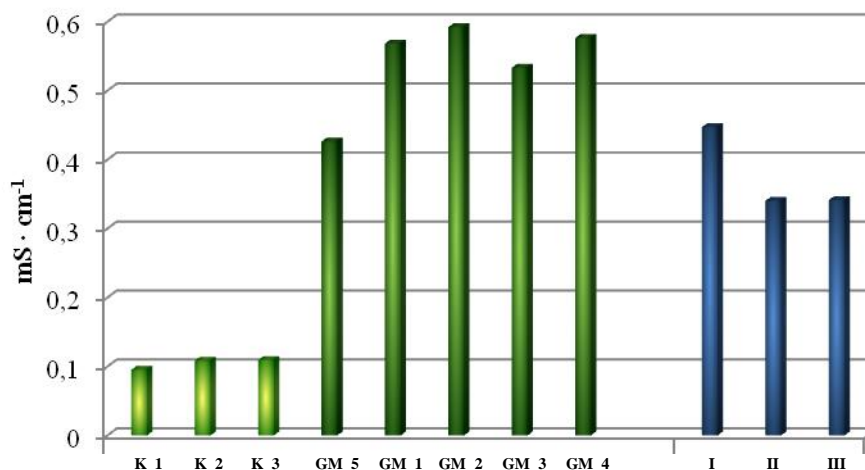
Tabela 33. Zasolenie gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Termin			Średnia
		I	II	III	
		mS/cm			
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,11	0,10	0,08	0,10
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,11	0,11	0,10	0,11
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,12	0,11	0,10	0,11
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	0,38	0,31	0,60	0,43
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	0,70	0,52	0,48	0,57
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	0,71	0,58	0,49	0,59
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	0,71	0,48	0,40	0,53
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	0,72	0,56	0,45	0,58
Średnia		0,45	0,34	0,34	0,38
NIR ** - istotne różnice przy $p = 0,01$		dla obiektu	0,29**		
		dla terminu	0,15		
		dla obiekt x termin	0,61		

Zasolenie gleby z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych (GM_5) wynosiło średnio w badanym okresie 0,43 mS/cm i było 4,3-krotnie większe w porównaniu do gleby bez nawożenia, a nawożonej NPK i obornikiem, większe 3,9-krotnie (tab.33, rys.34).

Wzbogacenie gleby mieszaninami 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0%) wpłynęło, w porównaniu do gleby 1:1 z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5), na proporcjonalne do wielkości dawki osadu, nieistotne zwiększenie jej zasolenia odpowiednio o 32% (GM_1) i 37% (G_M2), a w glebie z dodatkiem mieszanin z

węlną mineralną o 23% (GM_3) i 35% (GM_4) (tab.33, rys.34). Wskazuje to, że większy udział osadu ściekowego w glebie w większym zakresie zwiększał jej zasolenie, które wełna mineralna redukowała, w zależności od udziału osadu, o 9 i 2%.



Rysunek 34. Średnie wartości zasolenia gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zasolenia w glebie pod wpływem ocenianych mieszanin.

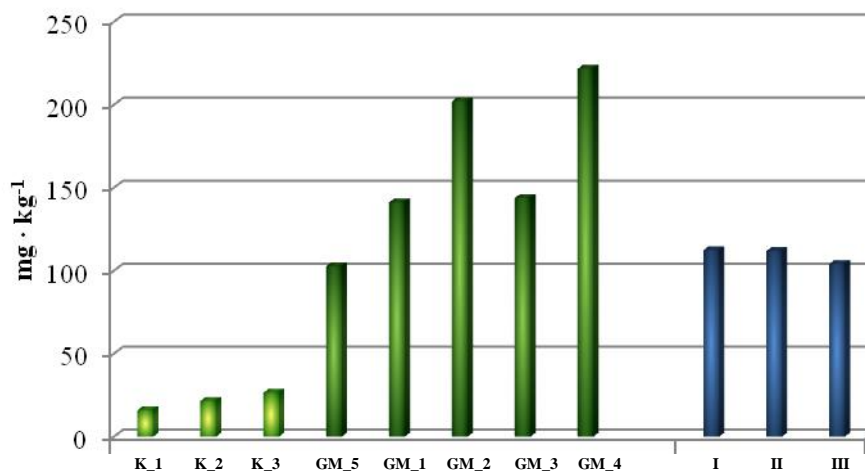
5.2.4. Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Uśredniona zawartość **fosforu przyswajalnego** w glebie wariantów kontrolnych kształtowała się w zakresie 16,0 – 24,0 mg·kg⁻¹ (tab.34, rys.35). Gleba bez nawożenia charakteryzowała się bardzo niską, a nawożona NPK oraz obornikiem niską zawartością fosforu przyswajalnego (Zalecenia nawozowe 1990).

Zawartość fosforu przyswajalnego w glebie z dodatkiem (1:1) odpadów wydobywczych (GM_5) była niska (10,4 mg·kg⁻¹) i o 35% mniejsza niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3) mniejsza odpowiednio o 51% i 57% (tab.34, rys.35).

Zastosowanie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0% spowodowało, w porównaniu do gleby z odpadami wydobywczymi (1:1), zwiększenie w niej, proporcjonalnie do dawki osadu, zawartości P-przyswajalnego odpowiednio o ok. 37% (w glebie obiektu GM_1) i 96% (w glebie obiektu (GM_2)). W glebie wzbogaconej mieszaninami o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną zawartość

fosforu przyswajalnego była o 40% (w glebie obiektu GM_3) i 116% (w glebie obiektu GM-4) większa niż w glebie obiektu GM_5 (użyźnionej tylko odpadami wydobywczymi).



Rysunek 35. Średnia zawartość fosforu przyswajalnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

W badanym okresie stwierdzono tendencje zmniejszania się zawartości P-przyswajalnego w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin.

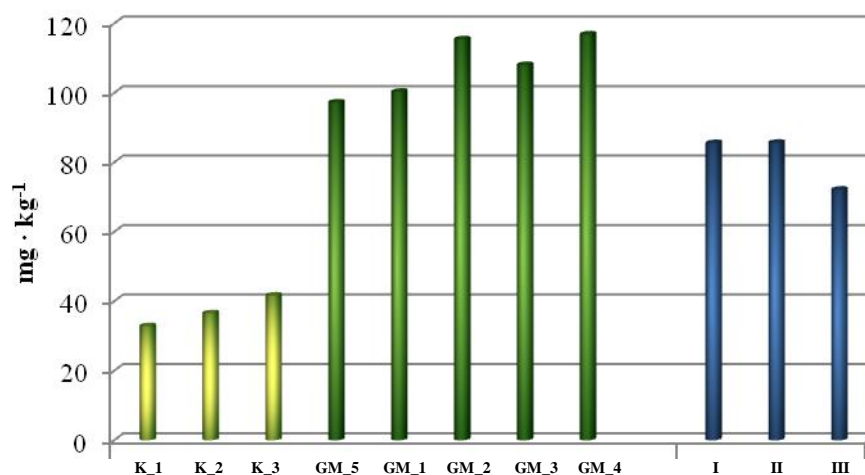
Zawartość **potasu przyswajalnego**, średnia w ocenianym okresie, w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie 32,3 (K_1) – 41,4 mg·kg⁻¹ (K_3), co świadczy o bardzo niskiej jej zasobności w ten pierwiastek [Zalecenia nawozowe, 1990]. Najmniejszą (32,3 mg·kg⁻¹) zawartość stwierdzono w glebie bez nawożenia, a nawożenie NPK oraz obornikiem zwiększało zawartość potasu przyswajalnego odpowiednio o 11,4 i 28% (tab.34, rys.36).

W glebie obiektu GM_5 - wzbogaconej odpadami wydobywczymi (1:1), stwierdzono istotnie większą zawartość K-przyswajalnego (97,9 mg·kg⁻¹), kwalifikowaną jako zasobność bardzo wysoka [Zalecenia nawozowe 1990]. W porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, w glebie użyźnionej odpadami wydobywczymi zawartość P-przyswajalnego była od 3 (w odniesieniu do K_1) do 2,4-krotnie większa (w odniesieniu do K_3) (tab.34, rys.36).

Mieszanki wytworzone z odpadów wydobywczych z 2,5 i 5 % udziałem osadu ściekowego, w porównaniu do gleby obiektu GM_5 (gleba (1:1) z odpadami wydobywczymi), wpłynęły na zwiększenie, proporcjonalnie do dawki osadu, zawartości K-przyswajalnego w glebie. Zwiększenie to wynosiło: 3% w glebie obiektu GM_1 i 18% w glebie obiektu GM_2.

Tabela 34. Zawartość przyswajalnych form P, K, Mg w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	P				K				Mg															
		I	II	III	Średnia	I	II	III	Średnia	I	II	III	Średnia												
														mg·kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	18,2	17,4	12,5	16,0	33,0	38,8	25,2	32,3	17,1	20,0	20,2	19,1												
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	18,8	25,7	18,8	21,1	34,0	40,8	33,3	36,0	19,2	26,5	24,8	23,5												
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	22,8	26,8	22,5	24,0	35,8	48,0	40,5	41,4	25,0	44,0	42,5	37,2												
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	10,5	10,4	10,3	10,4	104,8	100,7	88,5	98,0	104,0	136,0	133,0	124,3												
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	14,7	14,4	13,8	14,3	105,8	102,10	94,9	100,9	126,0	145,0	122,0	131,0												
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	21,6	20,5	19,8	20,6	125,3	120,2	99,0	114,8	157,0	157,3	138,0	150,8												
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	15,5	14,6	13,8	14,6	115,7	108,2	99,9	107,9	131,0	151,5	131,8	138,1												
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	22,4	22,5	22,3	22,4	125,7	117,7	108,0	117,1	143,0	149,7	119,6	137,4												
Średnia		18,1	19,0	16,7	17,9	85,0	84,5	73,7	81,1	90,3	103,7	88,4	94,1												
NIR		dla obiektu				12,59**				18,67**				29,92**											
		dla terminu				8,90*				8,49**				13,59*											
		dla obiekt x termin				40,99				39,08				62,60											



Rysunek 36. Średnia zawartość potasu przyswajalnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Legenda jak na rys. 29

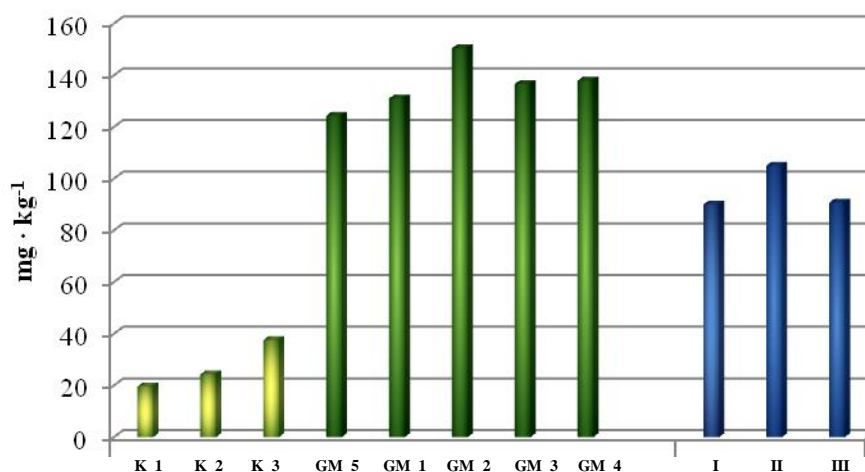
W glebie użyźnionej mieszaninami 3 i 4, o składzie odpady wydobywcze + osad + wełna mineralna, stwierdzono zwiększenie zawartości potasu przyswajalnego, w porównaniu do jego zawartości w glebie z dodatkiem tylko odpadów wydobywczych, o 10 (w obiekcie GM_3) i 20% (w obiekcie GM_3).

Ocena zmian zawartości K-przyswajalnego w ocenianym okresie (3 terminy) w glebie użyźnionej testowanymi mieszaninami, wykazała zmniejszanie jego zawartości, przy czym statystycznie istotne różnice wstąpiły pomiędzy terminem I (początek badań) i III (po zbiorze kukurydzy).

W glebie nienawożonej (K_1) zawartość **magnezu przyswajalnego**, średnia w ocenianym okresie, wynosiła 19,1 mg·kg⁻¹, nawożonej NPK (K_2) – 23,7 mg·kg⁻¹, a nawożonej obornikiem (K_3) 37,2 mg·kg⁻¹ (tab.34, rys.37), co wskazuje na bardzo niską i niską jej zasobność w Mg przyswajalny [Zalecenia nawozowe, 1990].

Wzbogacenie zdegradowanej gleby antropogenicznej (w stosunku 1:1) odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) wpłynęło na istotne zwiększenie zawartości magnezu przyswajalnego (do 124,3 mg·kg⁻¹). Zawartość ta wskazuje na wysoką zasobność w ten makroskładnik [Zalecenia nawozowe 1990]. W porównaniu do gleby nienawożonej (K_1) była to zawartość 6,5-krotnie większa, nawożonej NPK (K_2) 5,2-krotnie i nawożonej obornikiem 3,3-krotnie większa (tab.34, rys.37).

Mieszaniny o składzie odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt (GM_2) wpłynęły na zwiększenie, proporcjonalne do dawki osadu, zwiększenie zawartości Mg-przyswajalnego. W porównaniu go gleby obiektu GM_5, zwiększenie to wynosiło odpowiednio ok. 6 i 22%.



Rysunek 37. Średnia zawartość magnezu przyswajalnego w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

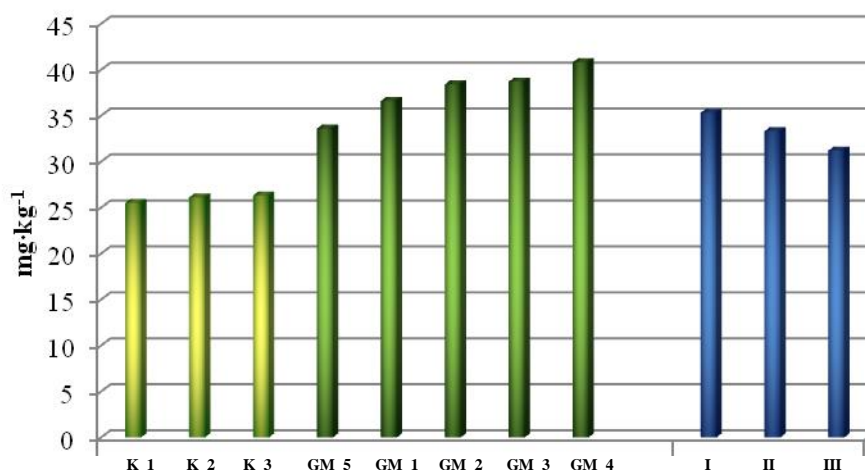
W glebie użyźnionej mieszaninami odpadów wydobywczych z 2,5 i 5% udziałem osadu i 1% węgla mineralnej, odnotowano w porównaniu do gleby obiektu GM_5 (gleba + odpady wydobywcze w stosunku 1:1), zwiększenie zawartości przyswajalnej formy Mg o ok. 12% (GM_3) i 11%. (GM_4).

W ocenianym okresie badań zmiany zawartości Mg przyswajalnego nie były jednoznacznie ukierunkowane. W glebie obiektów kontrolnych odnotowano istotnie większą jego zawartość pomiędzy I a III terminem badań, a w glebie użyźnionej mieszaninami na ogół stwierdzano istotne zwiększenie zawartości przyswajalnego Mg pomiędzy I a II terminem i na ogół zmniejszenie na zakończenie badań.

5.2.5. Zawartość metali ciężkich w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

W glebie obiektów kontrolnych oraz w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin całkowita zawartość metali ciężkich (tab.35, 36 i 37) nie przekraczała poziomów referencyjnych [Kabata-Pendias i in., 1993; Dz.U. 2015, poz. 257, Dz.U. 2016 poz. 1395]. Uzyskane wyniki wskazują na znaczące zróżnicowanie ich zawartości determinowane sposobem nawożenia oraz właściwościami analizowanych metali [Kabata-Pendias i in., 1995].

Zawartość **ołowiu** w glebie obiektów kontrolnych, średnia w ocenianym okresie badań, wahała się w zakresie od 25,6 mg·kg⁻¹ (K_1) do 26,5 mg·kg⁻¹ (K_3) (tab.35, rys.38), wartości te były charakterystyczne dla gleb o naturalnej zawartości ołowiu [Kabata-Pendias i in., 1993].



Rysunek 38. Średnia zawartość ołowiu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej odpadami wydobywczymi wpłynęło na zwiększenie zawartość ołowiu do 34,9 mg·kg⁻¹ (średnio w ocenianym okresie), jednak nadal zawartość ta nie przekraczała dopuszczalnych poziomów referencyjnych dla gleb [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395]. W porównaniu z zawartością Pb w glebie obiektów kontrolnych, w glebie tego obiektu (GM_5) jego zawartość była większa o 36% niż w glebie bez nawożenia (K_1), oraz o 37 i 32% większa niż, odpowiednio w glebie obiektów K_2 (gleba + NPK) i K_3 (gleba + obornik) (tab.35, rys.38).

Wprowadzenie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt GM_2) wpłynęło, w porównaniu do gleby (1:1) z odpadami wydobywczymi, na zwiększenie zawartości ołowiu odpowiednio o ok. 6 i 12%, a mieszanin z osadem ściekowym o składzie uzupełnionym o wełnę mineralną o 11 i 18%.

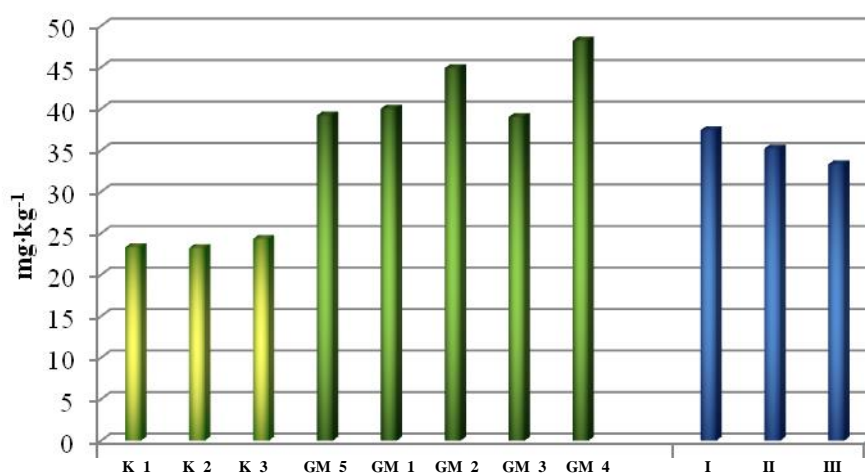
Analiza zmian zawartości Pb w kolejnych terminach badań wskazuje na istotne zmniejszanie się jego zawartości w kolejnych terminach badań, co należy wiązać z jego wyniesieniem wraz z biomasą uprawianych roślin.

Średnia, w ocenianym okresie, zawartość **cynku** w glebie obiektów kontrolnych była niska i przyjmowała wartości od 23,1 mg·kg⁻¹ (K_2) do 24,0 mg·kg⁻¹ (K_3) (tab.35, rys.39). Wartości te odpowiadały zawartościom charakterystycznym dla gleb o naturalnej zawartości Zn [Kabata-Pendias i in., 1993].

Tabela 35. Zawartość Pb, Zn, Cu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Pb				Zn				Cu				
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia	
		I	II	III		I	II	III		I	II	III		
		mg·kg ⁻¹												
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	27,5	25,7	23,6	25,6	25,5	23,8	21,6	23,6	20,5	19,5	19,1	19,7	
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	27,6	25,4	24,6	25,9	24,0	22,8	22,6	23,1	25,2	24,5	23,9	24,	
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	27,7	26,5	25,4	26,5	25,4	23,6	23,1	24,0	24,6	23,9	22,7	23,7	
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	38,0	34,0	32,8	34,9	35,6	33,3	30,1	33,0	32,9	30,8	28,8	30,8	
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze +2,5% osad)	38,8	36,9	34,9	36,9	41,8	40,5	38,9	40,4	35,9	33,7	31,8	33,8	
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze +5% osad)	41,5	38,5	37,1	39,0	47,6	45,6	42,5	45,2	40,9	37,8	35,9	38,2	
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze +2,5% osad + 1% wełna)	40,7	39,3	36,8	38,9	42,9	39,0	36,1	39,3	40,9	36,9	33,9	37,2	
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze +5% osad + 1% wełna)	44,8	40,8	37,4	41,2	51,4	48,9	44,9	48,4	42,9	41,5	38,9	41,1	
Średnia		35,8	33,4	31,5	33,6	36,8	34,7	32,5	34,7	32,9	31,1	29,4	31,1	
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01		dla obiektu	2,10**				4,49**				3,37**			
		dla terminu	0,97**				2,05**				1,54**			
		dla obiekt x termin	4,40				9,18				7,03			

W glebie do której w stosunku 1:1 wprowadzono odpady wydobywcze (obiekt GM_5) zawartość cynku wynosiła $33,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395]. W porównaniu do gleb obiektów kontrolnych była to zawartość większa o 40% niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), o 43 i 37,5% (tab.35, rys.39).



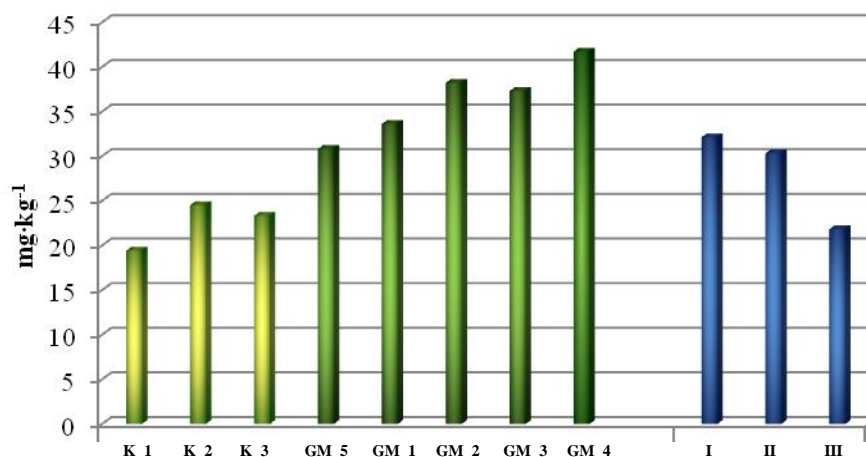
Rysunek 39. Średnia zawartość cynku w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Wprowadzenie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt GM_2), w porównaniu do gleby obiektu GM_5, (1:1) wpłynęło na zwiększenie, proporcjonalnie do dawki osadu, zawartości cynku, odpowiednio o 22 i 37%. Mieszanki karbońskich odpadów wydobywczych z osadem i wełną mineralną (obiekty GM_3 i GM_4), zwiększyły zawartość Zn o 21% i 47% (w porównaniu do zawartości w glebie obiektu GM_5).

W glebie obiektów użyźnianych ocenianymi mieszaninami notowano statystycznie istotne pomiędzy kolejnymi terminami badań zmniejszanie się zawartości cynku.

Gleba obiektów kontrolnych charakteryzowała się naturalną zawartością **miedzi**, która przyjmowała wartości od $19,7$ do $24,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, średnio w ocenianym okresie badań (tab.35, rys.40).

Średnia zawartość Cu, wynosząca $30,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, w glebie obiektu GM_5 (gleba i odpady wydobywcze w stosunku 1:1) była istotnie, o 56% większa niż w glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) oraz obornikiem (K_3), większa odpowiednio: 25 i 31% (tab.35, rys.40). Jednak zawartość ta nie przekraczała wartości referencyjnych dla gleb [Dz.U.2015. 57,; Dz.U.2016.1395].



Rysunek 40. Średnia zawartość miedzi w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys.29

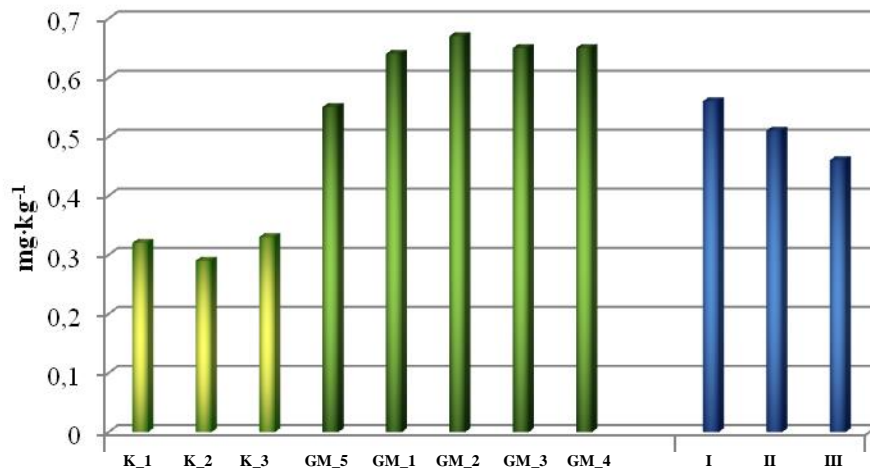
Użyźnienie gleby mieszaninami odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt GM_2), w porównaniu do gleby obiektu GM_5, wpłynęło na zwiększenie, proporcjonalne do udziału osadu w mieszaninie, zawartości miedzi odpowiednio o 9,4% (GM_1) i 25% (GM_2). W glebie wzbogaconej mieszaninami, których skład rozszerzono o wełnę mineralną (obiekty GM_3 i GM_4), w porównaniu do gleby obiektu GM_5 zwiększenie zawartości Cu wynosiło, odpowiednio 21 i 35%.

W ocenianym okresie badań notowano zmniejszanie się zawartości miedzi w glebie, przy czym w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami, zmniejszenie to było istotne pomiędzy kolejnymi terminami.

W glebie obiektów kontrolnych, średnia w ocenianym okresie, zawartość **kadm** wahała się w zakresie od 0,31 (K_2 i K_3) do 0,34 mg·kg⁻¹ (K_1) (tab.36, rys.41) i były to wartości charakterystyczne dla gleb o naturalnej zawartości Cd [Kabata-Pendias i in., 1993].

Zawartość kadmu (0,59 mg·kg⁻¹) w glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395], ale była istotnie, o 76% większa niż w glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem większa odpowiednio o: 93 i 82% (tab.36, rys.41).

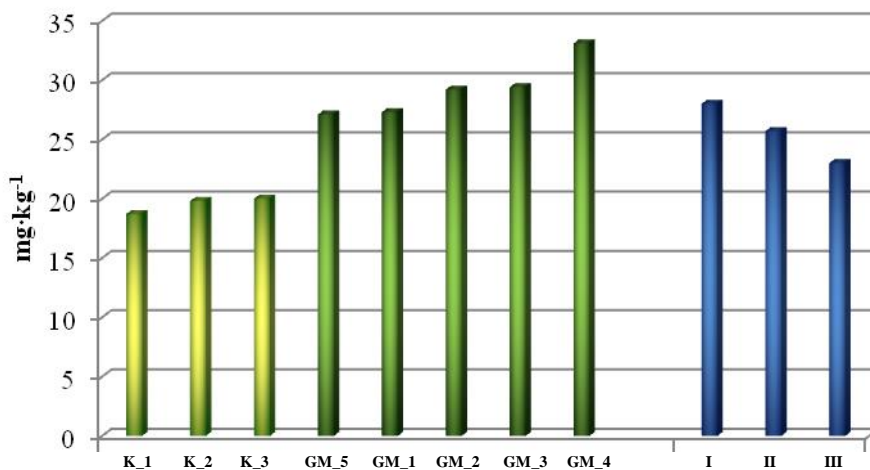
Zastosowanie do gleby mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad 2,5% (GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (GM_2) zwiększyło w niej, w porównaniu do gleby obiektu GM_5, zawartość kadmu, odpowiednio o 8% i 15%, a mieszanin z wełną mineralną (obiekty GM_3 i GM_4), spowodowało zwiększenie o 12% (w glebie obiektu GM_3) i 15% (w glebie obiektu GM_4).



Rysunek 41. Średnia zawartość kadmu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszankami
Legenda jak na rys. 29

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości kadmu w glebie nawożonej ocenianymi mieszankami, istotne pomiędzy I a III terminem badań..

Zawartość **chromu** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie (wartości średnie z okresu badań) od 18,9 (K_1) do 2010 mg·kg⁻¹, w glebie obiektu K_3 (tab.36, rys.42) i były to wartości określane jako niskie - naturalne [Kabata-Pendias i in., 1993].



Rysunek 42. Średnia zawartość chromu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszankami
Legenda jak na rys. 29

Zawartość chromu (25,6 mg·kg⁻¹) w glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2015. 57; Dz.U.2016.1395], ale była istotnie, o 35% większa niż w glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK i obornikiem o 28% (tab.36, rys.42).

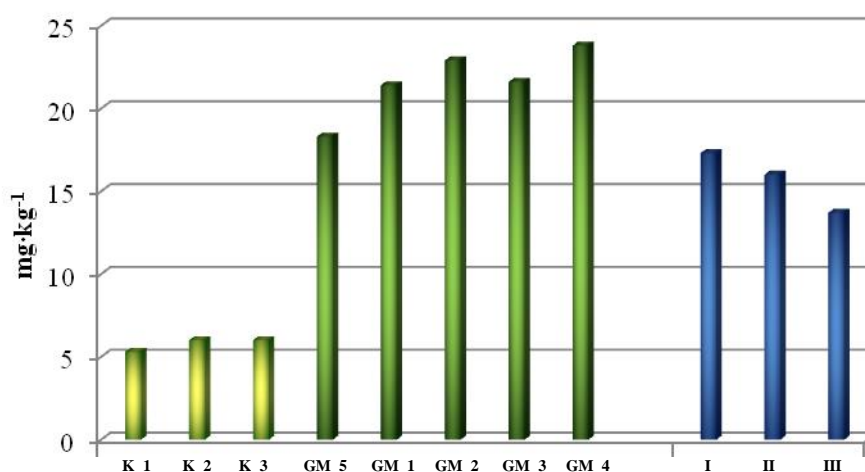
Tabela 36. Zawartość Cd, Ni i Cr w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Cd				Ni				Cr			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III		I	II	III	
		mg·kg ⁻¹											
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,36	0,33	0,32	0,34	5,8	5,4	5,2	5,5	19,6	18,8	18,4	18,9
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,36	0,29	0,27	0,31	6,3	6,2	5,1	5,9	20,8	19,7	19,6	20,0
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,36	0,33	0,32	0,33	6,4	6,3	5,8	6,2	20,7	19,9	19,6	20,1
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	0,69	0,60	0,49	0,59	20,8	18,9	17,2	19,0	26,8	25,6	24,5	25,6
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	0,70	0,68	0,59	0,66	23,6	21,9	19,9	21,8	31,7	26,7	23,8	27,4
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	0,73	0,69	0,65	0,69	25,2	22,9	20,9	23,0	32,7	29,9	25,9	29,5
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	0,73	0,66	0,62	0,67	24,2	22,5	19,6	22,1	32,5	28,8	25,3	28,9
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	0,75	0,69	0,65	0,70	27,2	25,8	20,7	24,6	34,9	33,6	28,5	32,3
Średnia		0,58	0,53	0,49	0,53	17,4	16,2	14,3	16,0	27,4	25,3	23,2	25,3
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01		dla obiektu	0,07**			4,28**			9,72**				
		dla terminu	0,03**			1,94**			4,41**				
		dla obiekt x termin	0,15			8,96			20,34				

Zastosowanie do gleby mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad 2,5%; odpady wydobywcze + osad 5%) zwiększyło w niej, w porównaniu do gleby (1:1) z odpadami wydobywczymi zawartość chromu odpowiednio o 7% (w glebie obiektu GM_1) i 15% (w glebie obiektu GM_2), a mieszanin o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną (mieszaniny 3 i 4), zwiększenie zawartości Cr wynosiło odpowiednio 13% (w glebie wariantu GM_3) i 26% (w glebie wariantu GM_4)..

W badanym okresie stwierdzono zmniejszanie się zawartości chromu w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, istotne między pierwszym i trzecim terminem badań.

Zawartość **niklu** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się (wyniki uśrednione z okresu badań) w zakresie 5,5 - 6,2 mg·kg⁻¹ (tab.36, rys.43) i były to wartości bardzo niskie, typowe dla gleb o naturalnej jego zawartości [Kabata-Pendias i in., 1993]



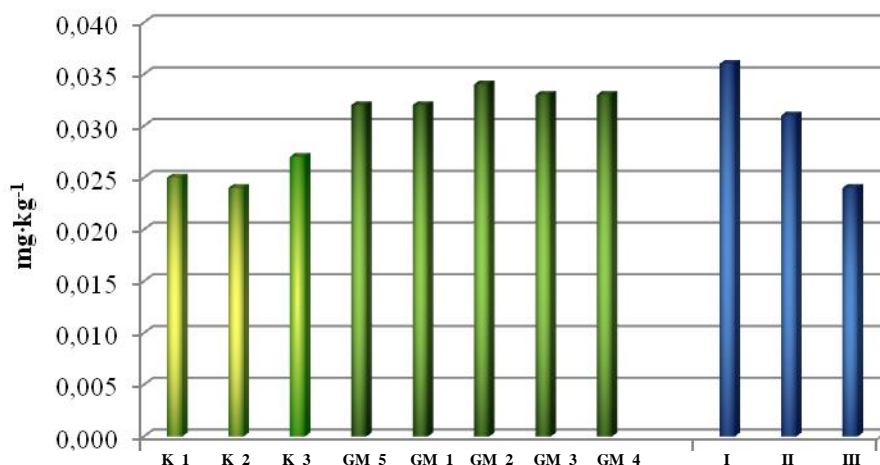
Rysunek 43. Średnia zawartość niklu w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami.
Legenda jak na rys. 29

Zastosowanie do gleby odpadów wydobywczych w proporcji 1:1 (obiekt GM_5), zwiększyło w niej zawartość niklu do 19,0 mg·kg⁻¹, która nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395], ale była istotnie, 3,4-krotnie większa niż w glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem, większa 3,2 i 3-krotnie (tab.36, rys.43).

Wprowadzenie do zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt GM_2) zwiększyło w niej, w porównaniu do gleby obiektu GM_5, zawartość niklu odpowiednio o 15 i 22%, a mieszanin osadu z wełną mineralną (GM_3 i GM_4), odpowiednio o 17 i 30%.

W okresie trwania doświadczenia stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości niklu w glebie nawożonej ocenianymi mieszaninami.

Zawartość rtęci w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się (wyniki średnie z okresu badań) w zakresie 0,027-0,029 mg·kg⁻¹ (tab.37, rys.44) i były to wartości bardzo niskie [Kabata-Pendias i in., 1993].



Rysunek 44. Średnia zawartość rtęci w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Zawartość rtęci, wynosząca 0,029 mg·kg⁻¹, w glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395] i była o 7% większa niż w glebie kontrolnej bez nawożenia i nawożonej NPK (tab.37, rys.44).

Zastosowanie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + osad 2,5% (GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (GM_2) zwiększyło w niej, w porównaniu do gleby (1:1) z odpadami wydobywczymi, zawartość rtęci odpowiednio o 7 i 14%, a mieszaninami odpadów wydobywczych z osadem i wełną mineralną, odpowiednio o 10 i 14%, w glebie obiektów GM_3 i GM_4.

Wskazuje to, że zawartość rtęci w glebie pod wpływem osadu ściekowego zwiększała się proporcjonalnie do jego udziału w mieszaninie, natomiast w kompozycji wełny z osadem, odnotowano wyższą zawartość Hg w obiekcie z mniejszym udziałem osadu.

W badanym okresie stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości rtęci w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami.

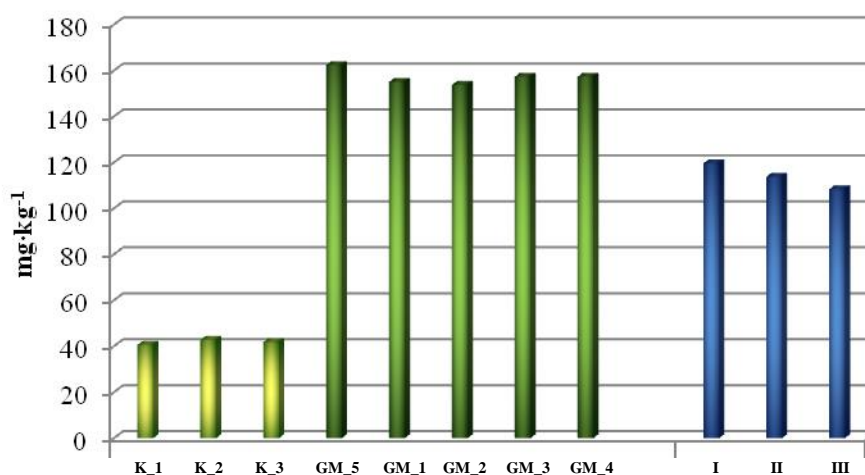
Tabela 37. Zawartość Hg i Ba w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Hg				Ba			
		Termin			Średnia	Termin			Średnia
		I	II	III		I	II	III	
		mg·kg ⁻¹							
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	0,035	0,029	0,018	0,027	41,5	41,1	39,5	40,7
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	0,036	0,026	0,019	0,027	42,8	43,2	42,5	42,8
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	0,036	0,030	0,021	0,029	43,7	42,2	40,2	42,0
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	0,030	0,029	0,028	0,029	175,0	162,0	156,0	164,3
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	0,035	0,034	0,026	0,032	176,9	165,0	155,9	165,9
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5 % osad)	0,038	0,034	0,027	0,033	181,0	175,3	162,5	172,9
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	0,036	0,033	0,028	0,032	176,8	168,5	156,4	167,2
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	0,039	0,036	0,025	0,033	181,5	179,7	156,8	172,7
Średnia		0,036	0,031	0,024	0,030	127,4	122,1	113,6	121,0
NIR ** - istotne różnice przy p = 0,01		dla obiektu	0,008**			12,21**			
		dla terminu	0,004**			5,55**			
		dla obiekt x termin	0,021			25,54			

5.2.6. Zawartość i formy baru w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Uśredniona w badanym okresie (2 sezony wegetacyjne) **zawartość baru całkowitego** w glebie obiektów kontrolnych kształtowała się w zakresie 40,7-42,8 mg·kg⁻¹ (tab.37, rys.45) i były to wartości zaliczane do naturalnych [Kabata-Pendias i in., 1993].

W glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) zawartość baru (164,3 mg·kg⁻¹) nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U.2016.1395], ale była 4,0-krotnie większa niż w glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem, większa 3,8 i 3,9-krotnie (tab.37, rys.45).



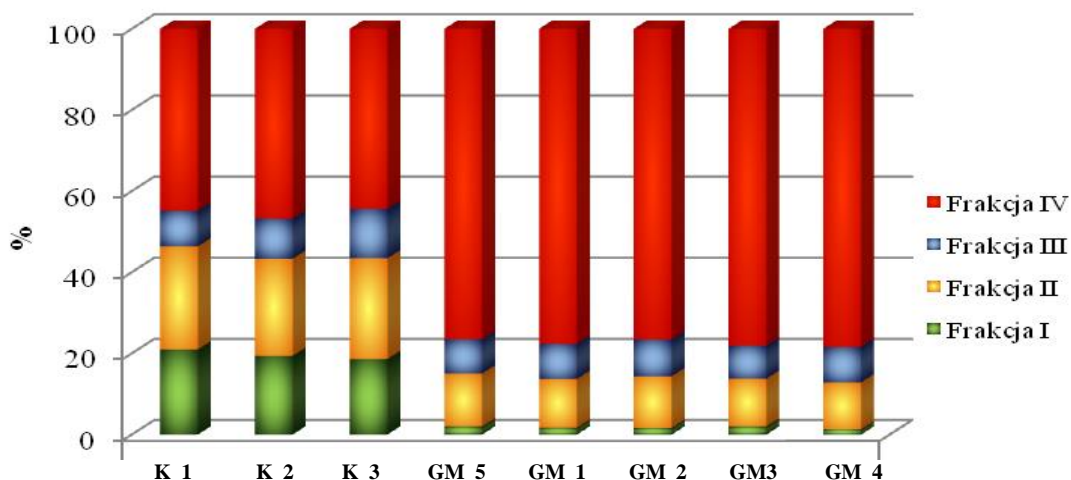
Rysunek 45. Średnia zawartość rtęci w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Zastosowanie do gleby mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad 2,5% i odpady wydobywcze + osad 5%) zwiększyło w niej, w porównaniu do gleby z dodatkiem (1:1) odpadów wydobywczych, zawartość baru odpowiednio o 0,9 i 5,2 %, a mieszanin odpadów wydobywczych i osadu z wełną o 1,8 i 5,1%, odpowiednio w glebie obiektów GM_3 i GM_4.

W okresie trwania doświadczenia stwierdzono systematyczne i istotne zmniejszanie się zawartości baru całkowitego w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, natomiast nieistotne tendencje spadku w glebie wariantów kontrolnych.

Wyniki **analizy sekwencyjnej baru** wykazały, że udział procentowy frakcji baru w jego zawartości całkowitej w glebie wariantów kontrolnych na początku badań był wyrównany, a występujące różnice dotyczyły większego udziału frakcji I, a mniejszego frakcji IV w glebie bez nawożenia (K_1) oraz mniejszego udziału frakcji II, a większego frakcji IV w glebie nawożonej NPK (K_2) (tab.38, rys.46). W glebie wariantów kontrolnych na zakończenie badań, w porównaniu do początku badań, udział frakcji I-III (z

wyjątkiem gleby bez nawożenia), był znacząco niższy, a frakcji IV (z wyjątkiem gleby nawożonej obornikiem - K_3), większy (tab.39, rys.47).



Rysunek 46. Udział frakcji baru w jego zawartości całkowitej (%) w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami - początek badań 2017r.

Legenda jak na rysunku 29

Udział procentowy frakcji I-II-III baru w jego zawartości całkowitej w glebie użyźnionej (1:1) odpadami wydobywczymi, na początku badań kształtował się odpowiednio: 1,95 - 12,69 - 8,72%, a frakcji IV 77,09%, co wskazuje, że w porównaniu do gleby bez nawożenia, udział tych frakcji był mniejszy odpowiednio o: 19,97 - 12,63 - 2,44%, a frakcji IV większy o 34,83% (tab.38, rys.46).

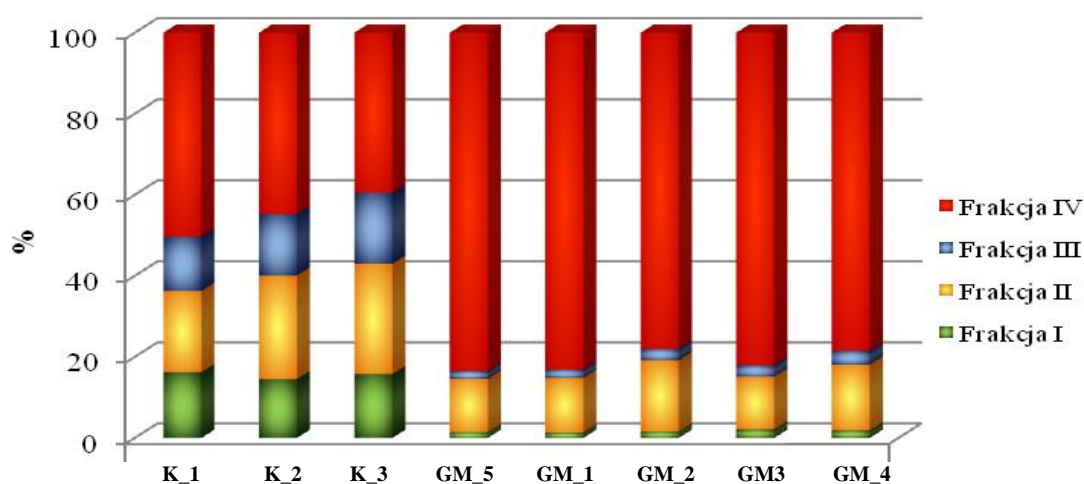
Na koniec badań udział frakcji I-II-III w glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin kształtował się odpowiednio: 1,38 - 13,02 - 1,89%, a frakcji IV 84,01%, co wskazuje, że w porównaniu do gleby bez nawożenia był mniejszy odpowiednio o: 14,90 - 6,99 - 6,99%, a frakcji IV większy o 28,62% (tab.39, rys.47).

Analiza wyników wskazuje na zmniejszenie udziału frakcji baru w glebie nawożonej ocenianymi mieszaninami na końcu, w porównaniu do początku badań, największe (o 6,38%) frakcji III (formy związane z materią organiczną), znacznie mniejsze (o 0,57%) frakcji I (formy rozpuszczalne w wodzie, wymienne i związane z węglanami), a niewielkie (o 0,33%) zwiększenie udziału frakcji II (formy zasocjowane z wolnymi tlenkami Fe i Mn). Efektem tych zmian było zwiększenie (o 7,01%) udziału frakcji IV (formy rezydualne).

Stwierdzone niewielkie zmiany udziału frakcji baru w glebie użyźnionej odpadami wydobywczymi, w porównaniu do znacząco wyższych w glebie obiektów kontrolnych,

Tabela. 38. Zawartość frakcji baru w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami. Początek badań 2017r – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Frakcja I	Frakcja II	Frakcja III	Frakcja IV	Zawartość całkowita
		mg·kg ⁻¹				
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	8,68	10,51	4,63	17,54	41,50
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	8,28	10,21	4,22	20,09	42,80
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	8,11	11,06	5,21	19,32	43,70
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	3,41	22,21	14,31	134,90	175,00
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	2,76	19,62	14,12	140,46	176,90
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	2,69	20,62	14,71	142,98	181,00
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	3,34	19,41	13,41	140,64	176,80
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	2,27	19,51	14,82	144,94	181,50



Rysunek 47. Udział frakcji baru w jego zawartości całkowitej (%) w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami - koniec badań 2018r.

Legenda jak na rys. 29

Tabela. 39. Zawartość frakcji baru w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami. Koniec badań 2018r – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Frakcja I	Frakcja II	Frakcja III	Frakcja IV	Zawartość całkowita
		mg·kg ⁻¹				
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	6,43	7,93	3,31	21,88	39,50
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	6,19	8,91	6,45	21,95	42,50
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	6,31	9,51	7,91	17,17	40,20
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	2,15	20,31	2,95	131,06	156,00
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	1,95	20,01	2,98	130,96	155,90
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	2,31	25,91	4,12	116,25	162,50
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	3,12	19,41	4,23	129,64	156,40
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	2,71	23,71	5,01	125,31	156,80

Zastosowanie do gleby mieszanin 1 i 2, tj. odpady wydobywcze + osad 2,5% (obiekt GM_1) i odpady wydobywcze + osad 5% (obiekt GM_2) płynęło na zmiany zawartości frakcji I-II-III baru, wynikające głównie z udziału w ocenianych mieszaninach osadu ściekowego. Osad zastosowany w dawce 2,5% (GM_1) kształtował w glebie udział, w zawartości całkowitej, frakcji I-II-III baru, następująco: na początku badań, odpowiednio: 1,56 – 11,01 – 7,98%, a w przypadku dawki 5,0% osadu (GM_2), zależności te były następujące: 1,49 – 11,39 – 8,13% (tab.38, rys.46). Na koniec badań zależności te kształtowały się następująco: 1,25 – 12,84 – 1,91% i 1,42 – 15,94 - 2,54% (tab.39, rys.47). Udział frakcji IV baru w glebie z odpadami wydobywczymi pod wpływem mieszanin 1 i 2 na początku i końcu badań kształtował się odpowiednio: 79,40 i 78,99% GM_1) oraz 84,0 i 71,54%.

Udział frakcji labilnych baru (I – III) w glebie z dodatkiem mieszanin 3 i 4, tj. z udziałem wełny mineralnej, na początku badań kształtował się odpowiednio, w glebie

obiektu GM_3: 1,89 – 10,98 – 7,58% oraz w glebie obiektu GM_4: 1,25 – 10,75 - 8,17%, a na końcu badań odpowiednio: 1,99 – 12,41 - 2,70% (obiekt GM_3) i 1,73 – 15,2 - 3,19% (obiekt GM_4) (tab.38,39, rys.46,47).

Wskazuje to, że zastosowanie do gleby ocenianych mieszanin wywarło znaczący i proporcjonalny do dawki osadu i udziału wełny mineralnej, wpływ na przemiany baru w glebie, co wiąże się z inicjacją i rozwojem procesu glebotwórczego, w tym z procesami przemian (mineralizacja, humifikacja) substancji organicznej.

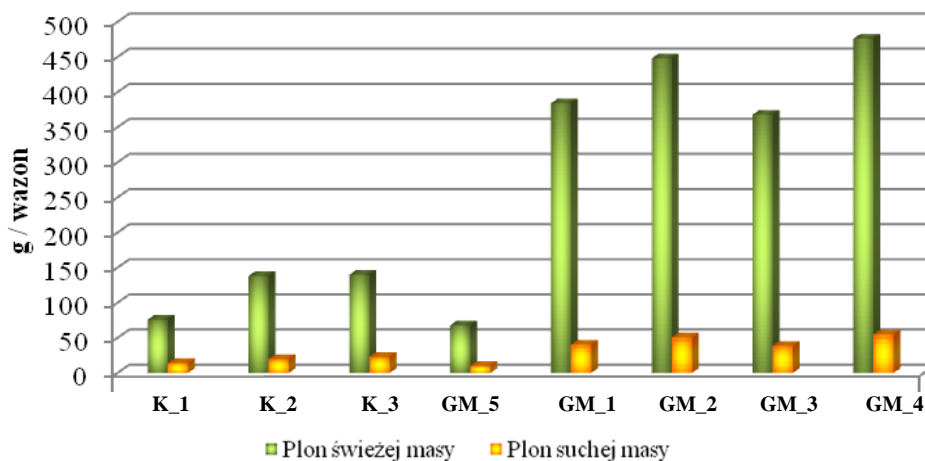
5.2.7. Plonowanie roślin uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Potencjał produkcyjny gleby obiektu kontrolnego, wyrażony plonem świeżej masy **gorczycy białej**, był niski. Na glebie nienawożonej (K_1) plon gorczycy wynosił 76,2 g ś.m./wazon. Zastosowane nawożenie NPK i obornikiem wpłynęło na zwiększenie plonu gorczycy, do 118,4 (K_2) i 138,9 g s.m./wazon (K_3) (tab.40, rys.48). Po uwzględnieniu wilgotności zebrane biomasy gorczycy wyznaczono plon suchej masy i zawierał się on w zakresie od 13,8 g s.m/wazon (obiekt K_1) do 22,7 g s.m/wazon (obiekt K_3). Zwiększenie plon suchej masy gorczycy pod wpływem nawożenia NPK i obornikiem wynosiło odpowiednio, ok. 35 i 64%.

Tabela 40. Plon roślin uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Obiekty	Gorzycza		Kukurydza	
	g/wazon			
	Świeża masa	Sucha masa	Świeża masa	Sucha masa
K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	76,2	13,8	113,0	20,8
K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	118,4	18,7	180,9	30,7
K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	138,9	22,7	219,8	34,8
GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	67,5	9,9	202,0	31,9
GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	384,5	40,5	368,9	59,0
GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	448,6	50,8	512,3	83,2
GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	367,6	38,7	342,8	52,4
GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	476,5	54,7	554,9	89,5

Uzyskany na glebie obiektu GM_5 (gleba w stosunku 1:1 z odpadami wydobywczymi) plon świeżej masy gorczyicy wynosił 67,5 g ś.m./wazon i był o ok. 11% mniejszy niż na glebie bez nawożenia (K_1), a nawożonej NPK (K_2) i obornikiem (K_3), mniejszy odpowiednio o 43% i 51% (tab.40, rys.48). Plon gorczyicy uzyskany z gleby obiektu GM_5, wyrażony suchej masie, wynosił 9,9 g s.m./wazon i podobnie jak plon ś.m. był mniejszy w porównaniu do plonu suchej masy gorczyicy uzyskanego na glebie obiektów kontrolnych.



Rysunek 48. Średni plon świeżej i suchej masy gorczyicy białej uzyskany z gleby nawożonej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

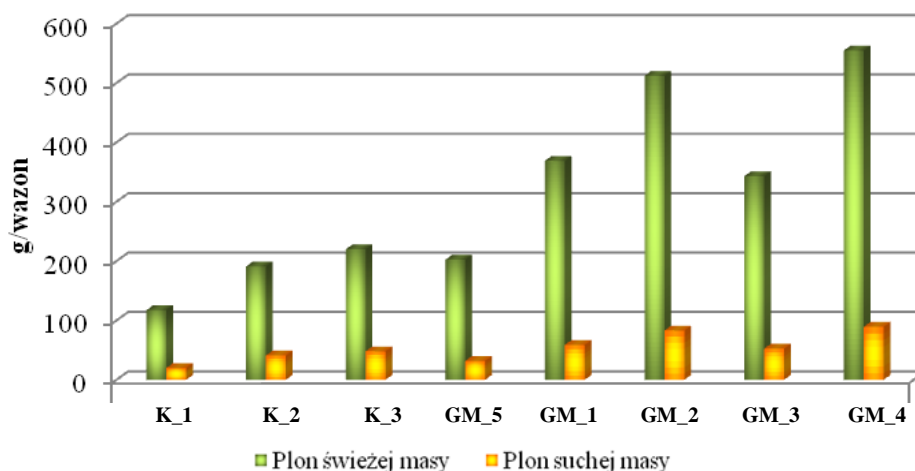
Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszaninami o składzie odpady wydobywcze + osad ściekowy (2,5 i 5%) wpłynęło na zwiększenie potencjału plonotwórczego tej gleby. Plon świeżej masy gorczyicy uprawianej na glebie tych obiektów wynosił odpowiednio 384,5 (obiekt GM_1) i 448,6 g ś.m./wazon (obiekt GM_2) i był, w porównaniu do plonu z gleby kontrolnej bez nawożenia (K_1), ok. 5- i 6-krotnie większy, a nawożonej NPK 3- i 4-krotnie oraz nawożonej obornikiem o 2,8 i 3-krotnie większy. Plonowanie gorczyicy (ś.m.) uprawianej na glebie z dodatkiem tych mieszanin, w porównaniu do plonu uzyskanego z gleby obiektu GM_5, zwiększyło się, proporcjonalnie do dawki osadu o 469% (na obiekcie GM_1) i 564% (na obiekcie GM_2).

Nawożenie gleby mieszaninami o składzie odpady wydobywcze + osad + wełna mineralna, również wpłynęło na poprawę jej potencjału plonotwórczego. Na glebie tych obiektów uzyskano większe plony zarówno świeżej, jak i suchej masy gorczyicy, w porównaniu do plonów z gleby obiektów kontrolnych i gleby wzbogaconej odpadami wydobywczymi.

Uzyskane wyniki dowodzą, że zdolności plonotwórcze gleby z dodatkiem ocenianych mieszanin zwiększały się proporcjonalnie do udziału w składzie mieszanin osadu ściekowego, a wełna mineralna spowodowała dalsze ich zwiększenie w kompozycji większym udziałem (5%) osadu ściekowego, a zmniejszenie z jego mniejszym udziałem. Było to konsekwencją poprawy właściwości gleby istotnych z punktu widzenia gospodarki pokarmowej roślin, takich jak właściwości sorpcyjne, zawartość substancji organicznej i pierwiastków nawozowych.

W drugim sezonie wegetacyjnym rośliną testową była kukurydza. Na glebie obiektów kontrolnych uzyskano plon **kukurydzy** (świeżej masy) rzędu: 219,8 g ś.m./wazon (K_3 – gleba + obornik) > 180,9 g ś.m./wazon (K_2 – gleba +NPK) > 113,0 g ś.m./wazon (K_1 – gleba nienawożona) (tab.40, rys.49). Uzyskany, na glebie obiektów kontrolnych, plon kukurydzy wyrażony w suchej masie (s.m) wahał się od 20,8 g s.m./wazon do 34,8 g s.m./wazon, odpowiednio na obiekcie K_1 i K_3.

Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej odpadami wydobywczymi (obiekt GM_5) wpłynęło na zwiększenie potencjału plonotwórczego gleby. Na glebie tego obiektu uzyskano plon kukurydzy wynoszący 202,0 g ś.m/wazon i w porównaniu do plonu uzyskanych na glebie obiektów kontrolnych był on o 79% większy, niż na glebie nienawożonej (K_1), o ok. 12% większy niż na glebie nawożonej NPK (K_2), ale mniejszy o 8% niż na glebie nawożonej obornikiem (K_3) (tab.40, rys.49). W przeliczeniu na suchą masę, kukurydzy uprawianej na glebie tego obiektu wyniósł 31,9 g s.m./wazon, i w odniesieniu do plonu z obiektów kontrolnych, kształtował się następująco: +53,4% (w porównaniu z K_1), +3,9% (w porównaniu z K_2) oraz -8% (w odniesieniu do K_3).



Rysunek 49. Średni plon świeżej i suchej masy kukurydzy uprawianej na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Legenda jak na rys. 29

Potencjał plonotwórczy gleby użyźnionej mieszaninami odpady wydobywcze + 2,5% osadu ściekowego (obiekt GM_1) oraz odpady wydobywcze + 5% osadu (obiekt GM_2) był większy, zarówno w odniesieniu do potencjału plonotwórczego gleby obiektów kontrolnych, jak i gleby użyźnionej tylko odpadami wydobywczymi. Plon kukurydzy uzyskany na glebie tych obiektów wynosił, odpowiednio 368,9 (obiekt GM_1) i 512,3 g ś.m./wazon i w porównaniu do plonu uzyskanego z gleby K_1 był większy ponad 3-krotnie i 4,5-krotnie, większy 2- i 2,8-krotnie w odniesieniu do plonu z obiektu K_2, oraz większy o 68 i 33%, w porównaniu do plonowania gleby nawożonej obornikiem (K_3).

Wprowadzenie do gleby mieszanin w skład których wchodził osad ściekowy pozwoliło na uzyskanie plonu kukurydzy (świeżej masy), większego niż na glebie użyźnionej tylko odpadami wydobywczymi. Zakres zwiększenia plonu był proporcjonalny do udziału osadu w składzie mieszaniny i wynosił 82 i 154%. Na glebie użyźnionej mieszaninami, których skład uzupełniono o węgiel mineralną, w porównaniu do plonu z obiektu GM_5, uzyskano zwiększenie plonu świeżej masy kukurydzy o 70% (obiekt GM_3) i 175% (obiekt GM_4).

Pokazuje to, że zdolności plonotwórcze gleby pod wpływem ocenianych mieszanin zwiększały się proporcjonalnie do udziału osadu ściekowego, natomiast węgiel mineralna spowodowała dalsze ich zwiększenie z 5,0% dawką osadu ściekowego, a zmniejszenie pod wpływem 2,5% jego dawki.

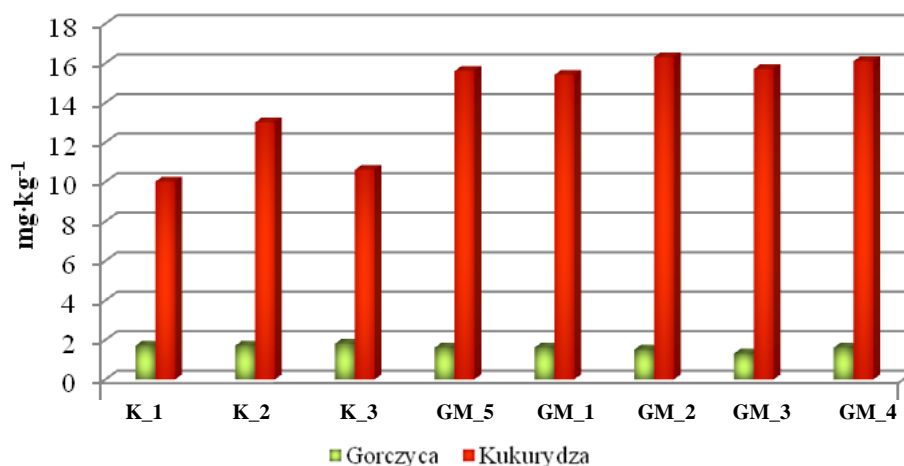
5.2.8. Zawartość metali ciężkich i baru w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami

Zawartość metali ciężkich i baru w gorczycy białej i kukurydzy uprawianych na glebie obiektów kontrolnych była niska, a niektórych pierwiastków np. miedzi, niedoborowa [Kabata-Pendias i in., 1993]. Stwierdzone różnicowane zawartości ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) brzegowe analizowanych pierwiastków w:

- gorczycy białej: Pb 1,8 - 1,9; Zn 35,3 - 40,0; Cu 2,3 - 2,4; Cd 0,66 - 0,95; Ni 3,2 - 4,0; Cr 5,0 - 601; Ba 41,4 - 45,2 oraz
- kukurydzy: Pb 10,5 - 13,4; Zn 10,8 - 15,4; Cu 1,4 - 1,7; Cd 0,06 - 0,08; Ni 2,4 - 3,2; Cr 3,7 - 4,2; Ba 14,8 - 18,7,

wynikały z różnych sposobów nawożenia gleby: bez nawożenia(K_1) - nawożona NPK (K_2) - nawożona obornikiem (K_3) (tab.41,42, rys.50-56), a także różnic gatunkowych roślin [Kabata-Pendias i in., 1993].

Odnotowane, wyższe zawartości metali ciężkich i baru w roślinach testowych (gorczyca, kukurydza) uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami, w porównaniu do ich zawartości w roślinach pozyskanych z gleby bez nawożenia (N_1), były skorelowane ze sposobem nawożenia, gatunkiem rośliny oraz rodzajem pierwiastka



Rysunek 50. Średnia zawartość ołowiu w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Tabela 41. Zawartość metali ciężkich i baru w gorczycy uprawianej na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie *wegetacyjne* – część B

Nr	Obiekty	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ba
		mg·kg ⁻¹						
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	1,8	35,3	2,3	0,71	3,2	5,0	41,4
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	1,8	37,4	2,4	0,95	3,3	5,3	44,3
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	1,9	40,0	2,4	0,66	4,0	6,0	45,2
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	1,7	59,5	4,6	0,38	6,8	8,6	49,9
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	1,6	70,4	6,4	0,44	7,5	10,5	49,0
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5 % osad)	1,6	88,8	7,6	0,40	8,6	11,6	52,5
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wetna)	1,4	91,2	6,6	0,44	9,3	11,5	59,6
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wetna)	1,7	96,9	8,5	0,45	9,9	11,9	64,9
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		1,8	37,6	2,4	0,46	3,5	5,4	43,6
Średnia dla gleb użyźnianych (10-14)		1,6	81,4	5,2	0,42	8,4	10,8	55,2

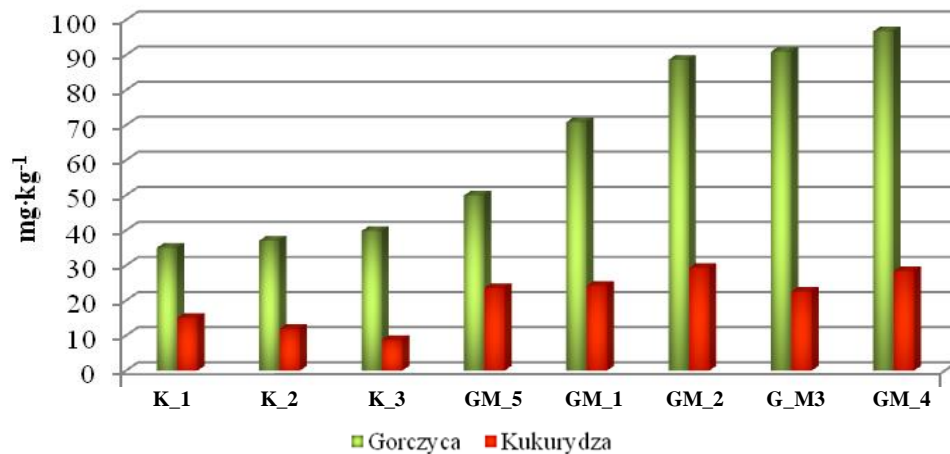
Tabela 42. Zawartość metali ciężkich i baru w kukurydzy uprawianej na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – *wegetacyjne doświadczenie wazonowe – część B*

Nr	Obiekty	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	Ba
		mg·kg ⁻¹						
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	10,5	15,4	1,7	0,06	2,4	3,7	15,5
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	13,4	12,2	1,5	0,07	3,2	4,2	18,7
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	10,9	10,8	1,4	0,08	2,8	3,7	14,8
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	15,8	23,8	2,7	0,14	4,4	5,7	13,4
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	15,6	24,5	3,8	0,13	4,8	6,5	14,8
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	16,5	29,6	4,7	0,13	5,9	7,5	15,7
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% węgla)	15,8	22,7	4,9	0,13	5,5	7,2	17,5
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% węgla)	16,4	28,7	5,6	0,16	6,7	7,9	17,9
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		11,6	12,8	1,5	0,07	2,8	3,9	16,3
Średnia dla gleb użyźnianych (10-14)		16,0	25,8	4,3	0,14	5,5	6,9	12,4

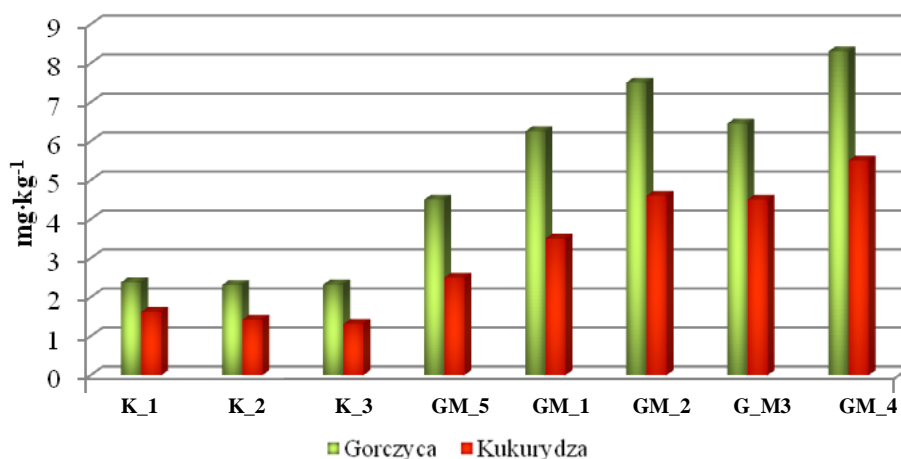
(tab.41,42, rys.50 - 56). Zawartość tych pierwiastków w roślinach pozyskanych z gleb nawożonych ocenianymi mieszaninami nie przekraczała poziomów dopuszczalnych [Kabata-Pendias i in., 1993].

W **gorczycy** uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, w porównaniu do ich zawartości w gorczycy uprawianej na glebie bez nawożenia (100%), ilustruje poniższe zestawienie (%):

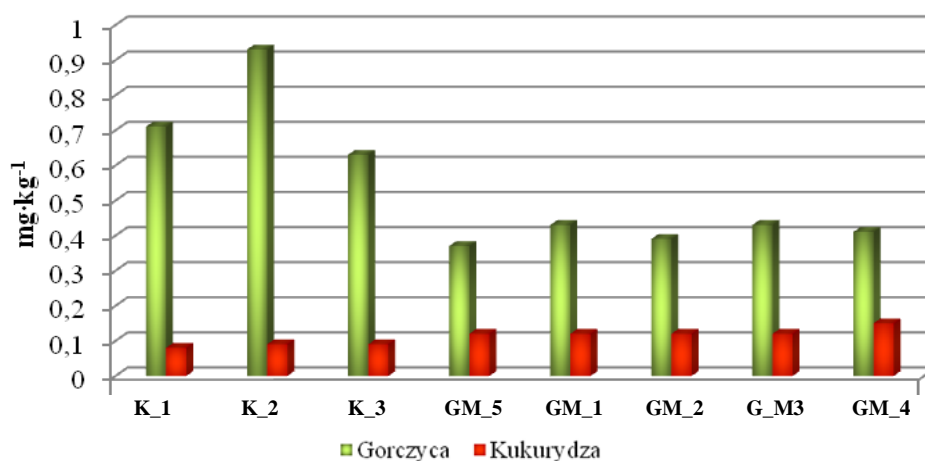
Zawartość pierwiastków w gorczycy uprawianej na glebie:						
Pierwiastek	bez nawożenia K_1	obiekту GM_5	obiekту GM_1	obiekту GM_2	obiekту GM_3	obiekту GM_4
Pb	100	94	94	88	76	94
Zn	100	142	201	252	258	275
Cu	100	188	262	312	271	346
Cd	100	51	59	54	59	57
Ni	100	209	239	274	290	316
Cr	100	167	204	231	219	231
Ba	100	118	116	125	142	154.



Rysunek 51. Średnia zawartość cynku w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29



Rysunek 52. Średnia zawartość miedzi w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

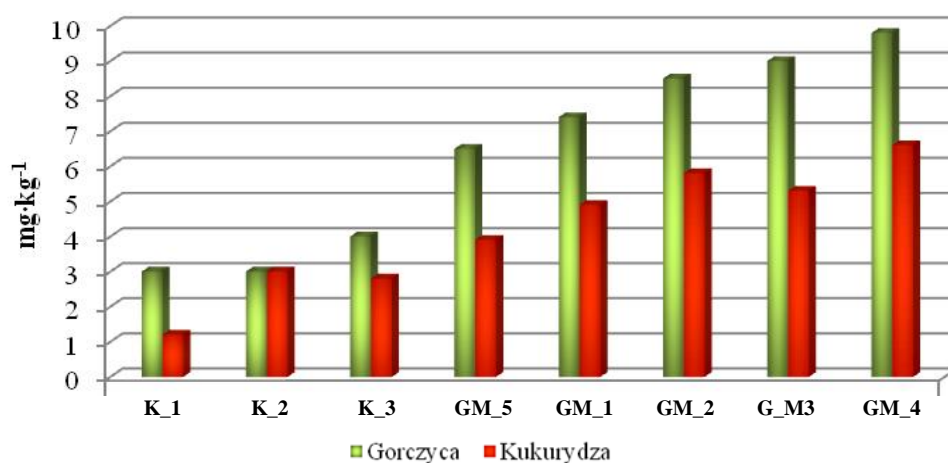


Rysunek 53. Średnia zawartość kadmu w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rysunku 29

Analiza ta pokazuje, że zawartość analizowanych pierwiastków w gorzycy uprawianej na glebie z dodatkiem odpadów wydobywczych oraz ocenianych mieszanin zależała od ich składu i rodzaju analizowanego pierwiastka.

Zastosowanie do gleby mieszanin 1 (obiekt GM_1) i 2 (obiekt GM_2) spowodowało, w porównaniu do biomasy gorzycy pozyskanej z gleby bez nawożenia (K_1), zwiększenie zawartości Zn, Cu, Ni, Cr, Ba, a zmniejszenie zawartości Pb i Cd. Zmiany zawartości analizowanych pierwiastków w gorzycy pod wpływem mieszanin 3 (obiekt GM_3) i 4 (obiekt GM_4) miały podobny kierunek, ale większe ich zawartości stwierdzono w gorzycy z wariantów z niższą dawką osadu, co wiązać należy z intensywnością procesu mineralizacji substancji organicznej w glebie w warunkach mniejszego jej udziału oraz wpływem wełny mineralnej.

Podkreślić należy, że notowane zwiększenia zawartości metali ciężkich i baru w biomase gorzycy uprawianej na glebie z dodatkiem odpadów wydobywczych oraz ocenianych mieszanin nie spowodowało przekroczenia poziomów dopuszczalnych, co nie pogorszyło jej jakości, a wręcz ją poprawiało, poprzez optymalizację zawartości pierwiastków będących w niedoborze, np. miedzi [Kabata-Pendias i in., 1993].



Rysunek 54. Średnia zawartość niklu w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

W gorzycy uprawianej na glebie z dodatkiem odpadów wydobywczych (obiekt GM_5) stwierdzono zwiększenie zawartości metali ciężkich i baru o (%), w stosunku do gleby nienawożonej: Zn - 42; Cu - 88; Ni - 109; Cr - 67; Ba - 18, a zmniejszenie zawartości Pb o 6 i Cd o 49%, co wskazuje, że na dostępność ocenianych pierwiastków miały wpływ głównie właściwości gleby (odczyn, właściwości sorpcyjne, zawartość

substancji organicznej), ukształtowane pod wpływem mieszanin na bazie odpadów, a w mniejszym zakresie ogólna ich zawartość w glebie i odpadach (tab.8).

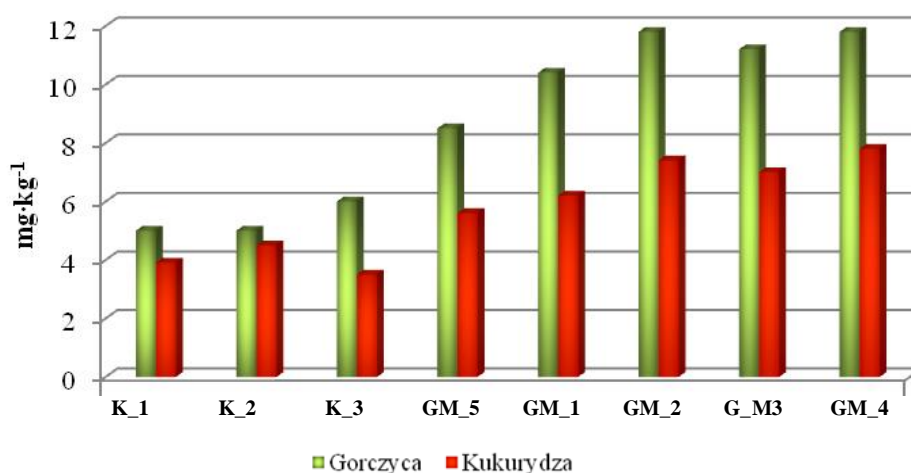
W gorczycy uprawianej na glebie z dodatkiem mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + 2,5% osadu; odpady wydobywcze + 5% osadu) oraz mieszanin 3 i 4 (mieszaniny 1 i 2 wzbogacone o wełnę mineralną), w porównaniu do biomasy tej rośliny uprawianej na glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi (GM_5), różnice w zawartości pierwiastków ilustruje poniższe zestawienie (%):

Zawartość pierwiastków w gorczycy uprawianej na glebie:					
Pierwiastek	obiekту GM_5	obiekту GM_1	obiekту GM_2	obiekту GM_3	obiekту GM_4
Pb	100	100	94	81	100
Zn	100	142	176	182	194
Cu	100	140	167	144	184
Cd	100	116	105	116	111
Ni	100	114	131	138	151
Cr	100	122	139	132	139
Ba	100	98	106	120	131

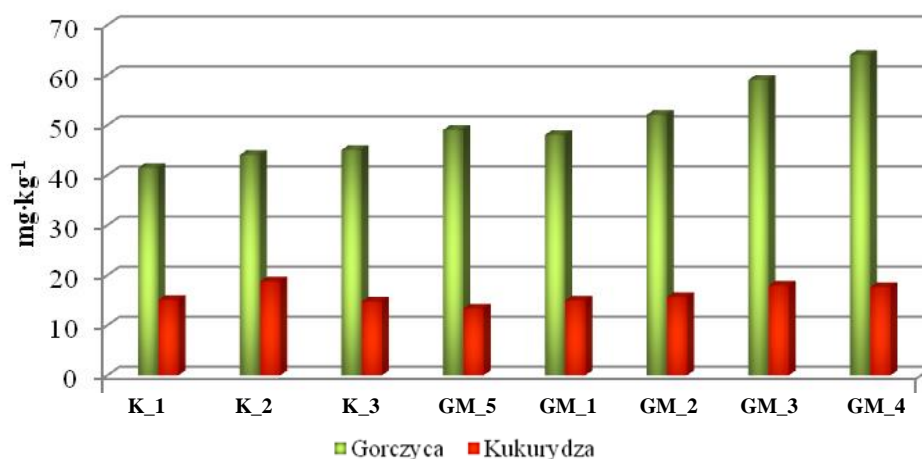
Analiza powyższych wyników wykazała, że zastosowanie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + 2,5% osadu (GM_1) oraz odpady wydobywcze + 5% osadu (GM_2) miało znaczący wpływ na zawartość metali ciężkich i baru w gorczycy. Proporcjonalnie do wielkości dawki osadu, zwiększyła się zawartość o (%): Zn 42-76; Cu 40-67; Ni 14-31; Cr 22-39, a zawartość Pb, Cd, Ba kształtowała się odpowiednio: 0-(-6) - (+16) - (+5) - (-2)-(+6). Zastosowanie do gleby mieszanin odpadów wydobywczych z osadem wzbogaconych o wełnę mineralną spowodowało, proporcjonalne do dawki osadu, zwiększenie zawartości o (%): Zn 82-94; Cu 44-84; Ni 38-51; Cr 32-39; Ba 20-31, a zmiany zawartości Pb i Cd: (-19)-(0) i (+16)-(+11), odpowiednio w roślinach z obiektu GM_3 i GM-4. Pokazuje to, że translokacja pierwiastków z gleby do gorczycy zależała od dawki osadu i udziału wełny mineralnej, co wiązać należy z poprawą właściwości gleby (odczyn, właściwości sorpcyjne, zawartość substancji organicznej i składników biogennych) pod wpływem odpadów wydobywczych i ocenianych mieszanin.

W **kukurydzy** uprawianej na glebie z dodatkiem mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + 2,5% osadu ściekowego; odpady wydobywcze + 5,0% osadu ściekowego) oraz mieszanin 3 i 4 (mieszaniny 1 i 2 wzbogacone o wełnę mineralną), zróżnicowanie zawartości pierwiastków, w porównaniu do ich zawartości w kukurydzy uprawianej na glebie bez nawożenia (K-1) przedstawia poniższe zestawienie (%):

Pierwiastek	Zawartość pierwiastków w kukurydzy uprawianej na					
	glebie bez nawożenia	glebie obiektu	glebie obiektu	glebie obiektu	glebie obiektu	glebie obiektu
	K_1	GM_5	GM_1	GM_2	GM_3	GM_4
Pb	100	153	151	160	154	158
Zn	100	154	158	191	147	185
Cu	100	156	219	288	281	344
Cd	100	171	171	171	171	214
Ni	100	169	213	252	230	287
Cr	100	147	163	195	184	205
Ba	100	88	99	103	119	117



Rysunek 55. Średnia zawartość chromu w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29



Rysunek 56. Średnia zawartość baru w roślinach uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami
Legenda jak na rys. 29

Zaprezentowane wyniki pokazują, że zasadniczy wpływ na zawartość analizowanych pierwiastków w kukurydzy (podobnie jak w gorzycy) uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin oraz odpadów wydobywczych, miał skład mieszanin i rodzaj pierwiastka.

W biomacie kukurydzy uprawianej na glebie do której wprowadzono mieszaniny z 2,5 i 5% udziałem osadu, w porównaniu do biomasy pozyskanej z gleby kontrolnej bez nawożenia, odnotowano zwiększenie, proporcjonalne do wielkości dawki osadu, zawartości Pb, Zn, Cu, Ni, Cr i Ba. Zmiany zawartości pierwiastków w kukurydzy uprawianej na glebie użyźnionej mieszaninami 3 i 4 (czyli o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną) miały podobny kierunek, ale większą intensywność akumulacji. Podkreślić również należy, że zwiększenie zawartości metali ciężkich i baru w biomacie kukurydzy (podobnie jak w gorczycy) pod wpływem ocenianych mieszanin nie spowodowało przekroczenia poziomów dopuszczalnych, a tym samym pogorszenia jakości pozyskanej biomasy, a wręcz ją poprawiało, poprzez optymalizację zawartości pierwiastków będących w niedoborze, np. Cu i Zn [Kabata-Pendias i i in., 1993].

W porównaniu do zawartości ocenianych pierwiastków w biomacie kukurydzy uprawianej na glebie kontrolnej (K_1), w kukurydzy uprawianej na glebie użyźnionej odpadami wydobywczymi w stosunku 1:1 (tj. z obiektu GM_5), stwierdzono zwiększenie zawartości o (%): Pb 53; Zn 54; Cu 56; Cd 71; Ni 69; Cr 47, a zmniejszenie zawartości Ba o 12%. Wskazuje to, że dostępność analizowanych pierwiastków dla kukurydzy była znacznie mniejsza niż dla gorczycy, co wynika z wpływu właściwości gleby (odczyn, właściwości sorpcyjne, zawartość substancji organicznej), a także różnic gatunkowych roślin wykorzystanych w badaniach [Kabata-Pendias i in., 1993].

W kukurydzy uprawianej na glebie z dodatkiem mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + 2,5% osadu; odpady wydobywcze + 5,0% osadu) oraz mieszanin 3 i 4 (o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną), zawartość pierwiastków, w porównaniu do zawartości w biomacie tej rośliny uprawianej na glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi ilustruje poniższe zestawienie wyników (%):

Zawartość pierwiastków w kukurydzy uprawianej na glebie:					
Pierwiastek	obiekту GM_5	obiekту GM_1	obiekту GM_2	obiekту GM_3	obiekту GM_4
Pb	100	99	104	101	103
Zn	100	103	124	96	120
Cu	100	140	184	180	220
Cd	100	100	100	100	125
Ni	100	126	149	136	169
Cr	100	111	132	125	139
Ba	100	112	117	135	132

W oparciu o powyższe zestawienie stwierdzono, że zastosowanie do gleby mieszanin odpady wydobywcze + osad ściekowy 2,5 i 5,0% wpłynęło na zwiększenie,

proporcjonalne do dawki osadu, zawartości pierwiastków w biomase kukurydzy o (%): Zn 3-24; Cu 40-84; Ni 26-49; Cr 11-32; Ba 12-17. Natomiast w kukurydzy uprawianej na glebie obiektów GM_3 i GM_4 stwierdzono zwiększenie zawartości poszczególnych pierwiastków o (%): Pb 1-3; Cu 80-120; Cd 0-25; Ni 36-69; Cr 25-39, oraz zróżnicowane zmiany zawartości Zn i Cd, odpowiednio: (-4)-(+20) i (0) - (+25).

Analiza zmian zawartości metali ciężkich i baru w gorczycy i kukurydzy, uprawianych na glebie użyźnionych ocenianymi mieszaninami, wskazuje, że translokacja pierwiastków z gleby do kukurydzy, w większym zakresie niż w przypadku gorczycy, zależała od udziału osadu i wełny mineralnej w składzie mieszaniny.

6.2.8.1. Wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich i baru w roślinach

Translokacja pierwiastków z gleby do roślin zależy nie tylko od ich bezwzględnej zawartości w glebie, ale również (często głównie) od jej właściwości podstawowych (odczyn, zdolności sorpcyjne, zawartość kationów zasadowych i substancji organicznej), a także specyfiki gatunków roślin oraz analizowanych pierwiastków [Kabata-Pendias i in., 1993], co potwierdziły uzyskane wyniki zaprezentowane jako **wskaźniki bioakumulacji** pierwiastków w gorczycy i kukurydzy (tab.43,44).

Kształtowanie się wartości wskaźników bioakumulacji metali ciężkich i baru w gorczycy (G) i kukurydzy (K) uprawianych na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, w porównaniu do roślin uprawianych na glebie bez nawożenia ilustruje poniższe zestawienie (%):

Obiekty:		K_1	GM_5	GM_1	GM_2	GM_3	GM_4
Pb	G	6,7	-2	-2,6	-2,8	-3,4	-2,8
	K	40	5,9	2,1	2,4	0,6	-0,5
Zn	G	151,9	1,2	25,1	45,4	81,1	48,1
	K	65,7	6,3	-5,5	-0,7	-8	-7
Cu	G	12,3	2,6	6,5	7,3	5,1	7,6
	K	8,2	0,1	2,2	3,8	3,9	5
Cd	G	218,2	-155,5	-151	-160	-152	-156,3
	K	21,2	-0,9	-2,4	-3,3	-2,7	1,2
Ni	G	57,4	-22,3	-22,8	-20,3	-16,3	-16,7
	K	42,6	-21,5	-19,7	-17,3	-18,4	-15,3
Cr	G	27,1	6,5	11	13,3	11,9	9,7
	K	20,2	1,9	2,5	5,1	4,2	4,1
Ba	G	102	-72,1	-72,9	-71,6	-66,8	-64,1
	K	37,1	-29	-28,1	-28	-26,4	-26,7

Tabela 43. Wskaźniki bioakumulacji Pb, Zn, Cu, Cd w gorzycy (G) i kukurydzy (K) uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Pb		Zn		Cu		Cd	
		%							
		G	K	G	K	G	K	G	K
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	7,0	41,0	149,6	65,3	11,7	9,6	208,0	17,6
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	7,1	52,5	161,9	52,8	9,8	6,1	306,5	22,5
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	7,2	41,1	166,7	45,0	10,2	6,0	200,0	24,2
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	4,9	45,2	180,3	68,2	14,9	7,7	63,3	23,3
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	4,3	42,2	174,3	66,4	19,0	10,2	67,7	20,0
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	4,1	42,3	196,5	75,9	19,8	12,1	57,9	18,8
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	3,6	40,6	228,5	58,3	17,6	12,5	65,6	19,4
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	4,1	39,8	200,2	69,6	20,4	13,6	65,2	18,8
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		7,1	31,2	159,4	54,4	7,2	7,2	238,1	21,4
Średnia dla gleb użyźnianych (10-14)		4,2	42,0	195,9	67,6	18,3	11,2	63,9	20,1

Tabela 44. Wskaźniki bioakumulacji Ni, Cr, Ba w gorzycy (G) i kukurydzy (K) uprawianych na glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami – wazonowe doświadczenie wegetacyjne – część B

Nr	Obiekty	Ni		Cr		Ba	
		%					
		G	K	G	K	G	K
1	K_1 Kontrola 1 (gleba bez nawożenia)	58,2	43,6	26,5	19,6	219,0	38,2
2	K_2 Kontrola 2 (gleba + NPK)	55,9	54,2	26,5	21,0	221,5	43,8
3	K_3 Kontrola 3 (gleba + obornik)	64,5	45,2	30,0	18,5	226,0	35,2
10	GM_5 (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze)	35,9	23,2	33,5	22,2	30,3	8,2
11	GM_1 (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad)	34,4	22,0	38,3	23,7	29,5	8,9
12	GM_2 (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad)	37,3	25,6	39,3	25,4	30,5	9,1
13	GM_3 (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna)	42,1	24,8	39,9	25,0	35,6	10,4
14	GM_4 (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)	40,4	27,3	36,8	24,4	38,2	10,3
Średnia dla gleb kontrolnych (1-3)		59,5	47,6	27,6	19,7	222,2	39,1
Średnia dla gleb użyźnianych (10-14)		38,0	24,5	37,5	24,1	32,8	9,4

Wyniki badań wykazały, że w gorczycy uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, wskaźniki bioakumulacji były większe dla: Zn, Cu, Cr, a mniejsze dla Pb, Cd, Ni i Ba, w porównaniu do gleby bez nawożenia, o wadliwych właściwościach (odczyn, właściwości sorpcyjne, zawartość substancji organicznej i kationów zasadowych).

W kukurydzy uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin wyższe wskaźniki bioakumulacji stwierdzono dla Pb, Cu, Cr, a mniejsze dla Zn, Cd i Ni.

Różnice pomiędzy wskaźnikami bioakumulacji (%) metali ciężkich i baru w roślinach uprawianych na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin, w porównaniu do bioakumulacji w roślinach uprawianych na glebie wzbogaconej odpadami wydobywczymi (1:1) ilustruje poniższe zestawienie:

Obiekty:		GM_5	GM_1	GM_2	GM_3	GM_4
Pb	G	4,7	-0,6	-0,8	-1,4	-0,8
	K	45,9	-3,8	-3,5	-5,3	-6,4
Zn	G	153,1	23,9	44,2	79,5	47
	K	72	-12	-7	-14,3	-13,3
Cu	G	14,9	3,9	4,7	2,5	5
	K	8,3	2,1	3,7	3,8	4,9
Cd	G	62,7	4,5	-4,5	3,5	-0,8
	K	20,3	-1,5	-2,4	-1,8	2,1
Ni	G	35,1	-0,5	2	6	5,6
	K	21,1	1,8	4,2	3,1	6,2
Cr	G	33,6	4,5	6,8	5,4	3,2
	K	22,1	0,6	3,2	2,3	2,2
Ba	G	29,9	-0,8	0,5	5,3	8
	K	8,1	0,9	1	2,6	2,3

Uzyskane wyniki badań wykazały, że w gorczycy uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin (obiekty GM_1 – GM_4), wskaźniki bioakumulacji, w porównaniu do bioakumulacji w biomase tej rośliny uprawianej na glebie z odpadami wydobywczymi (GM_5) były większe dla pierwiastków: Zn, Cu, Cr, a mniejsze Ni, Cr i Ba, a mniejsze dla Pb. W kukurydzy uprawianej na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin (obiekty GM_1 –GM_4) wyższe wskaźniki bioakumulacji stwierdzono dla Cu, Ni, Cr i Ba, a mniejsze dla Pb, Zn i Cd.

Podkreślić należy, że zakres zmian wskaźników bioakumulacji pierwiastków w roślinach uprawianych na glebie z dodatkiem ocenianych mieszanin był niewielki, co przy niskiej ich wartości w roślinach uprawianych na glebie obiektów porównawczych (gleba

bez nawożenia, gleba 1:1 z odpadami wydobywczymi) potwierdza, że oceniane mieszaniny nie pogorszyły biomasy roślin, a wręcz w odniesieniu do niektórych pierwiastków np. Cu, ją poprawiły.

6. PODSUMOWANIE I Dyskusja

Wzrost uprzemysłowienia gospodarek wschodzących i utrzymujący się wysoki poziom zużycia materiałów w krajach wysoko rozwiniętych sprawiły, że w ostatnich dziesięcioleciach obserwowany był bezprecedensowy wzrost popytu na surowce. Obecne tendencje wzrostu populacji i rozwoju gospodarczego wpływają na silne obciążenie zasobów naturalnych Ziemi i środowiska. Zwróciło to uwagę na kwestie związane z zasobooszczędnością, w tym z polityką gospodarowania odpadami i materiałami, czego efektem jest promowanie paradygmatu gospodarki obiegu zamkniętego (circular economy) [OECD, 2019].

Na potrzebę ponownego wykorzystania odpadów wyraźnie wskazywał Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego Regionów „W kierunku gospodarki obiegu zamkniętego: Europa zero-odpadowa” [KOM.UE, 2014]. W 2015 r. Wspólnota Europejska zatwierdziła plan działania „Gospodarka obiegu zamkniętego” [Bourguignon, 2016], w którym szczególny nacisk kładzie się na działania na rzecz zmniejszenia ilości wytwarzanych odpadów, ponownego ich wykorzystania w procesach produkcyjnych oraz odzysk energii i materiałów z odpadów. Plan ten ma powiązania z innymi europejskimi programami na rzecz bardziej wydajnego i oszczędnego zarządzania zasobami naturalnymi. Do programów tych można zaliczyć programy takie jak: Europejski Zielony Ład [KOM.UE, 2019], plan działania na rzecz zasobooszczędnej Europy [KOM.UE, 2011], strategia UE w zakresie różnorodności biologicznej [KOM.UE.2022], strategia tematyczna UE dotycząca gleby [KOM.UE, 2012] oraz plany strategiczne WPR [KE, 2021].

Działania te mają na celu osiągnięcie neutralności klimatycznej UE do 2050 r. [Montanarella i Panagos, 2021], w tym poprzez działania na rzecz ochrony gleb.

Cook i in. [2011] szacują, że degradacja gleby obejmuje około 15% powierzchni gleb kuli ziemskiej, a tempo dewastacji gleb na terenach podatnych na erozję w Unii Europejskiej (rolne, leśne i półnaturalne) wynosi około 2,46 t ha⁻¹ rok⁻¹, co daje łączną stratę 970 mln ton gleby rocznie [Panagos i Borrelli, 2017]. Jak wskazują Montanarella i Panagos [2021], uzyskanie neutralności degradacji gruntów do 2030 r. jest warunkiem niezbędnym osiągnięcia neutralności klimatycznej Europy do 2050.

Komisja Europejska wskazuje na 3 podstawowe działania na rzecz ochrony gleb: ograniczenie przeznaczania gleb na cele nierolnicze i nieleśne, zwiększenie potencjału produkcyjnego gleb słabej jakości oraz rekultywację gleb degradowanych i zdewastowanych [Fabbri i in., 2021]. Działania te, w odniesieniu do gleb słabej jakości, mogą obejmować ich wzbogacenie w substancję organiczną i składniki pokarmowe roślin. Na glebach zdegradowanych, a szczególnie zdewastowanych, często niezbędne jest odtworzenie gleby (konstruowany technosol) lub pokrycie znacznych powierzchni materiałem spełniającym wymagania podłoża glebowego [Fabbri i in., 2021], a badania wskazują, że do tych działań można wykorzystać odpady [Lal, 2015; Łabętowicz i in., 2020; Weiler i in., 2020].

W opublikowanym w 2019 roku rozporządzeniu dotyczącym nawozów Komisja Europejska wskazuje, że ochrona surowców pierwotnych powinna obejmować wprowadzenie surowców wtórnych do produkcji nawozów w UE. Ma to umożliwić wprowadzenie do obrotu, nawozów i środków wspomagających uprawę roślin, pochodzących z recyklingu (kompost, poferment, biowęgiel, nawozy organiczno-mineralne i mineralne) [Chojnacka i in., 2020]. Ilość odpadów zagospodarowanych na cele przyrodnicze można też zwiększyć wykorzystując odpady do wytwarzania podłoży glebowych lub formowania technosoli na terenach zdegradowanych [Doley i Audet, 2014; Watkinson i in., 2016]

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące oceny przydatności karbońskich odpadów wydobywczych jako mineralnego komponentu mieszanek, które mogłyby znaleźć zastosowanie w rekultywacji gleb jako podłoże glebowe lub środek wspomagający uprawę roślin na glebach słabej jakości.

Karbońskie odpady wydobywcze zastosowane w niniejszych badaniach, wytworzone w kopalni Lubelskiego Zagłębia Węglowego, charakteryzowały się odczynem obojętnym (pH w KCl=7,2), bardzo korzystnymi właściwościami sorpcyjnymi, bardzo niską zasobnością przyswajalnych form fosforu, a bardzo wysoką zawartością form przyswajalnych magnezu i potasu. Całkowite zawartości metali ciężkich mieściły się w zakresie zawartości typowych dla gleb niezanieczyszczonych. Właściwości tych odpadów mieściły się w zakresach typowych dla odpadów powęglowych z polskich kopalń [Szopka i in., 2010; Bzowski i Dawidowski, 2013; Klatka i in., 2017; Czop i in., 2019]. Podłoże karbońskich odpadów wydobywczych spełnia minimalne wymagania dla rozwoju szaty roślinnej. Patrzałek i Nowińska [2013], w oparciu o przegląd literatury, donoszą, że na hałdach odpadów pogórnich z kopalń węgla kamiennego rozwijała się zarówno

roślinność samowkraczająca, jak i wprowadzana w ramach rekultywacji biologicznej. Badania Patrzalek [2001; 2010] wykazały, że mimo iż na terenach tych notuje się inicjację procesów glebotwórczych to powstające siedliska są ubogie i nie zaspokajają w wystarczającym stopniu wymagań pokarmowych roślin.

Biorąc pod uwagę właściwości wykorzystanych w badaniach karbońskich odpadów wydobywczych i doniesienia naukowe [Firpo i in., 2021] wskazujące na konieczność wzbogacenia odpadowych materiałów mineralnych przeznaczanych na podłoża glebowe w związki organiczne, do komponowanych mieszanek zastosowano komunalne osady ściekowe. Wyniki licznych badań potwierdziły, że osady ściekowe wykorzystane do nawożenia i rekultywacji gleb są źródłem składników odżywczych (N, P, drugorzędnych składników pokarmowych i mikropierwiastków) dla roślin, poprawiają właściwości fizyczne i fizykochemiczne gleby oraz zwiększają zawartość materii organicznej [Jakubus, 2006; Malczewska, 2008; Diacono i Montumero, 2010; Kijko-Kleczkowska i in., 2012]. Skład mieszanek rozszerzono również o odpadową wełnę mineralną z upraw pod osłonami kierując się wynikami badań, które wskazywały na jej przydatność do kształtowania właściwości gleb [Baran i in., 2006; Baran i in., 2010; Gilewska, 2006; Gilewska i Otręba, 2004], w tym do zwiększenia efektów nawozowych komunalnych osadów ściekowych wykorzystywanych do rekultywacji gleb zdegradowanych na terenie oddziaływania otworowej kopalni siarki w Jeziorku [Baran i in., 2006; Baran i in., 2008a; Baran i in., 2008b; Baran i in., 2008c; Baran i in., 2009; Baran i in., 2010; Baran i in., 2012; Baran i in., 2015; Żukowska i in., 2012; Żukowska i in., 2014; Myszura i in., 2015].

Właściwości i potencjał plonotwórczy ocenianych podłoży

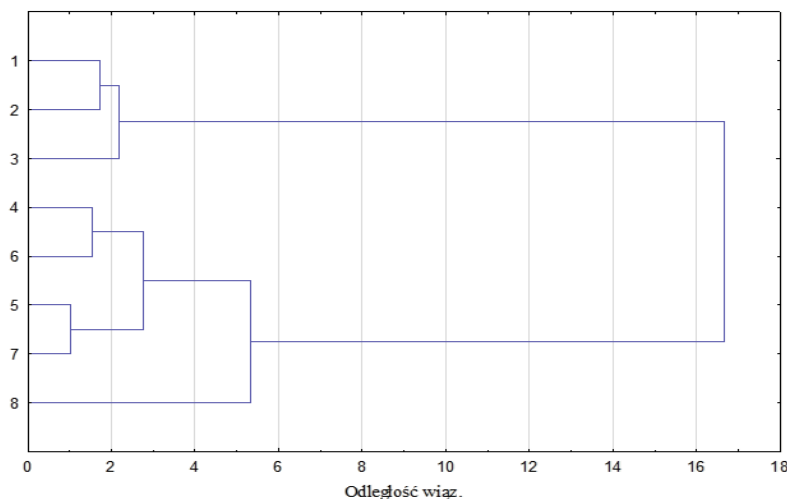
Ocena właściwości mieszanin karbońskich odpadów wydobywczych z komunalnym osadem ściekowym i odpadową wełną mineralną z upraw pod osłonami wykazała, że jakość podłoża glebowego była ściśle związana z udziałem osadu ściekowego w mieszaninach oraz modyfikowana była przez dodatek wełny mineralnej.

W porównaniu do gleby obiektów kontrolnych, którymi była zdegradowana gleba antropogeniczna, podłoża charakteryzowały się bardzo korzystnym odczynem. Podłoże glebowe składające się tylko z odpadów wydobywczych (P_5), przed wprowadzeniem roślin, charakteryzowało się odczynem zasadowym (pH w KCl=7,2). Uzupełnienie składu podłoży o osad ściekowy nieznacznie obniżyło pH w KCl, o około 0,3 i 0,5 jednostki, odpowiednio przy 2,5 i 5 % udziale osadu w podłożu. W podłożach dodatkowo uzupełnionych wełną mineralną zmniejszenie pH, w odniesieniu do podłoża P_5 było

nieco mniejsze. Odnotowane zmiany odczynu wynikają z efektu „rozcieńczenia”, ponieważ osad ściekowy miał niższe pH niż odpady wydobywcze. Podobny zakres obniżenia pH odnotowano dla kompozytów odpadów wydobywczych z poszukiwań gazu łupkowego wzbogaconych osadem ściekowym [Żukowska i in., 2016; Kujawska i Pawłowska, 2020]. Ponadto w literaturze spotyka się dane wskazujące na zwiększenie kwasowości gleb piaszczystych pod wpływem osadów ściekowych [Iżewska, 2007; Gondek, 2009; Stańczyk-Mazanek i in, 2013]. Artico i in. [2020] wskazują, że materia organiczna obecna w osadach ściekowych dostarcza protony H^+ , które mają tendencję do zakwaszania gleby.

W ocenianym okresie stwierdzono nieznaczne obniżenie pH ocenianych podłoży. Wiązać to można z rozpoczęciem procesu wietrzenia odpadów wydobywczych. Patrzalek i Nowińska [2013] wskazują, że wraz z upływem czasu karbońskie odpady wydobywcze ulegają zakwaszeniu w wyniku procesu wietrzenia pirytu przy jednoczesnym słabym zbuforowaniu powstających produktów wietrzenia.

Istotnie korzystniej, w porównaniu do gleby antropogenicznej, kształtowały się właściwości sorpcyjne ocenianych podłoży, co przejawiało się mniejszą kwasowością hydrolityczną, większą zawartością kationów zasadowych i pojemnością sorpcyjną. Różnice właściwości sorpcyjnych ocenianych podłoży potwierdziła analiza skupień (rys. 57).



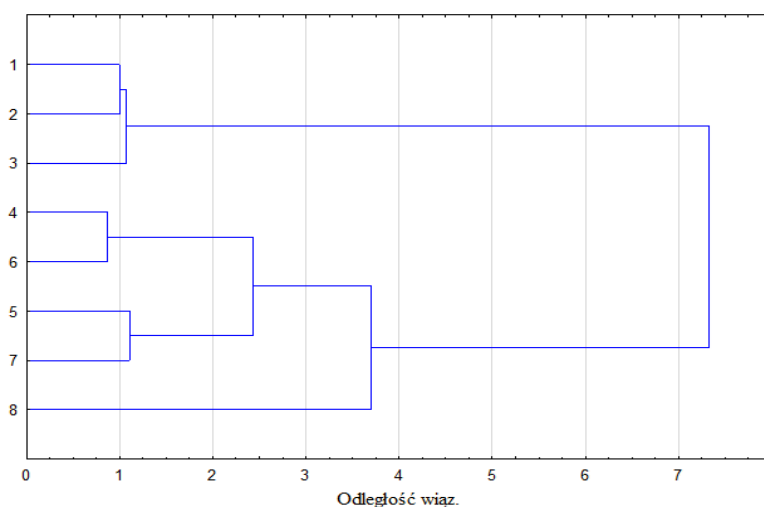
Rysunek 57. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień właściwości sorpcyjnych

Legenda: 1 - K₁ – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), 2 - K₂ – Kontrola 2 (gleba + NPK), 3 - K₃ - Kontrola 3 (gleba + obornik, 4 - P₁ – Podłoże 1 (97,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy), 5 - P₂ – Podłoże 2 (95% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy), 6 - P₃ – Podłoże 3 (96,5% karbońskie odpady wydobywcze + 2,5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), 7 - P₄ – Podłoże 4 (94% karbońskie odpady wydobywcze + 5% osad ściekowy + 1% wełna mineralna), 8 - P₅ – Podłoże 5 (100% karbońskie odpady wydobywcze)

Pojemność sorpcyjna podłoża z odpadów wydobywczych 100% (P_5) była o 93% większa niż gleby bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem, większa odpowiednio o 91 i 76%. Uzupełnienie składu podłoża o osad ściekowy wpłynęło na zwiększenie ich pojemności sorpcyjnej, istotne przy 5% dodatku osadu. Dalsze, nieistotne zwiększenie pojemności sorpcyjnej odnotowano w podłożach po uzupełnieniu ich składu o odpadową wełnę mineralną.

Istotnie większa, w porównaniu do gleb obiektów kontrolnych, pojemność sorpcyjna podłoża z karbońskich odpadów wydobywczych (P_5) wynikała z bardzo wysokiej zawartości wymiennych kationów zasadowych. Zawartości wymiennych kationów zasadowych w tym podłożu kształtowała się następująco: Ca ($6,28 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) > Mg ($2,84 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) > Na ($1,89 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) > K ($0,84 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$).

Rozszerzenie składu podłoża (mieszanin) o osad ściekowy wpłynęło na dalsze, proporcjonalne do dawki osadu zwiększenie sumy kationów zasadowych. W mieszaninach tych odnotowano większe zawartości wymiennego Ca, Mg i Na, istotne przy 5% udziale osadu i mniejszą zawartość wymiennego K. Dodatek wełny do podłoża wpłynął na dalsze zwiększenie zawartości wymiennych kationów zasadowych.



Rysunek 58. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości wymiennych kationów zasadowych
Legenda jak na rys. 57

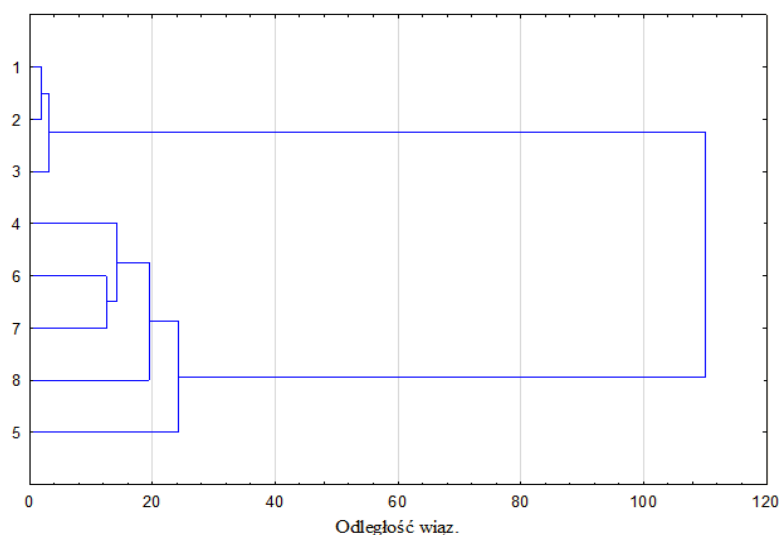
Różnice zawartości zasadowych kationów wymiennych pomiędzy ocenianymi podłożami potwierdziła analiza skupień (rys. 58). Zaobserwowane zwiększenie zawartości kationów zasadowych w ocenianych podłożach można tłumaczyć wprowadzeniem kationów zasadowych wraz z osadem ściekowym oraz wpływem wełny mineralnej na tempo i kierunek przemian w podłożu. Wyniki badań właściwości konstruowanych

technosoli z odpadów wydobywczych wskazują, że dodatek materiałów zasobnych w substancję organiczną wpływa na zwiększenie zawartości kationów zasadowych [Kujawska i Pawłowska, 2020; Ruitz i in., 2020; Kacprzak i in., 2022]. Patrzalek i Nowińska [2013] podają, że zawartość kationów zasadowych w karbońskich odpadach wydobywczych jest mniejsza, niż wskazywałaby na to zawartość węgla organicznego oraz, że zwiększa się wraz ze „starzeniem” się odpadów, co wyjaśnia zaobserwowane w badaniach własnych zwiększenie zawartości kationów zasadowych w odpadach wydobywczych w kolejnych terminach badań.

Ważnym składnikiem podłoży glebowych jest substancja organiczna, co wynika z ważnych i licznych jej funkcji. W glebach/podłożach mineralnych substancja organiczna reguluje właściwości chemiczne, fizykochemiczne, biologiczne i fizyczne [Żukowska, 2013; Fabbri i in., 2021; Kacprzak i in. 2022].

Zawartość węgla organicznego w podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) wynosiła $61,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i była istotnie (7,9-krotnie) większa niż w glebie bez nawożenia. Ocena zawartości węgla organicznego w podłożach, którymi były mieszaniny odpadów, wykazała, że osad ściekowy i wełna mineralna mogą być wykorzystane do kształtowania (zwiększenia zawartości) substancji organicznej w podłożach na bazie odpadów wydobywczych. Skumulowana analiza skupień (zawartość Corg. i Nog) potwierdziła istotne różnice pomiędzy ocenianymi podłożami (rys. 59).

Wprowadzenie do podłoży osadu ściekowego wpłynęło na proporcjonalne do wielkości jego udziału, zwiększenie zawartości węgla organicznego odpowiednio o 14% i 32% przy 2,5% (P_1) i 5% (P_2) udziale osadu. Weiler i in. [2018] oceniając substrat glebopodobny otrzymany z odpadów węglowych z dodatkiem osadu ściekowego, wykazali, że istotne zwiększenie zawartości węgla organicznego uzyskuje się przy 5% dodatku osadu ściekowego. Ponadto uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach innych autorów, którzy wskazują, że dodatek bioodpadów do podłoży z odpadów mineralnych korzystnie wpływa na zawartość węgla organicznego, a efektem pośrednim jest poprawa właściwości fizykochemicznych [Grosbellt i in., 2011; Lal, 2015; Moreno-Barriga i in., 2017]. Gigliotti i in [2002] w badaniach rozwoju technosolu na składowisku odpadów pogórnich, wskazują, że dodatek bioodpadów do podłoża jest niezbędny, ponieważ substancja organiczna bioodpadów zawierają znaczny udział aktywnych frakcji węgla, co wpływa na przyspieszenie włączenia C z odpadów powęglowych, który jest nieaktywny, w cykl przemian charakterystycznych dla procesów glebotwórczych i kształtowanie się poziomu próchnicznego.



Rysunek 59. Ocena podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego
Legenda jak na rys. 57

W podłożach karbońskich odpadów wydobywczych z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego i z 1% dodatkiem odpadowej wełny mineralnej zawartość węgla organicznego była większa niż w podłożu odpadów wydobywczych (P_5), odpowiednio o 11% (P_3) i 19% (P_4), lecz była to zawartość mniejsza niż mieszankach odpadów wydobywczych tylko z dodatkiem osadu ściekowego. Wełnę mineralną wprowadzono w celu rozluźnienia podłoża i optymalizacji właściwości wodno-powietrznych. Dodatek wełny rozluźnił podłoże i w efekcie większego dostępu tlenu intensywniej przebiegały procesy mineralizacji substancji organicznej wprowadzonej z osadem ściekowym. Podobną zależność uzyskali Firpo i in. [2021], którzy jako materiał strukturalny w podłożach odpadów węgla kamiennego i osadu ściekowego zastosowali łuski ryżu oraz autorzy badań dotyczących kształtowania właściwości „sztucznej gleby” z odpadów wiertniczych, osadu ściekowego i odpadowej wełny mineralnej [Żukowska i in., 2016, Kujawska i Pawłowska, 2020].

Azot jest składnikiem niezbędnym do wzrostu roślin, szczególnie wprowadzanych na tereny rekultywowane [Firpo i in., 2021]. Zawartość Nog w podłożu P_5, z karbońskich odpadów wydobywczych (100%), wynosiła 2,26 g·kg⁻¹ i była istotnie większa w porównaniu do jego zawartości w glebie obiektów kontrolnych. Jednak azot obecny w odpadach powęglowych występuje w formach niedostępnych dla roślin [Patrzalek i Nowińska, 2013; Weiler i in., 2018].

Osad ściekowy wprowadzony do odpadów powęglowych, wpłynął na istotne zwiększenie zawartości azotu w ocenianych podłożach. Obserwowane zwiększenie zawartości Nog było proporcjonalne do udziału osadu w podłożu. Uzyskany w badaniach własnych zakres zwiększenia zawartości azotu w ocenianych podłożach na bazie karbońskich odpadów wydobywczych pod wpływem osadu ściekowego był podobny jak w przypadku wprowadzania osadów ściekowych do gleb zdewastowanych [Baran i in., 2012; Daniels i in., 2010]. Uzupełnienie składu podłoży o odpadową wełnę mineralną nieistotnie zmniejszyło zawartość Nog w porównaniu do jego zawartości w mieszaninach tylko z dodatkiem osadu, ale zawartość ta była nadal istotnie większa niż w glebie obiektów kontrolnych i w podłożu z odpadów powęglowych. Podobną zawartość azotu ogólnego w swoich badaniach uzyskali Firpo i in. [2021] oraz Filho [2020] i wykazali, że w glebopodobnym substracie z odpadów powęglowych z dodatkiem bioodpadów zawartość Nog kształtowała się poziomie zawartości wystarczających do wzrostu i rozwoju roślin. Ponadto Firpo i in. [2021] również zaobserwowali zmniejszenie zawartości Nog w tych podłożach po dodaniu łusek ryżowych jako materiału strukturotwórczego.

Stosunek C:N w podłożu 100% odpadów wydobywczych (P_5) był bardzo szeroki, na początku doświadczenia wynosił 29,02 a po dwóch sezonach wegetacyjnych zmniejszył się do 22,82. Szeroki stosunek C:N w odpadach wydobywczych był w niewielkim zakresie modyfikowany przez osad ściekowy i wełnę mineralną. Podczas kontynuacji badań, szczególnie w warunkach polowych, należy zwrócić uwagę na ten parametr. W literaturze spotykany jest pogląd, że wprowadzenie do podłoża mineralnego wysokoenergetycznych związków organicznych z bioodpadami może stymulować aktywność mikrobiologiczną, co zwiększy intensywność mineralizacji substancji organicznej, w tym rodzimej. Zjawisko to określa się mianem „torowania” [Li i in., 2019]. Głównym mechanizmem odpowiedzialnym za wywołanie tego efektu jest dostępność azotu. Według tej hipotezy duża ilość łatwo dostępnego C dla mikroorganizmów przy niedoborze N stymuluje ich aktywność w wyniku czego intensyfikują one rozkład substancji organicznej w celu uzyskania dostępu do azotu.

Czynnikiem ograniczającym lub wręcz uniemożliwiającym wzrost i rozwój roślin jest zasolenie gleby/podłoża. Uzyskane w badaniach własnych wartości przewodności elektrycznej właściwej, która jest miarą zasolenia [Mocek, 2015], wykazały, że w podłożu z karbońskich odpadów wydobywczych wahały się one w zakresie od 0,65 mS/cm, w pierwszym terminie badań, do 0,55 mS/cm, na zakończenie badań. Badania zasolenia odpadów pogórnich z polskich zagłębi węglowych wskazują, że ich przewodność

elektryczna właściwa waha się w szerokich granicach od 0,35 do ponad 2 mS/cm [Klatka i in., 2017].

Średnia, w ocenianym okresie, wartość przewodności elektrycznej właściwej podłoża P_5 (odpadów wydobywczych 100%) była ponad 6-krotnie większa niż w glebie nienawozonej i około 5,5-krotnie większa w porównaniu do gleb nawożonych NPK i obornikiem. Według klasyfikacji Jacksona [FAO, 2006] wartości przewodności elektrycznej mieściły się w przedziale dla gleb niezasolonych. Podłoża P_1 P_2, z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego oraz dodatkowo wzbogacone węglą mineralną (P_3 i P_4) charakteryzowały się większym zasoleniem, w porównaniu do podłoża odpadów wydobywczych. Jednak odnotowane wartości również kwalifikowały te podłoża do kategorii niezasolonych. W oparciu o uzyskane wyniki można wnioskować, że zasolenie podłoży o testowanym składzie nie będzie powodowało zaburzeń wzrostu i rozwoju roślin. Obserwowane zmniejszanie zasolenia w kolejnych terminach badań jest zgodne z obserwowanymi zmianami tej wartości w rekultywowanych składowiskach skały płonnej i technosolach konstruowanych z odpadów węgla kamiennego i bioodpadów [Fabbri i in., 2021; Klatka i in., 2017].

Kluczowe znaczenie dla wartości podłoży konstruowanych z odpadów ma ich zasobność w składniki nawozowe, szczególnie przyswajalne formy fosforu, potasu i magnezu. Dostępność tych składników odpowiada za prawidłowy wzrost i rozwój roślin [Mocek i in., 2015].

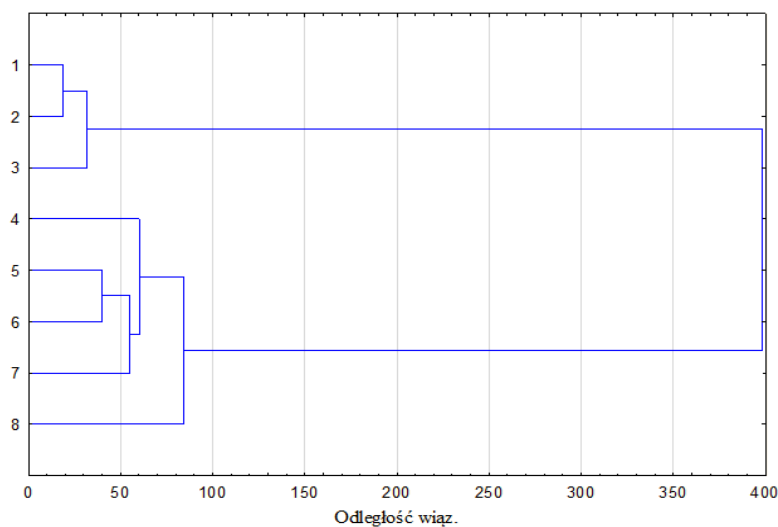
Zawartość fosforu przyswajalnego w podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) była bardzo niska i wynosiła, średnio w ocenianym okresie, $1,50 \text{ mg kg}^{-1}$. Podobne zawartości fosforu przyswajalnego dla roślin stwierdza się dla gleb rozwijających na składowiska odpadów pogórnicych [Patrzalek, 2010]. Mimo, że odpady węglowe są zasobne w fosfor, to występuje on w połączeniach niedostępnych dla roślin i jak wykazali Chen i in. [1998] brak fosforu dostępnego dla roślin jest poważnym czynnikiem ograniczającym żyzność rekultywowanych terenów składowania odpadów węglowych. Podają również, że skutecznym sposobem rekultywacji tych terenów jest uzupełnienie niedoborów fosforu dostępnego dla roślin przez nawożenie mineralne fosforowe lub wprowadzenie materiałów organicznych zasobnych w fosfor. Wyniki badań własnych wykazały, że dodatek osadów ściekowych do odpadów wydobywczych skutecznie zwiększył zawartość fosforu przyswajalnego w ocenianych podłożach. Rosnący udział osadu ściekowego (2,5-5,0%) w podłożach zwiększył istotnie zawartość P-przyswajalnego, w porównaniu do jego zawartości w odpadach wydobywczych, odpowiednio 9,6 i 26-

krotnie, a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną ok. 17,7 i 22,8 krotnie. Pomijając mieszaniny P_1 (z 2,5% udziałem osadu) i P_3 (2,5 % udział osadu z dodatkiem wełny mineralnej), zawartość fosforu przyswajalnego w pozostałych podłożach był większa niż w glebach obiektów kontrolnych. Badania innych autorów wskazują, że w podłożach i technosolach konstruowanych z odpadów wydobywczych można skutecznie zwiększyć zawartość przyswajalnego fosforu przez dodatek materiałów organicznych zasobnych w ten składnik, takich jak osad ściekowy [Firpo i in., 2021], kompost z odpadów komunalnych [Filho i in., 2020], biowęgiel lub poferment [Fabbri i in., 2021].

Podłoże P_5 - 100% odpadów wydobywczych, charakteryzowało się bardzo wysoką zasobnością w potas przyswajalny, średnia jego zawartość w tym podłożu wynosiła 180,7 mg·kg⁻¹, i była 5,6-krotnie większa w porównaniu zawartości K-przyswajalnego w glebie bez nawożenia, a porównaniu do gleby nawożonej NPK oraz obornikiem, większa odpowiednio 5,0 i 4,4-krotnie. Stwierdzona zawartość K-przyswajalnego była większa od notowanych jego zawartości w glebach rozwijających się na składowiska odpadów powęglowych [Patrzalek, 2010]. Rosnący udział osadu ściekowego w podłożach (2,5 i 5,0%) zmniejszył, ale nieistotnie zawartość K-przyswajalnego odpowiednio o 24% (w podłożu P_1) i 14%, (w podłożu P_2), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 10% (w podłożu P_3) i 5% (w podłożu P_4). Podobne tendencje zmniejszenia zawartości przyswajalnej formy potasu obserwowano w kompozytach odpadów wiertniczych wzbogaconych osadem ściekowym [Kujawska i Pawłowska, 2020].

Zawartość Mg-przyswajalnego w podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) wynosiła 194,9 mg·kg⁻¹, co wskazuje na bardzo wysoką zasobność [Zalecenia nawozowe, 1990]. W porównaniu do gleby bez nawożenia była ona większa 10,2-krotnie, a nawożonej NPK oraz obornikiem, większa odpowiednio 8,3 i 5,2-krotnie. W podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowym (2,5 i 5,0%) stwierdzono, w porównaniu, w porównaniu do podłoża P_5, zwiększenie zawartość Mg-przyswajalnego odpowiednio o 5,2% (P_1) i 5,9% (P_2), a we współdziałaniu osadu z wełną mineralną o 2,6% (P_3) i 2,5% (P_4).

Podsumowując zasobność podłoża z karbońskich odpadów wydobywczych (100%) w przyswajalne formy P, K i Mg należy stwierdzić, że odpady wydobywcze charakteryzowały się istotnie większą zasobnością w przyswajalne formy potasu i magnezu niż gleby obiektów kontrolnych. Osad ściekowy i odpadowa wełna mineralna, zwiększały zasobność mieszanin w przyswajalny fosfor i magnez.



Rysunek 60. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości przyswajalnych form P, K i Mg
Legenda jak na rys. 57

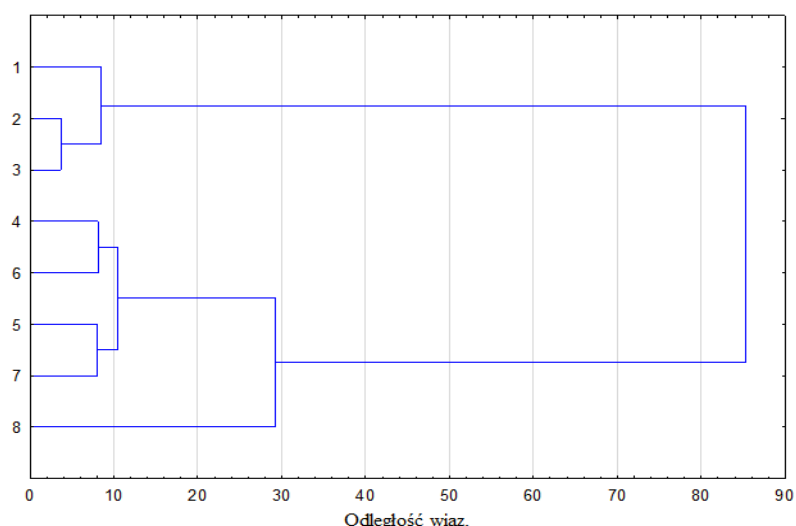
Wyniki analizy skupień (rys.60) wskazują, że zasobność w przyswajalne formy P, K i Mg najkorzystniej kształtowała się w mieszankach odpady wydobywcze + 5% osadu ściekowego + wełna mineralna, odpady wydobywcze + osad 5% i odpady wydobywcze + osad 2,5% + wełna mineralna.

W większości ocenianych obiektów odnotowano zmniejszanie się zawartości składników przyswajalnych w kolejnych terminach badań, co wiązać należy z ich pobraniem przez rośliny.

W warunkach stosowania odpadów na cele przyrodnicze szczególnie ważne jest zapewnienie bezpieczeństwa. Biorąc pod uwagę obowiązujące przepisy prawne, przyrodnicze zagospodarowanie odpadów powinna poprzedzić dokładna ocena zawartości metali ciężkich, ponieważ na jej podstawie kwalifikuje się odpady do wykorzystania na cele środowiskowe i ustala bezpieczną dawkę w jakiej będą stosowane [Singh i in., 2004; Łabętowicz i in., 2020]. Szczególne zagrożenie ze strony metali ciężkich związane jest z ich zdolnością do bioakumulacji, ponadto mogą one przemieszczać się z gleby do kolejnych ogniw łańcucha pokarmowego [Correia i in., 2020]. W glebach o podwyższonej koncentracji metali ciężkich obserwuje się pogorszenie właściwości biologicznych, zakłócenia w cyklach przemian podstawowych składników oraz zmniejszenie plonowania roślin, ponadto istnieje potencjalne ryzyko przemieszczania się metali ciężkich, a w efekcie zanieczyszczenia wód i roślin [Weissmannová i Pavlovský, 2017].

Całkowita zawartość analizowanych metali ciężkich w glebie obiektów kontrolnych i ocenianych podłożach nie przekraczała poziomów referencyjnych [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395; Kabata-Pendias i in. 1993]. Wyniki badań własnych wykazały, że skład podłoży oraz właściwości analizowanych pierwiastków znacząco różnicowały zawartość metali ciężkich.

W porównaniu do gleby obiektu kontrolnego K_1 (gleba nienawożona), w podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%) zawartość ocenianych metali ciężkich była większa: Pb o 71%, Zn o 81%, Cu o 117%, Cd o 194%, Cr o 58%, Ni o 500%, a Hg o 7%. Pietrzykowski i in. [2014] oceniając zawartość metali ciężkich w podłożu na składowisku odpadów pogórnicznych uzyskali zbliżone zawartości. Na podstawie skumulowanej analizy wykazali, że odnotowane stężenia mikroskładników w podłożach/glebach rozwijających się na urobkach kopalnianych nie stanowią bezpośredniego zagrożenia dla środowiska. Uzyskane wyniki własne wskazują na znacząco większe, w porównaniu do gleb kontrolnych zawartości niklu i kadmu.



Rysunek 61. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości metali ciężkich
Legenda jak na rys. 57

W podłożach P-1 i P_2 (z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego) odnotowano zwiększenie zawartości Pb, Zn, Cr, Ni, Hg, Cu w porównaniu do ich zawartości w podłożu odpadów powęglowych. Odnotowane zwiększenie było rzędu 2-32%. Uzupełnienie składu podłoży o węglę mineralną wpłynęło na zwiększenie zawartości Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Hg w zakresie 4-36%. Należy podkreślić, że w ocenianych podłożach nie odnotowano przekroczenia poziomów referencyjnych zawartości metali ciężkich [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395]. Wyniki analizy skupień (rys. 61) wskazują, że na zmianę zawartości

metali ciężkich w podłożach wpływ miał osad ściekowy i jego dawka. Zaobserwowane zależności znajdują potwierdzenie w badaniach innych autorów [Ascota i in., 2003; Aggelides i Londra, 2000; Chen i in., 2008; Czekąła i in., 2012, Kujawska i Pawłowska 2020; Żukowska i in., 2016].

W ocenianym okresie badań zawartość analizowanych metali ciężkich we wszystkich podłożach zmniejszyła się, co znajduje potwierdzenie w badaniach Kwiatkowskiego [2016].

W podłożu P_5 (odpady wydobywcze 100%), średnia w ocenianym okresie, zawartość baru całkowitego wynosiła $288,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i przekraczała wartość referencyjną dla gleb użytków rolnych grupy II i klasy 1, tj. gleb bardzo lekkich i lekkich o $\text{pH} \geq 6,5$ [Dz.U.2016.1395]. W porównaniu do zawartości w glebie obiektów kontrolnych, była to zawartość istotnie, ok. 7-krotnie, większa. Na zawartość baru w odpadach pogórnicych, jako składnika mogącego stanowić zagrożenie dla środowiska wskazują Łyszczarz i Komińska-Wawryszuk [2008] oraz Weiler i in [2020]. Osad ściekowy wprowadzony do podłoża w dawkach 2,5 i 5,0% zmniejszył zawartość baru całkowitego odpowiednio o 14% (w podłożu P_1) i 10% (w podłożu P_2). Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach Kwiatkowskiego [2016], który wykazał istotną rolę osadu ściekowego w zmniejszeniu zawartości baru w kompozytach wytwarzanych z zanieczyszczonych odpadów powiertniczych z poszukiwań gazu łupkowego.

Całkowite stężenie toksycznych metali ciężkich w matrycy gleby nie zawsze odzwierciedla skutki ekologiczne. Wpływ ten jest ściśle związany z ich biodostępnością i mobilnością, a ta z kolei zależy od specyfiki metalu oraz właściwości gleby, takich jak właściwości sorpcyjne czy odczyn [Dang i in. 2002]. Do oceny „ekotoksyczności” metali ciężkich wykorzystuje się ekstrakcję sekwencyjną [Singh i Agraval, 2008].

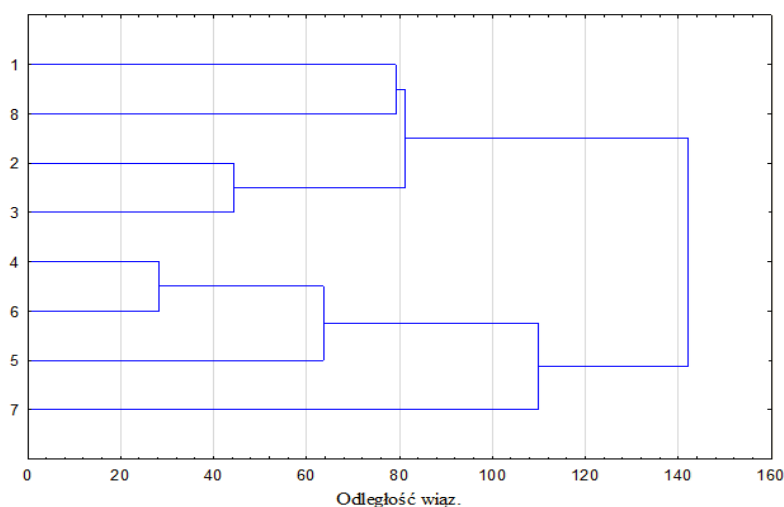
Wobec stwierdzonej podwyższonej zawartości baru przeprowadzono analizę specjacyjną. Uzyskane wyniki wykazały, że w podłożu odpady wydobywcze 100% najwięcej baru występowało w trwałej formie (frakcja rezydualna). W pierwszym terminie zawartość form rozpuszczalnych w wodzie, wymiennych i związanych z węglanami wynosiła (frakcja I) $1,82 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, form zasocjowanych z wolnymi tlenkami Fe i Mn (frakcja II) $19,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a na form związanych z materią organiczną (frakcja III) $4,01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a ich % udział w całkowitej zawartości baru kształtował się odpowiednio: 0,60 - 6,22 - 1,31%. W porównaniu gleby kontrolnej, udział tych frakcji baru był znacząco mniejszy. Tak niski udział frakcji mobilnych (I, II i III) w odpadach wydobywczych należy tłumaczyć niskim stopniem zwietrzenia odpadów.

W podłożach odpadów wydobywczych z osadem ściekowych oraz z osadem i wełną mineralną stwierdzono zwiększenie udziału mobilnych form baru zasocjowanych z wolnymi tlenkami Fe i Mn oraz związanych z materią organiczną. Podobne wyniki uzyskali Miller i in. [2019] wprowadzając do wydobywczych odpadów powęglowych kompost. Na zakończenie badań zaobserwowano zwiększenie udziału frakcji I i II w odpadach wiertniczych i mieszankach tych odpadów z osadem ściekowym i wełną mineralną. Zmiany te należy wiązać z tym, że dodatek zasobnych w substancję organiczną osadów ściekowych inicjował procesy wietrzenia.

Ważnym elementem oceny podłoża/technosoli formowanych z odpadów jest ocena reakcji roślin na jakość podłoża. Ocena rozwoju roślin na terenach rekultywowanych jest powszechnie przyjętym wskaźnikiem monitorowania efektywności rekultywacji [Doley i Audet, 2016; Firpo i in., 2021]. W badaniach własnych na ocenianych podłożach prowadzono uprawę roślin przez 2 sezony wegetacyjne, uprawiając w pierwszym sezonie gorzycę białą, a w drugim kukurydzę. Uzyskane wyniki potwierdziły hipotezę, że karbońskie odpady wydobywcze zapewniają minimalne warunki dla wzrostu roślin. Plon świeżej masy gorzycy uprawianej na podłożu odpady wydobywcze 100% (P_5) był mniejszy o 189%, a kukurydzy o 115%, w porównaniu do plonowania testowanych roślin na glebie obiektu kontrolnego. Ocena właściwości podłoża P_5 (100% odpady wydobywcze) istotnych z punktu widzenia ich produktywności wykazała, że większość z nich przyjmowała większe wartości na podłożu P_5, jedynie zawartość przyswajalnego fosforu była skrajnie niska i mogło to być przyczyną niższego plonowania roślin uprawianych na odpadach wydobywczych. Dodatkowo wzrost roślin mógł być hamowany przez podwyższoną zawartość baru w odpadach wydobywczych. Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach innych autorów, którzy wykazali, że na podłożu składającym się tylko z odpadów mineralnych powęglowych roślinność nie rozwija się lub rozwija się bardzo słabo i wskazują, że konieczne jest uzupełnienie takiego podłoża odpadami zasobnymi w materię organiczną [Liu i Lal, 2014; Tian i in., 2013; Waterhouse i in., 2014; Weiler i in., 2018].

Przedstawione na rysunku 62 wyniki analizy skupień potwierdzają, że uzupełnienie składu podłoża w osad ściekowy poprawiało warunki do wzrostu roślin. Plon świeżej masy roślin uprawianych na podłożach P_1 i P_2, tj. z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego zwiększył się: gorzycy o 703 i 848%, a kukurydzy o 571 i 648%. Tak korzystny wpływ osadu ściekowego miał charakter bezpośredni i pośredni. Podobne wyniki uzyskali Firpo i in. [2021], wskazując, że obok wprowadzenia do podłoża wraz z osadem znacznych ilości

składników pokarmowych roślin, osady optymalizowały właściwości fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne podłoża. Dalsze zwiększenie plonowania testowanych roślin stwierdzono w podłożach dodatkowo wzbogaconych wełną mineralną. Na podłożach tych plon świeżej masy gorczycy zwiększył się, odpowiednio w P_3 i P_4, o 762 i 1224%, a kukurydzy o 527 i 754%, w porównaniu do ich plonu na podłożu odpadów wydobywczych. Na podobnie korzystny wpływ łącznego stosowania osadu ściekowego i wełny mineralnej na plonowanie roślin wykazał Kwiatkowski [2016] w kompozytach z odpadów wiertniczych.

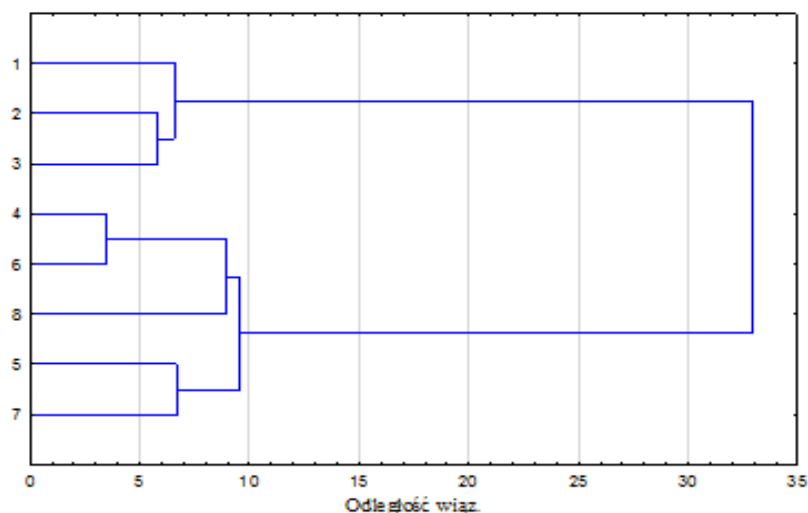


Rysunek 62. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień plonowania roślin
Legenda jak na rys. 57

Oprócz wzrostu roślin, w warunkach przyrodniczego wykorzystania odpadów równie ważnym wskaźnikiem monitorowania stanu środowiska jest jakość pozyskiwanej biomasy [Domene i in., 2008; Baran i in., 2014b; Weiler i in., 2018]. Wyniki badań własnych wykazały, że oznaczone w biomase gorczycy i kukurydzy zawartości pierwiastków były mniejsze od poziomów dopuszczalnych, a zmiany ich zawartości, w odniesieniu do składu biomasy roślin uprawianych na glebie obiektu kontrolnego kształtowały się dla gorczycy i kukurydzy odpowiednio (o %): Pb 0 i >57, Zn > 92 i 41, Cu > 17 i 75, Cd < 72 i >29, Ni > 45 i 83, Cr > 18 i < 3, Ba > 40 i <7.

Zastosowanie do odpadów wydobywczych osadu ściekowego w dawkach 2,5 i 5% wpłynęło na zwiększenie zawartości ocenianych mikroskładników w biomase roślin. W gorczycy stwierdzono zwiększenie zawartości metali ciężkich w zakresie 3-60%, a w kukurydzy 1-32%, ale nadal były to zawartości poniżej poziomów dopuszczalnych dla roślin paszowych [Kabata-Pendias i in., 1993]. Uzupełnienie 1% dodatkiem wełny

mineralnej składu mieszanin odpadów wydobywczych z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego wpłynęło na zwiększenie zawartości metali ciężkich w gorczycy w zakresie 7-95%, a w kukurydzy 2-39%.



Rysunek 63. Porównanie podobieństw ocenianych podłoży w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości metali ciężkich w biomase roślin
Legenda jak na rys. 57

Zależność pomiędzy składem mieszanin stanowiących podłoże, a zawartością metali ciężkich w biomase uprawianych roślin potwierdziła analiza skupień (rys. 63).

Na zawartość metali ciężkich w biomase roślin mają wpływ zarówno zawartości metali w podłożu jak i zróżnicowana zdolność roślin do ich bioakumulacji [Kabata-Pendias i in., 1993]. W roślinach testowych uprawianych na odpadach wydobywczych o korzystnych ale niebilansowanych właściwościach i wyższej zawartości pierwiastków, stwierdzono, w porównaniu do gleby bez nawożenia o niekorzystnych właściwościach i niskiej zawartości pierwiastków, niższe (z wyjątkiem chromu) i zróżnicowane wartości wskaźników bioakumulacji. Różnice te związane były z rodzajem pierwiastka oraz gatunkiem rośliny i wynosiły: dla gorczycy (%): Pb -3,5; Zn -25,7; Cu -6,6; Cd -187,0; Ni -44,3; Cr +2,4; Ba -35,3 oraz dla kukurydzy (%): Pb -12,5; Zn -26,3; Cu -2,7; Cd -11,9; Ni -40,7; Cr +3,7; Ba -31,8.

W roślinach testowych (gorczyca, kukurydza) uprawianych na podłożach odpadów wydobywczych z dodatkiem osadu ściekowego w dawkach 2,5 i 5,0% (podłoża P_1 i P_2) oraz na podłożach P_3 i P_4 (podłoża P_1 i P_2 wzbogacone o węglę mineralną), wartość wskaźników bioakumulacji, w porównaniu do roślin uprawianych na samych odpadach wydobywczych była generalnie wyższa i zróżnicowana w zależności od dawki osadu, udziału węgla mineralnej, gatunku rośliny oraz rodzaju pierwiastka. Uzyskane wyniki

znajdują potwierdzenie w badaniach Fripo i in. [2021], którzy wskazują, że stężenie składników pokarmowych w tkankach roślin nie zawsze jest skorelowane z ich stężeniem w podłożu, a zależy od wzajemnych interakcji pomiędzy właściwościami gleby, m.in., odczynem, zasoleniem, równowagą jonową oraz zawartością węgla organicznego.

Reasumując należy stwierdzić, że uzyskane wyniki potwierdziły zakładaną hipotezę, że dodatek osadu ściekowego i wełny mineralnej do podłoża odpadów wydobywczych optymalizuje ich właściwości i zwiększa potencjał plonotwórczy.

Właściwości i potencjał plonotwórczy gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami

W dwuletnim wegetacyjnym doświadczeniu wazonowym oceniano możliwość wykorzystania karbońskich odpadów wydobywczych oraz mieszanin tych odpadów ze zróżnicowanym udziałem osadu ściekowego oraz wełny mineralnej do kształtowania właściwości i potencjału plonotwórczego zdegradowanej gleby antropogenicznej. Uzyskane wyniki potwierdziły hipotezę, że karbońskie odpady wydobywcze stosowane samodzielnie oraz jako mieszaniny z osadem ściekowym i wełną mineralną wywierają korzystny wpływ na właściwości gleby i jej potencjał plonotwórczy, którego zakres pozostaje w ścisłym związku z ich składem.

Gleba będąca przedmiotem badań charakteryzowała się silnie kwaśnym odczynem. Nawożenie mineralne NPK i obornikiem w niewielkim zakresie wpłynęło na zmianę odczynu. W glebie obiektów kontrolnych odnotowano nieznaczną poprawę odczynu w okresie trwania doświadczenia, do odczynu kwaśnego i lekko kwaśnego w glebie nawożonej obornikiem.

Odczyn gleb odgrywa ważną rolę w regulacji procesów transformacji składników pokarmowych roślin, w tym procesów ich mobilizacji i immobilizacji, a przez to w kształtowaniu potencjału produkcyjnego ekosystemów [Filipek i Skowrońska, 2013].

Zastosowanie (w stosunku 1:1) do gleby silnie kwaśnej odpadów wydobywczych o odczynie obojętnym wpłynęło na poprawę jej odczynu do lekko kwaśnego, z tendencją zmniejszenia pH na koniec okresu badań. Zaobserwowane zmniejszenie pH należy wiązać z wietrzeniem odpadów wydobywczych [Patrzalek i Nowińska, 2013]. Użyźnienie gleby ocenianymi mieszaninami (w stosunku 1:1) w nieco większym zakresie zwiększyło pH gleby niż odpady wydobywcze stosowane samodzielnie. Odczyn gleby korzystniej kształtował się pod wpływem mieszaniny z 5% udziałem osadu ściekowego oraz mieszanin, których skład uzupełniono o wełnę mineralną. Odnotowane zmiany odczynu wynikały z właściwości mieszanin, omówionych powyżej. Uzyskane wyniki wskazujące

na możliwość kształtowania odczynu gleb przez mieszaniny odpadów mineralnych z dodatkiem osadu i wełny mineralnej nawiązują do wyników uzyskanych przez Kujawską i Pawłowską [2020], które wykazały, że łączne stosowanie odpadów wiertniczych i osadu ściekowego skutecznie poprawia odczyn gleb kwaśnych.

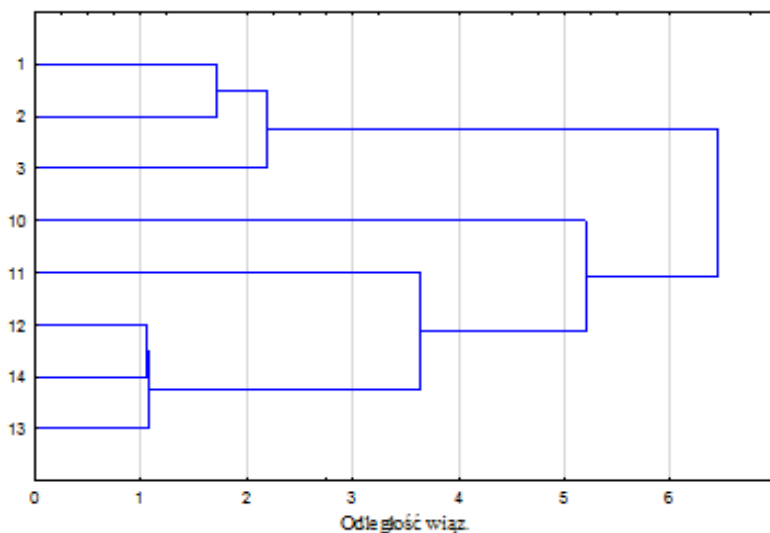
Odpady wydobywcze i ich mieszaniny z osadem ściekowym i wełną mineralną wywarły znaczący wpływ na poprawę właściwości sorpcyjnych gleby. Pojemność sorpcyjna gleby (1:1) użyźnionej odpadami wydobywczymi była o 33% większa niż gleby bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem, większa odpowiednio o 32 i 22%. Użyźnienie zdegradowanej gleby antropogenicznej mieszaninami w skład których wchodził osad ściekowy w dawce 2,5 i 5% (obiekty GM_1 i GM_2), w porównaniu do wariantu GM_5 (gleba + odpady wydobywcze, 1:1), wpłynęło na istotne zwiększenie pojemności sorpcyjnej gleby, odpowiednio o 20 i 34%, a użyźnienie mieszaninami 3 i 4 (o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną) zwiększyło pojemność sorpcyjną o 35% (w glebie obiektu GM_3) i 37% (w glebie obiektu GM_4). Znajduje to potwierdzenie w badaniach Kwiatkowskiego [2016], który wykazał, że kompozyty odpadów wiertniczych z 5% udziałem osadu ściekowego i wełny mineralnej mogą być wykorzystywane do kształtowania właściwości sorpcyjnych gleb.

Stwierdzona poprawa właściwości sorpcyjnych gleby pod wpływem odpadów wydobywczych, a zwłaszcza ich mieszanin z osadem ściekowym i wełną mineralną wskazuje, że mieszaniny te mogą być wykorzystane do poprawy właściwości gleb słabej jakości lub gleb odtwarzanych na terenach zdegradowanych. Wynika to istotnej roli sorpcji, która decyduje o biodostępności mikro i makroskładników. Właściwości sorpcyjne regulują wymywanie składników pokarmowych z gleby i pełnią funkcje ochronne przed nadmiernym przepływem substancji niepożądanych [Adrian, 2001].

Za korzystny wpływ ocenianych mieszanin na kształtowanie właściwości sorpcyjnych gleby należy uznać fakt, że zwiększenie pojemności sorpcyjnej powiązane było ze zwiększeniem zawartości kationów zasadowych. W glebie użyźnionej odpadami wydobywczymi (1:1), zawartość kationów zasadowych ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) tworzyła szereg: Ca (4,88) > Mg (1,60) > Na (1,02) > K (0,44), i były to zawartości większe niż w glebie kontrolnej. W konsekwencji suma wymiennych kationów zasadowych w glebie, wzbogaconej (1:1) odpadami wydobywczymi była o 99% większa niż w glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK oraz obornikiem większa odpowiednio o 84% i 54% .

Zastosowanie do gleby w stosunku 1:1 mieszaniny 1 (odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawce 2,5%) i 2 (odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawce 5,0%)

wpłynęło na zwiększenie zawartości kationów zasadowych odpowiednio o 23% i 39%, w porównaniu do ich zawartości w glebie użyźnionej odpadami wydobywczymi. Najkorzystniej na zawartość kationów zasadowych w glebie wpłynęły mieszaniny, których skład był uzupełniony o wełnę mineralną.



Rysunek 64. Porównanie podobieństw gleb użyźnionych ocenianymi mieszaninami w oparciu o wyniki analizy skupień właściwości sorpcyjnych

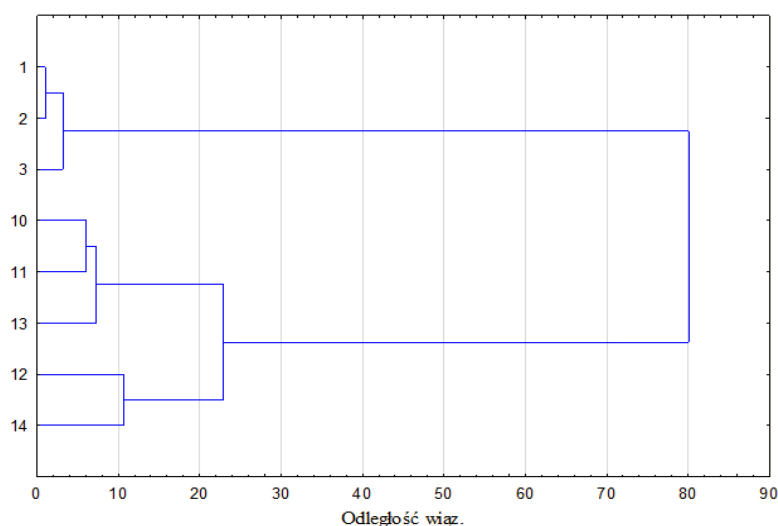
Legenda: 1 - K₁ – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), 2 - K₂ – Kontrola 2 (gleba + NPK), 3 - K₃ - Kontrola 3 (gleba + obornik), **Legenda:** K₁ – Kontrola 1 (gleba bez nawożenia), K₂ – Kontrola 2 (gleba + NPK), K₃ - Kontrola 3 (gleba + obornik), 10 - GM₅ (50% gleba + 50% mieszanina 5 o składzie 100% odpady wydobywcze), 11 - GM₁ (50% gleba + 50% mieszanina 1 o składzie 47,5% odpady wydobywcze + 2,5% osad), 12 - GM₂ - (50% gleba + 50% mieszanina 2 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad), 13 - GM₃ - (49% gleba + 51% mieszanina 3 o składzie 47,5 odpady wydobywcze + 2,5% osad + 1% wełna), 14 - GM₄ - (49% gleba + 51% mieszanina 4 o składzie 45% odpady wydobywcze + 5% osad + 1% wełna)

Przeprowadzona analiza skupień potwierdziła, że najbardziej korzystny wpływ na kształtowanie właściwości sorpcyjnych miały mieszaniny z udziałem osadu ściekowego i wełny mineralnej, a zakres obserwowanej poprawy był proporcjonalny do udziału osadu ściekowego w mieszaninie. Wykazana zależność znajduje potwierdzenie w badaniach Filho i in. [2020], którzy wykazali, że mieszanina rodzinnej gleby zdegradowanej z odpadami węglowymi, w porównaniu do gleby kontrolnej, charakteryzowała się istotnie lepszymi właściwościami sorpcyjnymi, a uzupełnienie składu mieszaniny o kompost lub osad ściekowy wpłynęło na dalszą poprawę właściwości sorpcyjnych.

Znacząca rola substancji organicznej w regulowaniu zdolności gleb do pełnienia funkcji ekosystemowych i gospodarczych [Żukowska, 2013] wskazuje, że podłoża kształtowane na potrzeby rekultywacji biologicznej gleb zdegradowanych i środki użyźniające stosowane do poprawy właściwości gleb marginalnych powinny sprzyjać sekwestracji węgla w glebie [Torri i in., 2014; Żukowska i in., 2016].

Uzyskane wyniki wskazują, że zarówno odpady wydobywcze, jak i ich mieszaniny z osadem ściekowym i węglą mineralną poprawiły bilans substancji organicznej w glebie, co potwierdziła również analiza skupień (rys. 65). Zawartość węgla organicznego w glebie z dodatkiem 1:1 odpadów wydobywczych, średnio w ocenianym okresie, była istotnie (ponad 6-krotnie) większa niż w glebie kontrolnej. Największą zawartością węgla organicznego, charakteryzowała się gleba użyźniona mieszaniną odpadów wydobywczych z 5% udziałem osadu ściekowego.

Wyniki badań własnych potwierdzają powszechny w literaturze pogląd, że w kształtowaniu bilansu substancji organicznej gleb, zwłaszcza słabej jakości i utworów bezglebowych, kluczowe znaczenie na wprowadzenie zewnętrznej materii organicznej [Diacono i Montumero, 2010]. Osady ściekowe są zasobne w substancję organiczną, dlatego ich wpływ na poprawę bilansu substancji organicznej w glebie nie budzi zastrzeżeń [Diacono i Montumero, 2010; Torri i in., 2014; Lal, 2015; Żukowska, 2013; Żukowska i in., 2016].



Rysunek 65. Porównanie podobieństw gleb użyźnionych ocenianymi mieszaninami w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości substancji organicznej
Legenda jak na rys.64

Firpo i in. [2021] w swoich badania wykazali, że do trwałego zwiększenia zawartości Corg. w konstruowanych technosolach konieczne jest wprowadzenie do odpadów powęglowych co najmniej 5% dodatku osadów ściekowych. Uzyskane wyniki badań własnych znajdują potwierdzenie w badaniach Fliho i in.[2019], w których stwierdzono, że największą zawartością węgla organicznego charakteryzowała się „sztuczna gleba” która była mieszaniną gleby z terenu kopalni i miału węglowego oraz kompostu i pofermentu.

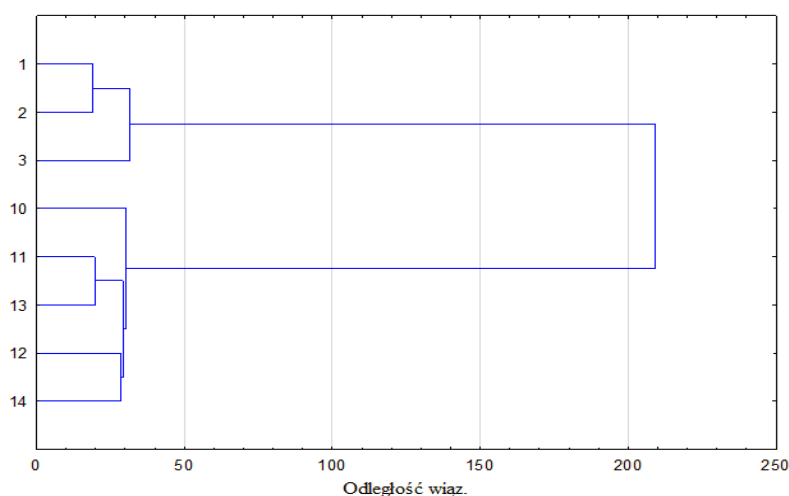
Azot jest jednym z najważniejszych składników w żywieniu roślin i jego zawartość w głównej mierze decyduje o wzroście roślin i uzyskiwanych plonach [Shaddel i in., 2019]. Uzyskane wyniki badań własnych wykazały, że zawartość Nog. w glebie, wzbogaconej (1:1) odpadami wydobywczymi była o 114% większa niż w glebie bez nawożenia i 105% w glebie nawożonej obornikiem. W glebie obiektów GM_1 i GM_2, wzbogaconej mieszaninami odpady wydobywcze + osad ściekowy 2,5 i 5,0%, w porównaniu do gleby obiektu GM_5 (gleba 1:1 z odpadami wydobywczymi) odnotowano istotne i proporcjonalne do wielkości udziału osadu, zwiększenie zawartości azotu ogólnego, odpowiednio o 24 i 73%, a w glebie obiektów GM_3 i GM_4 (użyźnionej mieszaninami, których skład rozszerzono o wełnę mineralną) o 24% i 76%. Potwierdza to zależność między zawartością azotu, a intensywnością procesu mineralizacji substancji organicznej przy mniejszym jej udziale w glebie i roli w tym procesie wełny mineralnej. Stwierdzone zależności znajdują potwierdzenie w wynikach badań i działaniach aplikacyjnych z wykorzystaniem kompozytu: wapna poflotacyjnego, osadu ściekowego i wełny mineralnej do odbudowy gleb na utworach bezglebowych w obszarze otworowej eksploatacji siarki [Baran i in., 2008c] oraz kompozytu odpadów wiertniczych z osadem ściekowym i wełną mineralną [Żukowska i in., 2016].

Dostępność w glebie składników nawozowych, a szczególnie przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu ma decydujący wpływ na prawidłowy wzrost i rozwój roślin [Mocek i in., 2015], co ma szczególne znaczenie dla powodzenia rekultywacji biologicznej na terenach zdegradowanych [Baran i in., 2014b].

Firpo i in. [2021] wskazują, że odpady wydobywcze mogą nie w pełni zabezpieczać zapotrzebowanie roślin na składniki pokarmowe, a dobrym źródłem tych składników są bioodpady. Wyniki własne uzyskane w dwuletnim doświadczeniu wazonowym wskazują, że karbońskie odpady wydobywcze i ich mieszaniny wpłynęły, ale z różną intensywnością, na kształtowanie zawartości przyswajalnych form P, K i Mg, co potwierdziła analiza skupień (rys.66).

Odpady wydobywcze wprowadzone do zdegradowanej gleby antropogenicznej o niskiej i bardzo niskiej zasobności w przyswajalne form makroskładników wpłynęły na zwiększenie zawartości przyswajalnych form potasu i magnezu, a zmniejszenie fosforu. Zastosowanie do gleby mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0%) wpłynęło, w porównaniu do gleby z odpadami wydobywczymi (1:1), na zwiększenie, proporcjonalnie do dawki osadu, zawartości przyswajalnych P, K i Mg. Korzystny wpływ osadu ściekowego na zawartość przyswajalnych form fosforu i magnezu

w glebie wykazali Datta i in. [2000] i Siddique i Robinson [2003]. Uzupełnienie składu mieszanin odpady wydobywcze + osad ściekowy o wełnę mineralną zwiększyło, w porównaniu do pozostałych wariantów, zasobność gleby w przyswajalny potas i magnez.

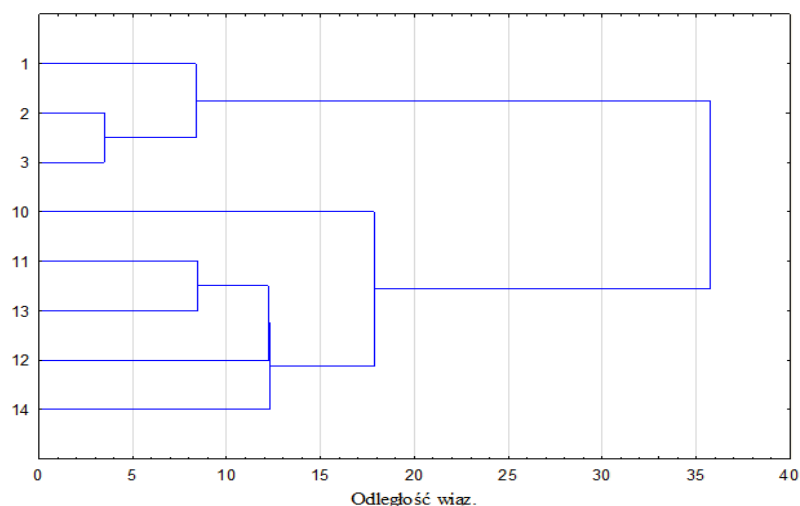


Rysunek 66. Porównanie podobieństw gleb użyźnionych ocenianymi mieszaninami w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości przyswajalnych form P, K i Mg
Legenda jak na rys. 64

Ocena możliwości wykorzystania odpadów do kształtowania właściwości gleb musi uwzględniać ocenę potencjalnych zagrożeń zarówno dla gleby jak i innych elementów środowiska. W przypadku wprowadzania odpadów do gleb, szczególnie odpadów pogórnicznych istnieje ryzyko zwiększenia zasolenia gleb. Użyźnienie gleby odpadami wydobywczymi oraz ocenianymi mieszaninami wpłynęło na nieistotne zwiększenie przewodności elektrycznej właściwej, która jest miarą zasolenia, jednak według klasyfikacji Jacksona [FAO, 2006] gleba była klasyfikowana do kategorii gleb niezasolonych.

W zarządzaniu terenami przemysłowymi przywiązuje się duże znaczenie do zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi. Zgodnie z obowiązującymi zasadami i przepisami materiały zastosowane do rekultywacji gleb nie mogą powodować ich zanieczyszczenia [Baran i in., 2014b].

Całkowita zawartość metali ciężkich w glebie obiektów kontrolnych, a także w glebie z dodatkiem odpadów wydobywczymi oraz ocenianymi mieszaninami nie przekraczała poziomów referencyjnych [Dz.U.2015.257; Dz.U.2016.1395] oraz zalecanych wytycznych IUNG [Kabata-Pendias i in., 1993]. Uzyskane wyniki wskazują na znaczące zróżnicowanie ich zawartości wynikające ze sposobów nawożenia, a także właściwości analizowanych metali (rys. 67).



Rysunek 67. Porównanie podobieństw gleb użyźnionych ocenianymi mieszaninami w oparciu o wyniki analizy skupień zawartości metali ciężkich
Legenda jak na rys. 64

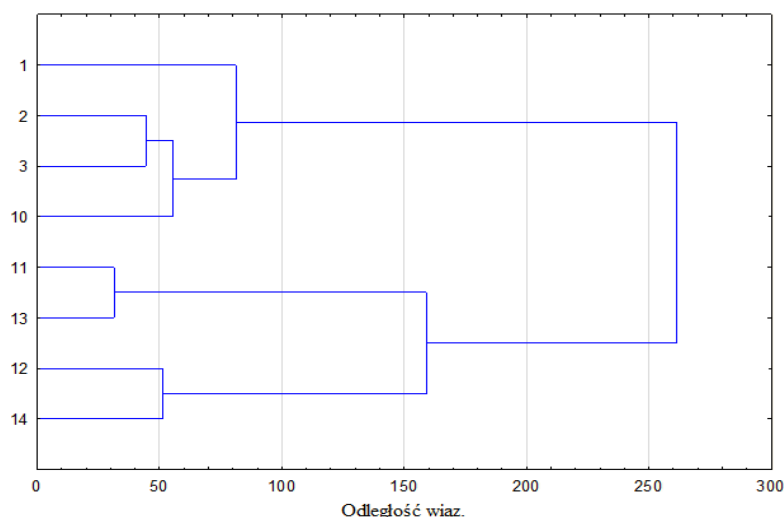
W glebie wzbogaconej odpadami wydobywczymi w stosunku 1:1 odnotowano, w porównaniu do zawartości w glebie obiektu kontrolnego, zwiększenie zawartości Hg o 15%, Pb, o 30%, Cr o 35%, Zn o 40%, Cu o 56%, Cd o 79%, a Ni 3,4-krotnie. Wyniki te wskazują, że odnotowane zwiększenie zawartości metali ciężkich w glebie było skorelowane z ich zawartością w odpadach wydobywczymi. W glebie użyźnionej mieszaninami odpadów wydobywczymi z osadem ściekowych stwierdzono zwiększenie zawartości Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Hg w zakresie 18-97%, pod wpływem mieszanin z mniejszym oraz 18-114% z większym udziałem osadu. Zawartość Ni zwiększyła ok. 4-krotnie. Dalsze, nieistotne zwiększenie zawartości metali ciężkich w glebie, w porównaniu do pozostałych wariantów, stwierdzono pod wpływem wprowadzenia mieszanin o składzie rozszerzonym o wełnę mineralną. Zależności te potwierdzają wyniki wielu badań [Ascota i in., 2003; Chen i in., 2008; Czekala i in., 2012], głównie w zakresie oddziaływania osadu ściekowego oraz wyniki badań wpływu kompozytu z odpadów wiertniczych z osadem ściekowym [Kwiatkowski, 2016] i z kompostem odpadów komunalnych [Kujawska i Pawłowska, 2020].

Zawartość baru w glebie użyźnionej (1:1) odpadami wydobywczymi (GM_5) wynosiła $172,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ i była ok. 4-krotnie większa w porównaniu do jej zawartości w glebie obiektów kontrolnych. W glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami zawartość baru była nieistotnie większa. W glebie wszystkich ocenianych obiektów zawartość baru nie przekraczała poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych [Dz.U. 2016.1395]. Podkreślić należy, że w glebie użyźnionej ocenianymi mieszaninami bar występował

głównie w formie trwałych połączeń z fazą stałą gleby (około 80%), co wskazuje, że ryzyko przemieszczania się tego pierwiastka do innych elementów środowiska jest niewielkie.

Omówiony powyżej wpływ odpadów wydobywczych, a zwłaszcza mieszanin tych odpadów z osadem ściekowym i wełną mineralną na poprawę właściwości zdegradowanej gleby antropogenicznej przełożył się na zwiększenie jej potencjału plonotwórczego.

Plon świeżej masy gorczycy białej uprawianej na glebie obiektów kontrolnych kształtował się w zakresie: 76,2 - 138,9 g/wazon, a uprawianej na glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi wynosił 67,5 g/wazon i był o 11% mniejszy niż na glebie bez nawożenia, a nawożonej NPK i obornikiem, mniejszy odpowiednio o 43 i 51%, co wskazują na konieczność optymalizacji właściwości takiego podłoża. Uzyskane wyniki potwierdziły, że do ukształtowania podłoża na terenach zdegradowanych i/lub poprawy efektywności gospodarowania na glebach słabej jakości, nawożenie musi uwzględniać wzbogacenie gleby w zewnętrzną materię organiczną. Plon świeżej masy gorczycy uprawianej na glebie z dodatkiem mieszanin 1 i 2 (odpady wydobywcze + osad ściekowy w dawkach 2,5 i 5,0%) był, w porównaniu do gleby bez nawożenia, większy odpowiednio o 405 i 489%, nawożonej NPK o 225 i 279%, a nawożonej obornikiem o 175 i 220%. Nawożenie gleby mieszaninami 3 i 4 (mieszaniny 1 i 2, których skład uzupełniono o wełnę mineralną), zwiększyło plonowanie gorczycy odpowiednio o: 384 i 526%; 211 i 303%; 165 i 243%.



Rysunek 68. Porównanie podobieństw gleb użyźnionych ocenianymi mieszaninami w oparciu o wyniki analizy skupień plonowania roślin
Legenda jak na rys. 64

Po ustabilizowaniu się podłoża, w drugim sezonie wegetacyjnym plon kukurydzy (świeża masa) uprawianej na glebie (1:1) z odpadami wydobywczymi wynosił 202,0

g/wazon i w porównaniu do plonu z obiektów kontrolnych kształtował się następująco: (+)81% gleba nienawożona; (+)12% gleba nawożona NPK oraz (-) 8%) gleba nawożona obornikiem.

Bardzo korzystnie na potencjał produkcyjny gleby wpłynęły mieszaniny odpadów wydobywczych z osadem ściekowym i wełną mineralną. Plon świeżej masy kukurydzy uprawianej na glebie z dodatkiem mieszanin 1 i 2 był, w porównaniu do gleby bez nawożenia. większy o 229 i 357%, odpowiednio przy 2,5 i 5% udziale osadu w mieszance. Nawożenie gleby mieszaninami 3 i 4 (skład poszerzony o wełnę mineralną), zwiększyło plonowanie kukurydzy odpowiednio o: 206 i 395%.

Zapewnienie bezpieczeństwa w warunkach przyrodniczego wykorzystania odpadów wymaga oceny jakości biomasy. Zawartość Zn, Cu, Ni, Cr, Ba w gorczycy zwiększyła się w zakresie 18-109%, a w kukurydzy o 47-71%, ale były to wartości znacznie poniżej poziomów referencyjnych dla przydatności paszowej biomasy.

W warunkach przyrodniczego wykorzystania odpadów istnieje potrzeba oceny zagrożenia ze strony metali ciężkich, uwzględniająca nie tylko bezwzględne ich zawartości w glebie i roślinach, ale także wpływ podstawowych właściwości gleb na mobilność metali ciężkich, a także zdolności gatunków roślin do ograniczonego pobierania metali ciężkich [Kabata-Pendias i in., 1993]. Potwierdzają to wyniki niniejszych badań, które wykazały, że bardzo dobrym odzwierciedleniem oceny wpływu wymienionych zależności są wskaźniki bioakumulacji pierwiastków w roślinach. Stwierdzono zróżnicowaną wartość wskaźników bioakumulacji w gorczycy i kukurydzy uprawianych na badanych obiektach. W gorczycy uprawianej na glebie obiektów użyźnionych odpadami wydobywczymi i ocenianymi mieszaninami, w porównaniu do obiektów kontrolnych, wartość wskaźników bioakumulacji dla Zn, Cu, Cr była większa w zakresie 10 -36%, a mniejsza dla Pb, Cd, Ni, Ba w zakresie 7-182%. W kukurydzy zależności te kształtowały się odpowiednio: wartości większe w zakresie 4-13% stwierdzono dla Pb, Zn, Cu, Cr, a mniejsze w zakresie 1-30% dla Cd, Ni, Ba. Wskazuje to, że wskaźniki bioakumulacji pierwiastków mogą być skutecznym narzędziem w warunkach przyrodniczego wykorzystania odpadów oraz skutecznej i bezpiecznej dla środowiska rekultywacji terenów zdegradowanych.

Reasumując należy stwierdzić, że uzyskane wyniki potwierdziły zakładaną hipotezę, że dodatek do gleby odpadów wydobywczych i ich mieszanin z komunalnym osadem ściekowym i odpadową wełną mineralną z upraw pod osłonami, optymalizuje jej właściwości i zwiększa potencjał plonotwórczy.

7. WNIOSKI

- I. W oparciu o ocenę właściwości i potencjału plonotwórczego odpadów wydobywczych oraz podłoży wytworzonych z odpadów wydobywczych z udziałem osadu ściekowego i wełny mineralnej można sformułować następujące wnioski:
1. Karbońskie odpady wydobywcze spełniały kryteria nawozowe stawiane odpadom przeznaczonym do wykorzystania na cele przyrodnicze. Charakteryzowały się: obojętnym odczynem, dużą pojemnością sorpcyjną, wysokim stopniem wysycenia kationami zasadowymi, wysoką zawartością węgla organicznego, azotu oraz przyswajalnych form potasu i magnezu, niską zasobnością w fosfor przyswajalny, zawartością metali ciężkich nie przekraczającą poziomów referencyjnych dla gleb i odpadów stosowanych do nawożenia, podwyższoną zawartością baru, który występował głównie w formie rezydualnej trwale związanej matrycą mineralną.
 2. Karbońskie odpady wydobywcze, jako podłoże oceniane w ścisłym wazonowym doświadczeniu wegetacyjnym, w porównaniu do zdegradowanej gleby antropogenicznej charakteryzowały się:
 - bardzo dobrymi właściwościami sorpcyjnymi, w tym istotnie większą pojemnością sorpcyjną i zawartością kationów zasadowych oraz wyższym pH,
 - istotnie większą zawartością węgla organicznego i azotu oraz przyswajalnych form potasu i magnezu, a mniejszą przyswajalnego fosforu,
 - większą ale nie przekraczającą wartości referencyjnych, zawartością metali ciężkich.
 3. W podłożach, w których mineralną matrycę karbońskich odpadów wydobywczych wzbogacono osadem ściekowym w dawkach 2,5 i 5,0%w/w s.m. odnotowano:
 - istotne zwiększenie zawartości węgla organicznego, azotu oraz przyswajalnych form fosforu i magnezu,
 - optymalizację właściwości sorpcyjnych,
 - zwiększenie zawartości metali ciężkich, ale nadal poniżej wartości referencyjnych oraz zwiększenie zawartości baru do poziomu nieznacznie przekraczającego wartości referencyjne dla gleb uprawnych.
 4. Rozszerzenie składu podłoży odpadów wydobywczych z osadem ściekowym o wełnę mineralną (1%w/w s.m.) wpłynęło na zmianę ich właściwości, w tym:
 - dalszą poprawę właściwości sorpcyjnych,

- nieznaczne zmniejszenie zawartości węgla organicznego i azotu oraz zawężenie stosunku C/N,
 - zwiększenie zasobności w przyswajalne formy fosforu i potasu,
 - zwiększenie, ale nadal poniżej poziomów referencyjnych, zawartości Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Hg.
5. Karbońskie odpady wydobywcze i ich mieszaniny z osadem ściekowym i wełną mineralną miały istotny wpływ na plonowanie roślin:
- plony gorczycy i kukurydzy na podłożu karbońskich odpadów wydobywczych były istotnie mniejsze, niż na glebie antropogenicznej,
 - istotnie większym, od gleby antropogenicznej, potencjałem plonotwórczym charakteryzowały się podłoża z osadem ściekowym, a dodatek wełny mineralnej wpłynął na dalsze jego zwiększenie,
 - największe plony uzyskano na podłożu odpadów wydobywczych z 5% udziałem osadu ściekowego i 1% dodatkiem wełny mineralnej.
6. Skład podłoża miał wpływ na zawartość mikroskładników biomasy uprawianych roślin:
- w roślinach uprawianych na podłożu z odpadów wydobywczych, porównaniu do uprawianych na glebie kontrolnej, stwierdzono większą zawartość Zn, Cu, Ni, Cr, Ba w gorczycy, a Pb, Zn, Cu, Cd, Ni w kukurydzy, ale były to zawartości niższe niż poziomy dopuszczalne dla roślin paszowych,
 - w biomasy roślin uprawianych na podłożach o składzie uzupełnionym o osad ściekowy i wełnę mineralną odnotowano większą zawartość mikroskładników, ale również nie przekraczającą norm dopuszczalnych dla roślin paszowych.
7. Powyższe wyniki potwierdziły hipotezę że karbońskie odpady wydobywcze zapewniają minimalne warunki dla wzrostu roślin. Wykazany, niski potencjał plonotwórczy tych odpadów, przy jednocześnie dobrych, ale nie zbilansowanych właściwościach nawozowych potwierdził potrzebę ich optymalizacji i możliwość wykorzystania do tego celu osadu ściekowego i wełny mineralnej.
- II.** Ocena właściwości i potencjału plonotwórczego gleby użyźnionej ocenianymi mieszaninami wykazała, że:
1. Zastosowanie do zdegradowanej gleby antropogenicznej (w stosunku 1:1) karbońskich odpadów wydobywczych, wpłynęło znacząco na jej właściwości, plonowanie i jakość roślin testowych, w tym na:

- istotną poprawę odczynu, z silnie do lekko kwaśnego i właściwości sorpcyjnych,
 - zwiększenie zawartości Corg., Nog, oraz przyswajalnych form K i Mg, a zmniejszenie zawartości P-przyswajalnego,
 - zwiększenie zawartości metali ciężkich, bez przekroczenia wartości referencyjnych dla gleb uprawnych,
 - niższe plonowanie gorzycy, a większe kukurydzy,
 - zwiększenie zawartości metali ciężkich w biomacie gorzycy (średnio o 63%) i kukurydzy (średnio o 17%), ale bez przekroczenia poziomów referencyjnych dla roślin paszowych.
2. Zastosowanie do gleby mieszanin odpadów wydobywczych z 2,5 i 5% udziałem osadu ściekowego wywarło znaczący, proporcjonalny do dawki osadu i korzystniejszy niż nawożenie NPK i obornikiem, wpływ na kształtowanie jej właściwości oraz plonowanie i jakość roślin:
- istotnej poprawie uległy: odczyn z silnie kwaśnego do lekko kwaśnego, właściwości sorpcyjne, zawartość Corg. i Nog, zawężenie stosunku C:N oraz zwiększenie zawartości przyswajalnych form P, K i Mg,
 - zwiększyło się zasolenie oraz zawartość w glebie Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Hg, Ni i Ba, przy czym stwierdzone zawartości pierwiastków nie przekraczały poziomów referencyjnych dla gleb uprawnych,
 - istotnie zwiększył się potencjał plonotwórczy,
 - zwiększyła się zawartość Zn, Cu, Ni, Cr, Ba w gorzycy i wszystkich mikropierwiastków w kukurydzy, ale zawartości te nie przekraczały norm dla roślin paszowych.
3. Zastosowanie do gleby mieszanin odpadów wydobywczych z osadem ściekowym (2,5 i 5,0%) i wełną mineralną wywarło, w porównaniu do gleby użyźnionej mieszaniną odpady wydobywcze + osad, korzystniejszy wpływ na kształtowanie właściwości gleby oraz plonowanie i właściwości roślin w glebie obiektów z większym (5%) udziałem osadu ściekowego.
4. Uzyskane wyniki potwierdziły zakładaną hipotezę, że dodatek do gleby karbońskich odpadów wydobywczych i ich mieszanin z komunalnym osadem ściekowym i odpadową wełną mineralną, optymalizuje jej właściwości i zwiększa potencjał produkcyjny.

III. Podsumowując uzyskane wyniki badań można stwierdzić, że:

1. Karbońskie odpady mogą być z dużym powodzeniem wykorzystywane w nawożeniu i rekultywacji gleb.
2. Uwzględniając ich niebilansowane właściwości nie powinny być stosowane samodzielnie, a w mieszaninach, szczególnie z 5% udziałem osadu ściekowego.
3. Zagospodarowanie karbońskich odpadów wydobywczych i odpadów optymalizujących ich właściwości na cele przyrodnicze może być skuteczną strategią w ramach gospodarki obiegu zamkniętego co jednocześnie zwiększy efektywność zarządzania glebami zdegradowanymi i słabej jakości.
5. Oceniane właściwości, a szczególnie wskaźniki bioakumulacji metali ciężkich w roślinach mogą być skutecznym narzędziem warunkującym bezpieczne wykorzystanie odpadów do nawożenia i rekultywacji gleb.
6. Istnieje potrzeba potwierdzenia uzyskanych wyników w ramach badań polowych, co pozwoli na opracowanie zasad i technologii stosowania karbońskich odpadów wydobywczych do nawożenia gleb i rekultywacji i może być podstawą do wprowadzenia zmian w przepisach prawnych dotyczących ich zagospodarowania.

8. LITERATURA

1. Acosta Y., Paolini J., Flores S., Benzo Z., El Zauahre M., Toyo L., Señor A., 2003. Evaluation of heavy metals in three organic wastes of different nature. *Multiciencias*, 3, 1–16.
2. Adhikari K., Hartemink A., 2016. Linking soil to ecosystem services – a global review. *Geoderma*, 262, 101-111. DOI:101016/j.ggeodema.2015.08.009.
3. Adrian D.C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments Biogeochemistry Bioavailability and Risk of Metals, second ed. Springer-Verlag, New-York.
4. Aggelides S.M., Londra P.A., 2000. Effect of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Biores. Technol.*, 71, 253–259.
5. Al-Kaisi M.M., Lal R., Olson K.R., Lowery B., 2017. Fundamentals and Functions of Soil Environment. In: *Soil Health and Intensification of Agroecosystems*, 1-23.
6. Alvarenga P., Mourinha C., Farto M., Santos T., Palma P., Sengo J., Cunha-Queda C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste management*, 40, 44-52.
7. Amaral L.F., Delaqua G.C.G., Nicolite M., Marvila M.T., de Azevedo A.R., Alexandre J., Monteiro S.N., 2020. Eco-friendly mortars with addition of ornamental stone waste-A mathematical model approach for granulometric optimization. *Journal of Cleaner Production*, 248, 119283.
8. Andreoli C.V., Pegorini E.S., Fernandes F., Santos H.F., 2007. Land application of sewage sludge. *Sludge treatment and disposal*, 162-206.
9. Artico M., Firpo B.A., Artico L.L., Tubino R.M.C., 2020. Integrated use of sewage sludge and basalt mine waste as soil substitute for environmental restoration. *REM-International Engineering Journal*, 73, 225-232.
10. Babel S., del Mundo Decera D., 2006. Review heavy metal removal from contaminated sludge for land application: a review. *Waste Manag.*, 26(9), 988-1004.
11. Baghina N.G., Radulov I., Berbecea A., Moisuc A., Stroia C., 2014. Sewage sludge fertilisation influence on main soil chemical features. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 15. 217-222.
12. Bai Y., Zang C., Gu M., Gu C., Shao H., Guan Y., Feng K., 2017. Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. *Science of the total Environment*, 578, 47-55.
13. Baic I., 2013. Analiza parametrów chemicznych, fizycznych i energetycznych depozytów mułowych węglowych zinventoryzowanych na terenie województwa śląskiego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 1511-1524.
14. Baic I., Witkowska-Kita B., 2011. Technologie zagospodarowania odpadów z górnictwa węgla kamiennego – diagnoza stanu aktualnego, ocena innowacyjności i analiza SWOT. *Rocznik Ochrona Środowiska. Annual Set The Environment Protection*, 13, 1315-1326.
15. Baran S., Turski R., 1995. *Utylizacja i unieszkodliwianie odpadów*. Wyd. AR Lublin.
16. Baran S., 2000. *Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb*. Wyd. AR w Lublinie.

17. 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. *Rocz. Glebozn.*, 57, 1/2: 21-31.
18. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., 2008a. Wpływ osadu ściekowego i użytkowej wełny mineralnej na zawartość próchnicy i form ołowiu w rekultywowanym utworze bezglebowym. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 533, 31-38.
19. Baran S., Pranagal J., Bik M., 2008b. Możliwości wykorzystania wełny mineralnej Grodan i osadu ściekowego do kształtowania właściwości wodnych w glebach zdewastowanych w procesie wydobywania siarki metodą Frasha. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* t. 24, z. 2/3, 81-96.
20. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Bik M., 2008c. Właściwości sorpcyjne utworu bezglebowego rekultywowanego osadem ściekowym i wełną mineralną. *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 533, 39-47.
21. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., 2009. Wpływ osadu ściekowego i wełny mineralnej Grodan stosowanych do rekultywacji gleb silnie zakwaszonych na zawartość form ołowiu i niklu. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 535, 23-31.
22. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Makuch I., 2010. Lead, nickel and chromium content in grass on land reclaimed by sewage sludge and mineral wool Grodan application. *Ecological Chemistry and Engineering A.*, 17, 4-5, 377-383.
23. Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Żukowska G., Bik M., Szewczuk Cz. Zawadzki K., 2012. Rola wełny mineralnej i osadu ściekowego w kształtowaniu zawartości azotu w rekultywowanym utworze bezglebowym. *Przemysł Chemiczny*, 91 (6), 1259-1262.
24. Baran S., Żukowska G., Wójcikowska-Kapusta A., Wesołowska-Dobruk S., Bik-Małodzińska M., Sompor-Kulik M., 2014a. The usefulness of sewage sludge and mineral wool for soil reclamation on areas devastated to sulfur extraction by means of frash method. *Nauk. Visn. NLTU Ukr. Vipusk 24.2.* 85-95.
25. Baran S., Bielińska E. J., Smal H., Wójcikowska-Kapusta A., Paluszek J., Pranagal J., Żukowska G., Chmielewski Sz., Futa B., 2014b. Innowacyjne metody rekultywacji gleb. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, 120.
26. Baran S., Wójcikowska – Kapusta A., Żukowska G., Bik-Małodzińska M., Wesołowska-Dobruk S., 2015. influence of sludge-ash composts on some properties of reclaimed land. *Arch. Environ. Prot.* 41 (2), 82-88.
27. Baran S., Żukowska G., 2015. Odpady a innowacyjna biogospodarka. *Lublin*.
28. Baryła A., Karczmarczyk A., Bus A. 2015. Alternative use of waste from soilless greenhouse crop production. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas*. PAN, Oddział w Krakowie, IV/4, 1521-1532. DOI: [http:// dx.medra.org/10.14597/infraesco.2015.4.4.110](http://dx.medra.org/10.14597/infraesco.2015.4.4.110).
29. Bastida F., Jehmlich, N., Martínez-Navarro J., Bayona V., García C., Moreno J.L., 2019. The effects of struvite and sewage sludge on plant yield and the microbial community of a semiarid Mediterranean soil. *Geoderma*, 337, 1051-1057.
30. Beck A.J., Johnson D.L., Jones K.C., 1996. The form and bioavailability of non-ionic organic chemicals in sewage sludge-amended agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 185(1-3), 125-149.
31. Bednorz J., 2011. Społeczno-ekologiczne skutki eksploatacji węgla kamiennego w Polsce. *Górnictwo i Geologia*, 6(4), 3. 5-17.

32. Bertanza G., Baroni P., Canato M., 2016. Ranking sewage sludge management strategies by means of Decision Support Systems: A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 110, 1-15.
33. Bertanza G., Papa M., Canato M., Collivignarelli M. C., Pedrazzani, R., 2014. How can sludge dewatering devices be assessed? Development of a new DSS and its application to real case studies. *Journal of environmental management*, 137, 86-92.
34. Blum W.E.H., 2005. Functions of soil for society and the environment. *Rev. Environ. Sci. Bio-Technol.* 4, 75–79.
35. Borys M., Mosiej K., Czartoryski J., Filipowicz P., 2002. Wytyczne stosowania odpadów górniczych z Kopalni Bogdanka do budowy wałów przeciwpowodziowych i innych budowli hydrotechnicznych. Wyd. IMUZ Falenty.
36. Bourguignon, D., 2016. Circular economy 1.0 and 2.0: a comparison [WWW Document]. <http://www.europarl.europa.eu/EPRS/EPRS-AaG-573937-Circular-economy-1-0-and-2-0-comparison-FINAL.pdf> (dostęp 25.02.2022r.).
37. Brotons J.M., Díaz A.R., Sarría F.A., Serrato F.B., 2010. Wind erosion on mining waste in southeast Spain. *Land Degradation & Development*, 21(2), 196-209.
38. Bulluck L.R., Brosius M., Evanylo G.K., Ristaino J.B., 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Appl. Soil Ecol.* 19, 147–160. doi: 10.1016/S0929-1393(01)00187-1.
39. Bzowski Z., Dawidowski A., 2013. Monitoring właściwości fizykochemicznych odpadów wydobywczych pochodzących z kopalni węgla kamiennego LW "Bogdanka". *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego, Inżynieria Środowiska* 149 (29),. 87-96.
40. Bzowski Z., Szydel R., Zarębski K., Zawislak Z., 2010. Wytyczne dotyczące wykorzystania odpadów wydobywczych z kopalni Lubelski Węgiel "Bogdanka" do niwelacji i rekultywacji niecek osiadań poeksploatacyjnych. GIG S. z o.o. Lublin, s.1-87.
41. Chen H., Zheng C., Zhu Y., 1998. Phosphorus: a limiting factor for restoration of soil fertility in a newly reclaimed coal mined site in Xuzhou, China. *Land Degradation & Development*, 9(2), 115-121.
42. Chen M., Li X.M., Yang Q., Zeng G.M., Zhang Y., Liao D.X., Liu J.J., Hu J.M., Guo L., 2008. Total concentrations and speciation of heavy metals in municipal sludge from Changsha, Zhuzhou and Xiangtan in middle-south region of China. *J. Hazard. Mater.* 160, 324–329.
43. Chojnacka K.; Moustakas K.; Witek-Krowiak A., 2020. Bio-based fertilizers: A practical approach towards circular economy. *Bioresour. Technol.*, 295, 122223.
44. Christodoulou A., Stamatelatu K., 2016. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Sci. Technol.* 73, 453–462. DOI: 10.2166/wst.2015.521.
45. Collivignarelli M.C, Abbà A, Frattarola A, Carnevale Miino M, Padovani S, Katsoyiannis I, Torretta V., 2019. Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in Europe: Overview. *Sustainability*, 11(21), 6015. <https://doi.org/10.3390/su11216015>.
46. Comesaña D.A., Comesaña I.V., de la Iglesia S.M., 2018. Municipal sewage sludge variability: biodegradation through composting with bulking agent. In: *Sewage*. IntechOpen 75130, <https://www.intechopen.com/chapters/60184> (dostęp 25.02.2021r.).

47. Cook A.; Ljung K.; Watkins R., 2011. Human health and the state of the pedosphere. In *Encyclopedia of Environmental Health*, 2nd ed.; Jerome, N., Ed.; Elsevier: Amsterdam, The Netherland, 546–553.
48. Correia A.A.S., Matos M.P.S.R., Gomes A.R., Rasteiro M.G., 2020. Immobilization of Heavy Metals in Contaminated Soils–Performance Assessment in Conditions Similar to a Real Scenario. *Appl. Sci.*, 10, 7950.
49. Czekala J., Mocek A., Owczarzak W., 2012. Effect of long-term fertilization with sewage sludge on the content of soluble forms of zinc and copper in the soil. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo*, 589.
50. Czop M., Kościelan A., Żydek K., 2019. Badanie właściwości fizykochemicznych i fitotoksyczności wybranego odpadu wydobywczego w aspekcie gospodarki obiegu zamkniętego. *Zesz. Nauk. Instytutu gospodarki Surowcami mineralnymi i Energią*, 109 17-30.
51. Dang Z., Liu C., Haigh M.J., 2002. Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. *Environ Pollut.*, 118, 419–426. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00285-8.
52. Daniels W.L., Stewart B.R., Zipper C.E., 2010. Reclamation of coal refuse disposal areas. <https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/56135/460131.pdf?sequence=1> (*dostęp 25.02.2021r.*).
53. Darmody R. G., Daniels W.L., Marlin J.C., Cremeens D. L., 2009. Topsoil: What is it and who cares. In *ANNUAL MEETINGS OF THE AMERICAN SOCIETY OF MINING AND RECLAMATION*, vol. 26, 15-22.
54. Datta S.P., Biswas D.R., Saharan N., Ghosh S.K., Rattan R.K., 2000. Effect of long-term application of sewage effluents on organic carbon, bioavailable phosphorus, potassium and heavy metal status of soils and content of heavy metals in crops grown thereon. *J. Indian Soci. Soil Sci.*, 48 (4), 836-839.
55. Diacono M., Montemurro F., 2010. Long term effect of organic amendments on soil fertility. *A Review, Gron. Sustain. Dev.* 30, 411-422.
56. Doley D., Audet P., 2016. What part of mining are ecosystems? Defining success for the “restoration” of highly disturbed landscapes. In: V.R. Squires (Ed.), *Ecological Restoration: Global Challenges, Social Aspects and Environmental Benefits* (Chapter 4), 978-1-63484-611-0, Nova Science Publishers, New York.
57. Domene X., Ramírez W., Mattana S., Alcáñiz J.M., Andrés P., 2008. Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. *Environ. Pollut.* 155, 227–236.
58. Dz.U. 2013.021. Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012r.
59. Dz.U.2008.138.865 . Ustawa o odpadach wydobywczych. Dz. U. Nr 138, poz. 865 z dnia 10 lipca 2008, Dz. U. 2017 poz. 1849 z dnia 10 maja 2017. [tekst jednolity Dz.U.2021.1972].
60. Dz.U.2013.523. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów.
61. Dz.U.2015.132. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10.
62. Dz.U.2015.257. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015r w sprawie komunalnych osadów ściekowych.
63. Dz.U.2015.796. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 maja 2015 r. w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami.
64. Dz.U.2016.1395. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi z dnia 5 września 2016 r.

65. Dz.U.2020.76. Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 grudnia 2020 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o nawozach i nawożeniu
66. Dz.U.2020.10. Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020r. w sprawie katalogu odpadów.
67. Dz.U.2022.89. Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 grudnia 2021 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych
68. Eid E.M., Alrumman S.A., El-Bebany A.F., Fawy K.F., Taher, M.A., Hesham A E.L., Ahmed M.T., 2019. Evaluation of the potential of sewage sludge as a valuable fertilizer for wheat (*Triticum aestivum L.*) crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1), 392-401.
69. Eid E.M., Alrumman S.A., El-Bebany, A.F., Fawy K.F., Taher M.A., Hesham A.E.L., Ahmed, M.T., 2018. The evaluation of sewage sludge application as a fertilizer for broad bean (*Faba sativa Bernh.*) crops. *Food and Energy Security*, 7(3), e00142. <https://doi.org/10.1002/fes3.142>.
70. Ellen MacArthur Foundation, Towards the Circular Economy. Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition, Ellen MacArthur Foundation Report, 2013, <https://www.aquafil.com/assets/uploads/ellen-macarthurfoundation.pdf> (dostęp 25.02.2022r.).
71. Elmi A., Alolayan M., 2020. Sewage sludge land application: Balancing act between agronomic benefits and environmental concerns. *Journal of Cleaner Production*, 250, 119512. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119512>.
72. Epelde L., Jauregi L., Urrea J., Ibarretxe L., Romo J., Goikoetxea I., 2018. Characterization of composted organic amendments for agricultural use. *Front. Sustain. Food Syst.* 2:44. DOI: 10.3389/fsufs.2018.00044.
73. Epstein E., 2002. Land application of sewage sludge and biosolids. CRC Press.
74. Fabbri D., Pizzol R., Calza P., Malandrino M., Gaggero E., Padoan E., Ajmone-Marsan F., 2021. Constructed technosols: A strategy toward a circular economy. *Applied Sciences*, 11(8), 3432. <https://doi.org/10.3390/app11083432>.
75. FAO, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports No. 103. Roma.
76. Farzadkia M., Bazrafshan E., 2014. Lime stabilization of waste activated sludge. *Healthscope*, vol. 3, no. 1, 1129–1133.
77. Fijałkowski K.L., Kacprzak M.J., Rorat A., 2014. Occurrence changes of *Escherichia coli* (including O157: h7 serotype) in wastewater and sewage sludge by quantitation method of (EMA) real time-PCR. *Desalin. Water Treat.*, 52, 3965–3972.
78. Filho A.J.R., Firpo B.A., Broadhurst J.L., Harrison S.T., 2020. On the feasibility of South African coal waste for production of ‘FabSoil’, a Technosol. *Minerals Engineering*, 146, 106059.
79. Filipek T., Skowrońska M., 2013. Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. *Acta Agrophysica*, 20, 2.
80. Firpo B.A., Weiler J., Schneider I. A., 2021. Technosol made from coal waste as a strategy to plant growth and environmental control. *Energy Geoscience*, 2(2), 160-166.
81. Firpo B.A., do Amaral Filho J.R., Schneider I.A.H., 2015. A brief procedure to fabricate soils from coal mine wastes based on mineral processing, agricultural, and environmental concepts. *Minerals Engineering*, 76, 81-86.

82. Fytili D., Zabaniotou A., 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 12(1), 116-140.
83. Geissdoerfer M., Savaget P., Bocken, N.M.; Hultink, E.J. The Circular Economy—A new sustainability paradigm? *J. Clean. Prod.* 2017, 143, 757–768.
84. Ghose M.K., 2005. Soil conservation for rehabilitation and revegetation of mine-degraded land. *TERI Information Digest on Energy and Environment*, 4(2), 137-150.
85. Gigliotti G., Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., 2002. Differences in the chemical composition of dissolved organic matter from waste material of different sources. *Biology and Fertility of Soils*, 36(5), 321-329.
86. Gilewska M., 2006. Wykorzystanie odpadów w rekultywacji gruntów pogórnich i składowisk popiołowych. *Rocz. Glebozn.* 57, 1/2, 75-81.
87. Gilewska M., Otręba K., 2004. Struktura gleb rozwijających się z gruntów pogórnich. *Rocz. AR w Poznaniu CCCLVII, Melior. Inż. Środ.* 25, 61-69.
88. Gondok K., 2009. Aspekty nawozowe i środowiskowe przemian i dostępności dla roślin wybranych pierwiastków w warunkach nawożenia różnymi materiałami organicznymi. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie nr 452, Rozprawy z.* 329.
89. Góralczyk S., Baic I., 2009. Odpady z górnictwa węgla kamiennego i możliwości ich gospodarczego wykorzystania, *Mat. konf. IGSMiE PAN, Kraków, Zakopane.*
90. Grosbellet C.; Vidal-Beaudet L.; Caubel V.; Charpentier S., 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma*, 162, 27–38.
91. Gruchot A., 2014. Wykorzystanie kompozytów z odpadów powęglowych i popiołu lotnego do budowy wałów przeciwpowodziowych. *Przegląd Górniczy*, 7, 158-164.
92. Grudziński Z., 2013. Koszty środowiskowe wynikające z użytkowania węgla kamiennego w energetyce zawodowej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, s.2249-2266.
93. GUS, 2018. Ochrona środowiska. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska> (dostęp 25.01.2022r.)
94. Hoffman K., Huculak-Mączka M., Justyniarski A., Kaniewski M., 2013. Physico-chemical assessment of waste garden rockwool. *Proceeding of ECOpole*, 7(2), 587-591. DOI:10.2429/proc.2013.7(2), 77.
95. Houben D., Michel E., Nobile C., Lambers H., Kandeler E., Faucon M.P., 2019. Response of phosphorus dynamics to sewage sludge application in an agroecosystem in northern France. *Applied Soil Ecology*, 137, 178-186.
96. Hucari S., Hermann L., Nättorp A., 2016. From wastewater to fertilizers-Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. *Sci. Total Environ.*, 542, 1127-35.
97. Hudcová H., Vymaza, J., Rozkošný M., 2019. Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil and Water Research*, 14(2), 104-120.
98. Iżewska A., 2007. Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleb. *Zesz. Prob. Post. Nauk. Rol.*, 518, 85-92.
99. Jakubus M., 2006. Ocena przydatności osadów ściekowych w nawożeniu roślin. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 6(2), 87-97.

100. Jędrzak A., Haziak K., 2005. Określenie wymagań dla kompostowania i innych metod biologicznego przetwarzania odpadów. Pracownia badawczo– Projektowa Ekosystem sp.o.o., 1-248.
101. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Bibl. Monit. Środ. PIOŚ, Warszawa.
102. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Witek, T., 1993. Ocena jakości i możliwości rolniczego użytkowania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach. Seria P, 53, 5-14.
103. Kacprzak M., Kupich I., Jasinska A., Fijałkowski K., 2022. Bio-Based Waste' Substrates for Degraded Soil Improvement—Advantages and Challenges in European Context. *Energies* 2022, 15, 385. <https://doi.org/10.3390/en15010385>.
104. Kacprzak M., Neczaj E., Fijałkowski K., Grobelak A., Grosser A., Worwa, M., Singh B.R., 2017. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental research*, 156, 39-46.
105. Kacprzak M., Stańczyk-Mazanek E., 2003. Changes in the structure of fungal communities of soil treated with sewage sludge. *Biol Fertil Soils* 38, 89–95.
106. Kaiser J., 2004. Wounding Earth's fragile skin. *Science* 304(5677), 1616-1618. DOI: 10.1126/science.304.5677.1616.
107. Karczewska A., 2008. Ochrona gleb i rekultywacja gruntów zdegradowanych. Wyd. UP we Wrocławiu.
108. Karczewska A., Kabała C., 2008. Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin. UP we Wrocławiu.
109. Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P., Van Woerden F., 2018. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. World Bank Publications. Urban Development;. Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO, (dostęp 21.02.2022r.).
110. KE, 2021. Future of the Common Agricultural Policy. Available online: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-gricultural-policy/future-cap_en (accessed on 28 February 2021).
111. Kijo-Kleczkowska A., Otwinowski H., Środa K., 2012. Properties and production of sewage sludge in Poland with reference to the methods of neutralizing, *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 14,(4), 59-78.
112. Klatka S., Malec M., Kru, E., Ryzek M, 2017. Evaluation of possibility of natural utilisation of coal mine waste used for surface levelling . *Acta Agrophysica* 24(2), 253–262 .
113. Kłojzy-Kaczmarczyk B., Mazurek j., Paw K., 2016. Ocena możliwości rekultywacji wyrobisk poeksploatacyjnych z wykorzystaniem kruszyw ze skał towarzyszącym pokładom węgla kamiennego na przykładzie ZG Janina. *Górnictwo Odkrywkowe*, 5, 23-33. DOI: 10.1515/gospo-2016-0030.
114. Kołodziej, B., Bryk, M., Otremba, K., 2020. Effect of rockwool and lignite dust on physical state of rehabilitated post-mining soil. *Soil and Tillage Research*, 199, 104603. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104603>.
115. KOM.UE, 2011. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Roadmap to a Resource Efficient Europe. European Commission (COM/2011/0571 final). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52011DC0571> (accessed on 28 February 2021).

116. KOM.UE, 2012. Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. (COM/2012/ 046). Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/GA/TXT/?uri=CELEX:52012DC0046> (accessed on 26 February 2021).
117. KOM.UE, 2013. European Commission. Overview of CAP Reform 2014–2020. Agricultural Policy Perspectives Brief N°5*. 2013. Available online: https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming- fisheries/ farming/ documents/ agri-policy-perspectives-brief-05_en.pdf (accessed on 11 April 2021).
118. KOM.UE, 2014. Document 500140398. Communication from the Commission to the EP, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe /* COM/2014/0398 final *. eurlex.europa.eu/legalcontent /EN/TXT /HTML/?uri=CELEX:52014DC0398&from =PL (dostęp 25.05.2021r.)
119. KOM.UE, 2019. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions-The European Green Deal. (COM/2019/640 final). Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal- /EN/TXT/?uri=CELEX%3A52019DC0640> (accessed on 28 February 2021).
120. Kominko H., Gorazda K., Wzorek Z., 2019. Potentiality of sewage sludge-based organo-mineral fertilizer production in Poland considering nutrient value, heavy metal content and phytotoxicity for rapeseed crops. *Journal of Environmental Management*, 248, 109283. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109283.
121. Korban Z., 2011. Problem odpadów wydobywczych i oddziaływania ich na środowisko, na przykładzie zwałowiska nr 5A/W-1 KWK „X”. *Górnictwo i Geologia*, 6(1), 109-120
122. Korhonen J., Honkasalo A., Seppälä J., 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecol. Econ.* 143, 37-46.
123. Kossoff D., Dubbin, W.E., Alfredsson M., Edwards S.J., Macklin M.G., Hudson-Edwards K.A., 2014. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245.
124. Kujawska i Pawłowska, 2020. Effect of drill cuttings addition on physicochemical and chemical properties of soil and red clover (*Trifolium pretense L.*) growth. *PLOS ONE*, vol.15, 11, 1-6.
125. Kumar D., Kumar D., 2018. Sustainable management of coal preparation. Woodhead Publishing.
126. Kwiatkowski Z., 2016. Odpady wiertnicze w strategii kształtowania właściwości gleb i ich rekultywacji na terenach zdegradowanych. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
127. Lal R., 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895.
128. Latifovic R., Fatys K, Chen J.M., Praszczak J., 2005. Assessing land cover change resulting from large Surface mining development. *Int. J. of Applied Earth Observation and geoinformation*, 7 (1), 29-48. DOI: 10,1016/j.jag.2004.11,003.
129. Latosińska J., Kowalik R., Gawdzik J., 2021. Risk assessment of soil contamination with heavy metals from municipal sewage sludge. *Applied Sciences*, 11(2), 548. <https://doi.org/10.3390/app11020548>.
130. Laura F., Tamara A., Müller A., Hiroshan H., Christina D., Serena C., 2020. Selecting sustainable sewage sludge reuse options through a systematic assessment framework: Methodology and case study in Latin America. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118389. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118389>.

131. Li J., Li H., Zhang Q., Shao H., Gao C., Zhang X., 2019. Effects of fertilization and straw return methods on the soil carbon pool and CO₂ emission in a reclaimed mine spoil in Shanxi Province, China. *Soil Till Res.*, 195:104361, <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104361>.
132. Lieder M., Rashid A., 2016. Towards Circular Economy Implementation: A Comprehensive Review in Context of Manufacturing Industry, *Journal of Cleaner Production*, nr. 115. DOI 10.1007/s00170-017-0610-9.
133. Liu R., Lal R., 2014. Quality change of mine soils from different sources in response to amendments-A laboratory study. *Environment and Natural Resources Research*, 4(2), 20-39.
134. Liu X., Liu L., Leng P., 2019. Feasible and effective reuse of municipal sludge for vegetation restoration: physiochemical characteristics and microbial diversity. *Sci Rep* 9, 879. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37338-4>.
135. Lottermoser B.G., Ashley, P.M., 2006. Physical dispersion of radioactive mine waste at the rehabilitated Radium Hill uranium mine site, South Australia. *Australian Journal of Earth Sciences*, 53(3), 485-499.
136. Łabętowicz J., Stępień W. (red), 2020. Nawozy z odpadów jako źródło składników pokarmowych w nawożeniu roślin uprawnych. Rolnicze wykorzystanie odpadów i produktów ubocznych jako ogniwo gospodarki obiegu zamkniętego. Wyd. SSW i Fundacja „Pro Civis”, Warszawa-Kielce.
137. Łabętowicz J., Stępień W., 2011. Uwarunkowania recyklingu odpadów w środowisku przyrodniczym. W: *Przyrodnicze wykorzystanie odpadów. Podstawy teoretyczne i praktyczne*. PWRiL Warszawa, 11-34.
138. Łabętowicz J., Stępień W., Kobiałak M., 2019. Innowacyjne technologie przetwarzania odpadów na nawozy agroekologicznej użyteczności. *Inżynieria Ekologiczna*, 20(1), 13-23.
139. Łyszczarz L., Komińska-Wawryszuk M., 2008. Nieprzemysłowe możliwości zagospodarowania odpadów wydobywczych z Kopalni Lubelski Węgiel "Bogdanka" S.A. Dokumentacja LW "Bogdanka".
140. Malczewska B., 2008. Badania wybranych właściwości osadów ściekowych w świetle możliwości ich utylizacji. Monografie UP we Wrocławiu.
141. Masood N., Hudson-Edwards K., Farooqi A., 2020. True cost of coal: coal mining industry and its associated environmental impacts on water resource development. *Journal of Sustainable Mining*, 19(3), 1. <https://doi.org/10.46873/2300-3960.1012>.
142. Miller J.R., Gannon J.P., Corcoran K., 2019. Concentrations, mobility, and potential ecological risks of selected metals within compost amended, reclaimed coal mine soils, tropical South Sumatra, Indonesia. *AIMS Environmental Science*, 6(4), 298-325.
143. Mocek A. [red.] i in., 2015. *Gleboznawstwo*. Wydawnictwo PWN.
144. Montanarella L., Panagos P., 2021. The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. *Land Use Policy* 2021, 100, 104950. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104950>.
145. Moreno-Barriga F., Díaz V., Acosta J.A., Muñoz M.A., Faz A., R. Zornoza R., 2017. Organic matter dynamics, soil aggregation and microbial biomass and activity in Technosols created with metalliferous mine residues, biochar and marble waste. *Geoderma*, 301, 19-29. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.017.
146. Morgan L., 2010. Tomatoes in Rockwool. *Urban Garden Magazine*, 4. <http://urbangardenmagazine.com/2010/04/tomatoes-in-rockwool/> (date of access 01.02.2021).

147. Myszura M., Żukowska G., Baran S., Bik-Małodzińska, Wesołowska-Dobruk S., Tomaszewska-Krojańska D., Dudzińska M., Kobyłka A., Smurzyńska A., Dobrowolski Ł., 2015. Wpływ osadu ściekowego oraz odpadowej węgla mineralnej i sposobu jej aplikacji na zawartość i jakość substancji organicznej w rekultywowanym gruncie. [W]: *Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce. Monografie. Woda 1*, 38-45.
148. Nascimento C.W.A., Barros D.A.S., Melo E.E.C., Oliveira A. B., 2004. Soil chemical alterations and growth of maize and bean plants after sewage sludge application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(2), 385-392.
149. Negi P., Verma H., Singh S.P., Mahapatr B.S., Jatav H S., 2022. Global Scenario of Sewage-Sludge Management. In: *Sustainable Management and Utilization of Sewage Sludge*, Springer, Cham., 383-401.
150. Nowak J.S. , 2010. Changes of physical properties in rockwool and glasswool slabs during hydroponic cultivation of roses. *Journal of Fruit and Ornamental Plant Research*, 18(2), 349-360.
151. OESD, 2009. Business Models for the Circular Economy. <https://www.oecd.org/environment/business-models-for-the-circular-economy-g2g9dd62-en.htm> (dostęp 25.02.2022r.).
152. Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., 1991. *Metody analiz i oceny właściwości gleb i -katalog*. Wydawnictwo IOŚ, Warszawa.
153. Panagos P., Borrelli P., 2017. Soil erosion in Europe: Current status, challenges and future developments. *All that soil erosion: The global task to conserve our soil resources*. In: *Proceedings of the Asia-EC JRC Joint Conference, Seoul, Korea, 3–7 December 2017*; pp. 20–21.
154. Patrzalek A., 2001. Właściwości gleby inicjalnej powstającej na zwałowisku odpadów karbońskich. *Zesz. Nauk. Polit. Śl. Seria: Górnictwo*, z. 248.
155. Patrzalek A., 2010. Rozwój zbiorowiska roślinnego oraz gleby inicjalnej zapoczątkowanej wysiewem traw na zwałowisku odpadów górniczych w okresie 30 lat. *Górn. i Geol.*, tom 5, z. 4.
156. Patrzalek A., Nowińska K., 2013. Development of plant communities on mining waste tips subjected to various methods of reclamation. W: *Dzieje Górnictwa – element europejskiego dziedzictwa kultury*, 5 (red. Zagożdżona P.P i Madziarz M) Wrocław 3013, 297-306.
157. Pelaz L., Gómez A., Letona A., Garralón G., Fdz-Polanco, M., 2018. Nitrogen removal in domestic wastewater. Effect of nitrate recycling and COD/N ratio. *Chemosphere*, 212, 8-14.
158. Pereira I., Bamberg, A.L., de Sousa, R.O., Monteiro A.B., Martinazzo R., Silveira C.A.P., de Oliveira Silveira A., 2020. Agricultural use and pH correction of anaerobic sewage sludge with acid pH. *Journal of Environmental Management*, 275, 111203. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111203>.
159. Pietrzykowski M., Socha J., van Doorn N.S., 2014. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas. *Sci Total Environ.*, 470, 501–510.
160. PN-EN-15936:201. Polska Norma. Osady ściekowe, uzdatnione bioodpady, gleba oraz odpady-Oznaczenie całkowitej zawartości węgla organicznego (TOC) po suchym spalaniu.
161. PN-ISO-10390:1997P. Polska Norma. Jakość gleby - oznaczanie pH.
162. PN-ISO-11047:2001. Jakość gleby – Oznaczenie metali ciężkich w ekstraktach gleby wodą królewską – Metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej.

163. PN-ISO-11261-2002P. Polska norma – Jakość gleby – Oznaczanie azotu ogólnego – zmodyfikowana metoda Kjeldala.
164. PN-R-04020:1994 Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego magnezu.
165. PN-R-04022:1996 Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego potasu w glebach mineralnych.
166. PN-R-04023:1996 Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego fosforu w glebach mineralnych.
167. Powlson D. S., Whitmore A. P., Goulding K.W T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *Eur. J. Soil Sci.* 62, 42–55. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x.
168. Przydatek G., Wota A. K., 2020. Analysis of the comprehensive management of sewage sludge in Poland. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(1), 80-88.
169. Purvis B., Mao Y., Robinson D., 2019. Three pillars of sustainability: in serch of conceptual origins. *Sustain. Sci*, 14, 681-695. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0627-5>.
170. Qureshi A., Maurice C., Öhlander B., 2016. Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. *J. Geochem.Explor.*, 160, 44, DOI: 10.1016/j.gexplo.2015.10.014.
171. Rehman R.A., Rizwan M., Qayyum M.F., Ali S., Zia-ur-Rehman M., Zafar-ul-Hye M., Iqbal M F., 2018. Efficiency of various sewage sludges and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of environmental management*, 223, 607-613.
172. Rezaee M., Rajagopalan V.N., Honaker R.Q., 2019. Conceptual modifications of coal preparation plants to minimize potential environmental issues associated with coal waste disposal. *Fuel*, 250, 352-361.
173. Rizzardini C.B., Goi D., 2014. Sustainability of domestic sewage sludge disposal. *Sustainability*, 6(5), 2424-2434.
174. Roig N., Sierra J., Martí E., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo J.L., 2012. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2012, 158, 41–48.
175. Ruiz F., Cherubin M.R., Ferreira T.O., 2020. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management*, 276, 111344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>.
176. 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.
177. Samolada M.C., Zabaniotou A.A., 2014. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. *Waste management*, 34(2), 411-420.
178. Shaddel S., Bakhtiary-Davijany H., Kabbe C., Dadgar F., Østerhu S.W., 2019. Sustainable sewage sludge management: From current practices to emerging nutrient recovery technologies. *Sustainability*, 11(12), 3435.
179. Sharma B., Sarkar A., Singh P., Singh R.P., 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Management*, 64, 117-132.

180. Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P., 2010. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *The International Journal of Soil, Sediment and Water: Documenting the Cutting Edge of Environmental Stewardship*, 3, 1-20.
181. Shrivastava S.K., Banerjee D.K., 2002. Speciation of metals in sewage sludge and sludge-amended soil. *Water, Air and Soil Pollution*, 152, 219-232.
182. Siddique M.T., Robinson J.S., 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manure and sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 32(3), 1114-1121
183. Siebielska I., 2014. Comparison of changes in selected polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations during the composting and anaerobic digestion processes of municipal waste and sewage sludge mixtures. *Water Sci Tech* 70, 1617-1624.
184. Simate G.S., Ndlovu S., 2014. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2 (3), 1785-1803 <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.021>
185. Singh R.P., Agrawal M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste management*, 28(2), 347-358.
186. Singh R.P., Agrawal M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere*, 67(11), 2229-2240.
187. Singh S., Saxena R., Pandey K., Bhatt K., Sinha S., 2004. Response of antioxidants in sunflower (*Helianthus annuus L.*) grown on different amendments of tannery sludge: its metal accumulation potential. *Chemosphere*, 57(11), 1663-1673.
188. Skousen J.G., Ziemkiewicz P.F., McDonald L.M., 2019. Acid mine drainage formation, control and treatment: approaches and strategies. *The Extractive Industry and Society*, 6, 241-249.
189. Spanos T., Ene A., Patronidou C. S., Xatzixristou C., 2016. Temporal variability of sewage sludge heavy metal content from Greek wastewater treatment plants. *Ecological Chemistry and Engineering*, 23(2), 271.
190. Stańczyk-Mazanek E., Piątek M., Kępa U., 2013. Wpływ następczy osadów ściekowych stosowanych na glebach piaszczystych na właściwości kompleksu sorpcyjnego. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15, 2437-2451..
191. Strojny Z., 1998. Wzrost ośmiu gatunków doniczkowych roślin ozdobnych uprawianych w utylizowanej, poprodukcyjnej wełnie mineralnej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 461, 237-443.
192. Szopka K., Bogda A., Karczewska A., Gałka B., Wojtkowiak A. Pruchniewicz D., 2010. Properties of waste rock deposited on mine spoils of hard coal mines in Nowa Ruda with the perspective of their biological reclamation. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr. 138. Inżynieria Środowiska*, 18, 5-11.
193. Szugaj J., 2014. Charakterystyka mineralogiczno-petrograficzna odpadów wydobywczych z wybranych kopalń w aspekcie ich wykorzystania do produkcji kruszyw mineralnych. Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią. PAN-Kraków. *Studia, Rozprawy, Monografie*. <https://min-pan.krakow.pl/wydawnictwo/wp-content/uploads/sites/4/2021/02/SRM-214-J-Szulugaj-2020-wersja-ostateczna.pdf> (dostęp 25.02.2022r.).
194. Szymkiewicz A., Fraś, A. i Przysaś R., 2009. Kierunki zagospodarowania odpadów wydobywczych w Południowym Koncernie Węglowym SA. *Wiadomości Górnicze*, 7-8, 435-441.

195. Thomas R.P., Ure A.M., Davidson C.M., Littlejohn D., Rauret G., Rubio R., Lopez-Sanchez J.F., 1994. Three-stage sequential extraction procedure for the determination of metals in river sediments. *Anal. Chim. Acta.* 286, 423-429.
196. Tian Y., Zhang J., Zuo W., Chen L., Cui Y., Tan T., 2013. Nitrogen conversion in relation to NH₃ and HCN during microwave pyrolysis of sewage sludge. *Environmental science & technology*, 47(7), 3498-3505.
197. Toop T.A., Ward S., Oldfield T., Hull M., Theodorou, M.K.:2017. AgroCycle – developing a circular economy in agriculture. *Energy Procedia* 123, 76-80.
198. Torri S.I., Corrêa R.S., Renella G., 2014. Soil Carbon Sequestration Resulting from Biosolids Application. *Applied and Environmental Soil Science*, Article ID 821768, 9.
199. Toth G., Guicharnaud Rannveig A., Toth B., Hermann T., 2014. Phosphorus Levels in Croplands of the European Union with Implications for P Fertilizer Use. *Eur. J. Agron.* 55, 42-52.
200. Tyagi V.K., Lo S.L., 2013. Microwave irradiation: A sustainable way for sludge treatment and resource recovery. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 18, 288-305.
201. 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.
202. Ure A.M., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B., 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51(1-4),135-151.
203. Usman K., Khan S., Ghulam S., Kha, M.U., Khan N., Khan M.A., Khalil, S.K., 2012. Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications. *American Journal of Plant Sciences*, 3(12), 1708-1721.
204. Waterhouse, B. R., Boyer, S., Adair, K. L., & Wratten, S. D. (2014). Using municipal biosolids in ecological restoration: What is good for plants and soil may not be good for endemic earthworms. *Ecological engineering*, 70, 414-421.
205. Watkinson A.D., Lock A.S., Beckett P.J., Spiers G., 2016. Developing manufactured soils from industrial by-products for use as growth substrates in mine reclamation *Restor. Ecol.*, 25 (4), 587-594. DOI:10.1111/rec.12464
206. Weiler J., Firpo B.A., Schneider I. A., 2020. Technosol as an integrated management tool for turning urban and coal mining waste into a resource. *Minerals Engineering*, 147, 106179.
207. Weiler J., Firpo B.A., Schneider I.A.H., 2018. Coal waste derived soil-like substrate: An opportunity for coal waste in a sustainable mineral scenario. *Journal of Cleaner Production*, 174, 739-745.
208. Weissmannová H.D., 2017. Pavlovský, J. Indices of soil contamination by heavy metals—Methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environ. Monit. Assess*, 189, 1–25.
209. Yang G.H., Zhu G.Y., Li H.L., Han X.M., Li J.M., 2018. Accumulation and bioavailability of heavy metals in a soil-wheat/maize system with long-term sewage sludge amendments. *Journal of Integrative Agriculture*, 17(8), 1861-1870.
210. Zalecenia nawozowe, 1990. Cz. I. Liczby graniczne do wyceny zawartości w glebach makro- i mikroelementów. *Wyd. IUNG, Puławy*, P(44), 26.

211. Zhang L., Wang J., Bai Z., Lv C., 2015. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, 128, 44-53.
212. Zhuang X., Huang Y., Song Y., Zhan H., Yin, X., Wu C., 2017. The transformation pathways of nitrogen in sewage sludge during hydrothermal treatment. *Bioresource technology*, 245, 463-470.
213. Żukowska G., Baran S., Wójcikowska – Kapusta A., 2012. Zawartość węgla organicznego i skład frakcyjny substancji organicznej w gruncie rekultywowanym osadem ściekowym. *Przemysł Chemiczny*, 91 (6), 1267-1269.
214. Żukowska G. 2013., Wskaźniki jakościowe substancji organicznej gleb o zróżnicowanym nawożeniu i zmianowaniu. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, vol. 115, Lublin.
215. Żukowska G., Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., Wesołowska-Dobruk S., Kopy L., Bik-Małodzińska M., 2014. Sewage sludge and mineral wool for reclamation of devastated soils and in forest management. *Nauk. Visn. NLTU Ukr.* 2014 Vipusk 24.3, 71-80.
216. Żukowska G., Baran S., Pawłowski A., Myszura M., Wójcikowska-Kapusta A., Wesołowska S., Pawłowska M., 2016. Reclamation of drill cuttings landfill. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18(cz. 2), 988-1006.