

Wpływ Efektywnych Mikroorganizmów, wermikultury i roślinności na remediację gleb nawożonych nawozami naturalnymi i organicznymi

The impact of Effective Microorganisms, vermiculture, and vegetation on the remediation of soils fertilized with natural and organic fertilizers

ANNA KUCZABSKA, DARIUSZ BORUSZKO

DOI: 10.17512/INSTAL.2026.10.06

Celem pracy była ocena wpływu Efektywnych Mikroorganizmów (EM), wermikultury, roślinności oraz wybranych kombinacji tych metod na zmiany stężenia sumy 16 wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych ($\Sigma 16\text{WWA}$) w glebie z dodatkiem kompostu, pofermentu, gnojowicy oraz osadów ściekowych. Doświadczenie wazonowe obejmowało 24 warianty, w których zastosowano kompost, poferment, gnojowicę lub osad ściekowy oraz różne warianty biologicznego wspomaganie remediacji. Stężenia 16 WWA oznaczono metodą GC-MS zgodnie z PN-ISO 18287:2008. Uzyskane wyniki wskazują, że zastosowanie biologicznych metod wspomaganie było związane ze zmniejszeniem stężenia $\Sigma 16\text{WWA}$ w porównaniu z wariantami niewspomagany. Największą redukcję stężenia $\Sigma 16\text{WWA}$ zaobserwowano w glebie z dodatkiem osadu ściekowego w wariancie łączącym EM z roślinnością. Wyniki wskazują na potencjał zintegrowanych metod biologicznych w remediacji gleb obciążonych WWA, przy czym ocena skuteczności poszczególnych wariantów powinna uwzględniać zróżnicowanie właściwości zastosowanych materiałów organicznych.

Słowa kluczowe: bioaugmentacja, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, zanieczyszczenia organiczne

The aim of the study was to assess the effect of Effective Microorganisms (EM), vermiculture, vegetation and selected combinations of these methods on changes in the concentration of the sum of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons ($\Sigma 16\text{PAH}$) in soil with the addition of compost, digestate, liquid manure and sewage sludge. The pot experiment included 24 variants in which compost, digestate, liquid manure, or sewage sludge was used, along with various biological remediation methods. Concentrations of 16 PAHs were determined using the GC-MS method according to PN-ISO 18287:2008. The results indicate that the use of biological remediation methods was associated with a reduction in $\Sigma 16\text{PAH}$ concentrations compared with unaided variants. The greatest reduction in $\Sigma 16\text{PAH}$ was observed in soil with sewage sludge added in the variant combining EM with vegetation. The results indicate the potential of integrated biological methods in the remediation of PAH-contaminated soils, but the assessment of the effectiveness of individual variants should take into account the different properties of the organic materials used.

Keywords: bioaugmentation, polycyclic aromatic hydrocarbons, organic pollutants

Wstęp

W wyniku dynamicznego rozwoju różnych sektorów przemysłu w XX wieku głównym priorytetem stało się wykorzystanie różnorodnych surowców, w tym metali ciężkich i ropy naftowej. Niestety, technologie używane w tamtym okresie stały się również źródłem szybkiego i nieustannego zanieczyszczenia środowiska. Wprowadzanie zanieczyszczeń nie tylko prowadzi do ska-

żenia gleby, ale także przyczynia się do jej szybkiej degradacji i utraty jej naturalnych funkcji. W efekcie tego procesu działania człowieka mają poważne konsekwencje w sferze przyrodniczej, społeczno-ekonomicznej oraz kulturowej [1, 2].

Substancje toksyczne i zanieczyszczenia to terminy, które często używane są wymiennie. Oznaczają one substancje, które po dostaniu się do środowiska stają się szkodliwe zarówno dla ludzi, jak i dla

ekosystemów. Działalność człowieka, której efektem jest pojawienie się tych substancji w środowisku, powoduje, że mają one pochodzenie antropogeniczne. Jednak ważne jest zrozumienie, że pojęcie „antropogeniczne” nie oznacza, że wszystkie zanieczyszczenia to sztucznie stworzone substancje chemiczne. Mogą to być również substancje naturalnie obecne w środowisku, które gromadzą się w nadmiarze z powodu działalności przemysłowej lub

mgr inż. Anna Kuczabska ORCID: 0000-0002-0545-5114, dr hab. inż. Dariusz Boruszko, prof. PB ORCID: 0000-0001-5160-8938, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok, Polska, Autor korespondencyjny: e-mail: anna.piotrowska.pb@wp.pl, e-mail: d.boruszko@pb.edu.pl

Data zgłoszenia: 29.07.2026. Data przyjęcia: 5.10.2026. Data publikacji: 20.10.2026

rolniczej. Przykładem takich zanieczyszczeń są metale ciężkie oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, które mogą występować naturalnie, ale stają się problemem w wyniku działalności człowieka [3, 4].

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) stanowią grupę zanieczyszczeń organicznych o zróżnicowanej trwałości środowiskowej (ang. polycyclic aromatic hydrocarbons – PAHs) powszechnie występujących w powietrzu, glebie, wodzie oraz osadach dennych. Pod względem strukturalnym składa się z 2 do 7 sprzężonych pierścieni aromatycznych, które tworzą konfiguracje liniowe, kątowe lub zwarte. Rozprzestrzenienie tych substancji oraz ich wysoka szkodliwość dla zdrowia i środowiska sprawiają, że stanowią one istotny obiekt badań. Część WWA wykazuje działanie kancerogenne i mutagenne; dla niektórych związków opisywano również działanie teratogenne lub fototoksyczne. Ponadto, ze względu na podatność na transport długodystansowy, powodowane przez nie skażenie łatwo ewoluuje ze skali regionalnej do globalnej [5]. Z punktu widzenia toksykologii kluczowa jest zdolność WWA do bioakumulacji oraz ich transfer w strukturze łańcucha pokarmowego, co znacząco potęguje stopień generowanego ryzyka. W środowisku przyrodniczym WWA są deponowane głównie w osadach i glebach, przy czym to właśnie matryca glebowa gromadzi ponad 90 % ich całkowitego ładunku [6].

Gleba jest środowiskiem, w którym występują różne organizmy zarówno roślinne, jak i zwierzęce. Rośliny są grupą organizmów wyższych, które z powodzeniem opanowały środowiska silnie zmienione przez człowieka. Jako organizmy o osiadłym trybie życia były zmuszone w procesie ewolucji wytworzyć mechanizmy obronne, pozwalające przetrwać nawet w ekstremalnych warunkach środowiskowych. Remediacja biologiczna przy użyciu mikroorganizmów i roślin jest ogólnie uważana za bezpieczny i mało kosztowny sposób usuwania szkodliwych zanieczyszczeń ze środowiska [7-9].

Wiele gatunków roślin nie tylko potrafi przetrwać w skażonym chemicznie środowisku, ale również wpływa na przebiegające w nim procesy chemiczne, fizyczne oraz biologiczne, ukierunkowując je tak, aby poprawić stan otoczenia. W ryzoferyze wielu gatunków roślin uwalniane są protyny, które powodują zakwaszenie środowiska glebowego, zwiększając tym samym mobilność metali oraz ich biodostępność. Ponadto mogą wiązać niepożądane w ekosystemie substancje (głównie metale ciężkie) w strefie korzeniowej, ograniczając ich mobilność i biodostępność [10, 11].

Między mikroorganizmami a glebą występują ścisłe relacje i zależności, które przyczyniają się do istotnego udziału bakterii w zdrowotności gleby i kształtowaniu żyzności. Wzbogacenie i korzystne ukierunkowanie życia biologicznego w glebie umożliwiają biopreparaty glebowe, wśród których znajduje się preparat EM zawierający efektywne mikroorganizmy. Obecność drobnoustrojów w glebie odgrywa znaczącą rolę w mineralizacji materii organicznej, powstawaniu próchnicy glebowej oraz jej udostępnianiu. Każda gleba, w określonych warunkach środowiskowych, np. odpowiedniej wilgotności i temperaturze, posiada swoistą dla siebie populację drobnoustrojów [12, 13].

Remediacja z wykorzystaniem mikroorganizmów i roślin jest ogólnie uważana za bezpieczną i tanią metodę usuwania szkodliwych zanieczyszczeń ze środowiska. Mikroorganizmy biorą udział w degradacji i mineralizacji różnych zanieczyszczeń środowiska, przekształcając je w związki nietoksyczne. Z drugiej strony, rośliny mogą pobierać, akumulować lub immobilizować metale ciężkie oraz uczestniczyć w przemianach innych zanieczyszczeń w glebie. Jednak w wielu przypadkach proces samoczyszczania środowiska nie jest wystarczający i konieczne jest zastosowanie dodatkowych zabiegów lub preparatów wspomagających proces biologicznego oczyszczania. Wspomaganie remediacji ma na celu przede wszystkim przyspieszenie i zwiększenie wydajności degradacji zanieczyszczeń występujących w środowisku poprzez m.in. stymulację rodzimej flory bakteryjnej w wyniku dostarczenia pożywek dla mikroorganizmów oraz tlenu lub też wprowadzenie aktywnych mikroorganizmów zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń występujących na danym terenie [14].

Wspólne działanie drobnoustrojów i dżdżownic umożliwia wermikompostowanie, które jest naturalnym procesem kompostowania oraz sposobem na odbudowę żyzności gleby oraz panującej w niej bioróżnorodności. Metodę tę można zastosować w celu biologicznej stabilizacji stałych odpadów organicznych poprzez przekształcanie ich w bezpieczniejszy i bardziej ustabilizowany materiał, który następnie będzie stanowił źródło składników odżywczych i użyźniacza gleby w zastosowaniach rolniczych. Ze względu na swój ekologiczny charakter wermikompostowanie jest szeroko stosowane na całym świecie w celu rozkładu różnych materiałów organicznych na produkty przyjazne dla środowiska [15, 16].

Biologiczne wspomaganie remediacji może zwiększać efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych poprzez stymulowanie aktywności mikroorganizmów

glebowych, bioaugmentację oraz intensyfikację procesów zachodzących w ryzoferyze. Efektywne Mikroorganizmy (EM), aktywność dżdżownic oraz obecność roślin mogą wpływać na właściwości fizykochemiczne i biologiczne gleby, a tym samym na biodostępność i przemiany WWA. Mechanizmy działania tych metod są jednak odmienne, a ich skuteczność może zależeć od rodzaju materiału organicznego wprowadzanego do gleby. Istotne jest zatem określenie nie tylko wpływu poszczególnych metod, lecz również efektów ich łącznego stosowania [30].

Przyjęto hipotezę, że zastosowanie biologicznych metod wspomagania remediacji prowadzi do większej redukcji stężenia $\Sigma 16$ WWA w glebie niż proces zachodzący bez wspomagania, a połączenie EM z wermikulturą lub roślinnością może zwiększać efektywność procesu w porównaniu z zastosowaniem pojedynczych metod. Założono również, że wielkość obserwowanego efektu zależy od rodzaju nawozu naturalnego lub organicznego wprowadzonego do gleby.

Celem pracy była ocena wpływu Efektywnych Mikroorganizmów (EM), wermikultury, roślinności oraz wybranych kombinacji tych metod na zmiany stężenia sumy 16 wielopierścieniowych węglowodórów aromatycznych ($\Sigma 16$ WWA) w glebie z dodatkiem kompostu, pofermentu, gnojowicy oraz osadów ściekowych.

Materiały i metody

Materiał glebowy

Materiał bazowy doświadczenia stanowiła komercyjna ziemia uniwersalna o nazwie handlowej Ziemia uniwersalna PSB, wyprodukowana przez firmę Hollas Sp. z o.o. (ul. 3 Maja 30, 14-400 Pasłęk). Została zastosowana jako ujednolicono podłoże we wszystkich wariantach doświadczenia. Przed rozpoczęciem eksperymentu materiał scharakteryzowano. Produkt ten został przygotowany na bazie torfu frezerowanego o frakcji mieszczącej się w przedziale 0-20 mm, odkwaszonego kredą i zawiera startową dawkę nawozu wieloskładnikowego NPK (14-16-18) w ilości 0,6 kg/m³. pH podłoża oznaczone w H₂O (wyrób 2/1, zgodnie z normą PN-EN 13037, 40) wynosi od 5,5 do 6,5, a zasolenie określone tą samą metodą (zgodnie z normą PN-EN 13038, 40) nie przekracza 1,9 g NaCl/dm³. W badaniach własnych wykazano, że sucha masa podłoża wynosiła 33,31 %, zawartość materii organicznej/Corg kształtowała się na poziomie 10,62 % s.m., natomiast początkowe stężenie sumy 16 wielopierścieniowych węglowodórów aromatycznych ($\Sigma 16$ WWA) wynosiło 0,091 mg/kg s.m.

Deklarowana objętość opakowania wynosi 80 l (według normy BN-72/0520-11).

Charakterystyka dodatków organicznych

W eksperymencie wykorzystano cztery zróżnicowane formy materii organicznej stanowiące biotechnologiczne dodatki doglebowe: kompost, poferment, gnojowicę oraz osad ściekowy. Dobór tych dodatków organicznych podyktowany był ich odmiennym profilem biochemicznym, wynikającym z procesów ich stabilizacji mikrobiologicznej. Kompost reprezentuje fazę statą poddaną kontrolowanemu, tlenowemu procesowi humifikacji. Poferment stanowi płynną pozostałość po beztlenowej fermentacji metanowej biomasy, charakteryzującą się wysokim stopniem mineralizacji składników odżywczych. Gnojowica stanowi surową biomasę zootechniczną o wysokim potencjale metabolicznym, natomiast osad ściekowy reprezentuje ustabilizowaną biologicznie biomasę mikroorganizmów osadu czynnego.

Przed aplikacją do podłoża scharakteryzowano wyjściowe stężenie Σ16WWA w profilu chromatograficznym każdego z komponentów (tabela 1). Stężenie Σ16WWA w kompoście oraz osadzie ściekowym kształtowało się na zbliżonym poziomie (odpowiednio 0,993 i 0,994 mg/kg s.m.). Wartości te nie pozwalają jednak na samodzielną ocenę efektywności wcześniejszych procesów biodegradacji lub stabilizacji tych materiałów. Znacznie wyższe stężenia Σ16WWA odnotowano w pofermencie (3,043 mg/kg s.m.) oraz w gnojowicy (3,955 mg/kg s.m.). Dawki poszczególnych dodatków organicznych ustalono na podstawie przyjętych kryteriów aplikacyjnych dla poszczególnych materiałów. Kompost wprowadzono w dawce 20 t s.m./ha, osad ściekowy w ilości 9 t s.m./ha, natomiast biotechnologiczne komponenty płynne zaaplikowano w dawkach produkcyjnych: 40 m³/ha dla pofermentu oraz 40 m³/ha/rok dla gnojowicy [17, 18, 19, 20].

Tabela 1. Charakterystyka materiałów przed zastosowaniem - stężenie Σ16WWA
Table 1. Characteristics of materials prior to application – concentration of Σ16 PAHs

Rodzaj materiału	Stężenie Σ16WWA [mg/kg s.m.]
kompost	0,993
poferment	3,043
gnojowica	3,955
osady ściekowe	0,994

Źródło: Opracowano na podstawie [29]

Charakterystyka Efektywnych Mikroorganizmów

W doświadczeniu zastosowano preparat Efektywnych Mikroorganizmów EM Naturalnie Aktywny, produkowany przez Greenland Technologia EM Sp. z o.o., który został wprowadzony do obrotu na mocy Decyzji Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi nr 281/11. Według deklaracji producenta preparat zawiera skoncentrowaną dawkę żywych i synergicznie działających Efektywnych Mikroorganizmów® (w tym bakterie kwasu mlekowego, bakterie fotosyntetyczne, drożdże i promieniowce) oraz bakterie azotowe z rodzaju Azotobacter. W składzie chemicznym deklarowana jest zawartość substancji organicznej (min. 60 % s.m.), azotu całkowitego (min. 0,08 % m/m) oraz potasu w przeliczeniu na K₂O (min. 0,2 % m/m). Preparat przygotowano w formie roztworu wodnego o stężeniu 1 % poprzez rozcieńczenie w czystej wodzie, przy czym ilość preparatu została precyzyjnie odmierzona w przeliczeniu na jednostkę powierzchni donic, co odpowiadało zalecanej przez producenta dawce polowej wynoszącej 20 l/ha. Środek zaaplikowano doglebowo w formie oprysku powierzchni podłoża jako zabieg przedsiewny, wykonany jednorazowo.

Wermikultura

W schemacie doświadczenia uwzględniono warianty z udziałem makrofauny glebowej. W tych kombinacjach do każdego wazonu wprowadzono 20 dojrzałych płciowo osobników *Eisenia fetida*. Aplikacji wermikultury dokonano w określonych obiektach badawczych, co umożliwiło przeanalizowanie jej wpływu w poszczególnych układach doświadczalnych [22].

Roślinność

Jako komponent fitoremediacyjny w doświadczeniu zastosowano kupkówkę pospolitą (*Dactylis glomerata*). Gatunek ten charakteryzuje się wysoką tolerancją na niekorzystne warunki edaficzne, dynamicznym przyrostem biomasy oraz silnie rozwiniętym, wiązkowym układem korzeniowym, co uzasadnia jego zastosowanie w badaniach nad fitoremediacją podłoży zdegradowanych. Materiał siewny wprowadzono do wazonów w gęstości odpowiadającej zalecanej rolniczej dawce wysiewu wynoszącej 20 kg/ha, którą precyzyjnie przeliczono na jednostkę powierzchni użytkowej donic [21].

Opis doświadczenia wazonowego

Doświadczenie wazonowe rozpoczęło w kwietniu 2023 r. i prowadzono do końca sezonu wegetacyjnego. Zastosowano wazon-y o pojemności 10 dm³ zawierające po 5 kg ujednoliconego materiału glebo-

wego. Układ badawczy obejmował 24 warianty stanowiące kombinację czterech dodatków organicznych i sześciu sposobów prowadzenia procesu: bez wspomagania, EM, wermikultura, roślinność, EM + wermikultura oraz EM + roślinność. Szczegółowy schemat doświadczenia przedstawiono w tabeli 2.

Doświadczenie prowadzono w warunkach półkontrolowanych, na wolnym powietrzu pod zadaszeniem zlokalizowanym na terenie województwa podlaskiego. Zastosowana konstrukcja skutecznie chroniła rośliny przed bezpośrednim wpływem opadów atmosferycznych. Badania realizowano w okresie od kwietnia do listopada 2023 roku, co determinowało naturalny, sezonowy zakres temperatur oraz charakterystyczny dla tego regionu mikroklimat. Intensywność światła była zależna od panujących warunków makroklimatycznych oraz ograniczeń wynikających z konstrukcji zadaszenia. Wazon-y rozmieszczono w układzie całkowitej randomizacji w obrębie wyznaczonej strefy eksperymentalnej, co zapewniło wszystkim kombinacjom jednolite warunki mikroklimatyczne (termiczne oraz świetlne model AMT-300), utrzymując ją na stałym poziomie ok. 67 % polowej pojemności wodnej (PPW), co odpowiadało wskazaniu aparatury „normalny” (NOR). Próbk-i gleby do analiz laboratoryjnych pobierano po trzech miesiącach oraz po zakończeniu doświadczenia.

Opracowanie wyników

Wszystkie oznaczenia analityczne wykonano w trzech powtórzeniach analitycznych dla każdej pobranej próbki. Powtórzenia te nie stanowiły niezależnych powtórzeń eksperymentalnych. Wyniki przedstawiono jako wartości średnie. Współczynnik zmienności wyników nie przekraczał 10 %. Ponieważ przedstawione wyniki stanowią fragment większego projektu badawczego, a zakres niniejszego opracowania obejmuje jedynie wybrane zagadnienia, nie przeprowadzono szczegółowej analizy statystycznej wszystkich uzyskanych danych. Ocenę różnic pomiędzy analizowanymi wariantami przeprowadzono na podstawie porównania wartości średnich. Nie prowadzono inferencyjnej analizy statystycznej, a przedstawione wyniki należy traktować jako ocenę porównawczą w ramach prezentowanego fragmentu projektu.

Metody analityczne

W próbkach oznaczano stężenia Σ16WWA: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren, benzo[a]antracen, chryzen, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten,

Tabela 2. Schemat doświadczenia wazonowego
Table 2. Experimental design for the pot study

Kombinacja doświadczalna		
Oznaczenie kombinacji	Dodatek do gleby nawozu naturalnego	Metoda wspomagania procesu remediacji gleby
1	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	Brak metody wspomagania
2	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
3	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
4	5 kg gleby + 9 t s.m./ha osadu ściekowego	
5	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	+ Efektywne Mikroorganizmy (EM)
6	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
7	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
8	5 kg gleby + 9 t s.m. /ha osadu ściekowego	
9	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	+ wermikultura (20 dojrzałych osobników)
10	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
11	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
12	5 kg gleby + 9 t s.m. /ha osadu ściekowego	
13	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	+ roślinność (20 kg/ha kupkówka pospolita - Dactylis glomerata)
14	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
15	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
16	5 kg gleby + 9 t s.m. /ha osadu ściekowego	
17	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	+ EM + wermikultura (20 dojrzałych osobników)
18	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
19	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
20	5 kg gleby + 9 t s.m. /ha osadu ściekowego	
21	5 kg gleby + ok. 20 t s.m./ha kompostu	+ EM + roślinność (20 kg/ha kupkówka pospolita - Dactylis glomerata)
22	5 kg gleby + 40 m ³ /ha pofermentu	
23	5 kg gleby + 40 m ³ /ha/rok gnojowicy	
24	5 kg gleby + 9 t s.m. /ha osadu ściekowego	

Źródło: Opracowano na podstawie [29]

benzo[a]piren, dibenzo[a,h]antracen, inde-
no[1,2,3-cd]piren oraz benzo[g,h,i]pery-
len. Na podstawie wyników obliczono stę-
żenie sumaryczne Σ16WWA. Stężenia
WWA oznaczono metodą chromatografii
gazowej sprzężonej ze spektrometrią mas
(GC-MS) z wykorzystaniem systemu chro-
matograficznego Agilent 7890B GC sprzę-
żonego z detektorem masowym Agilent
5977 MSD. Integrację pików oraz analizę
ilościową wykonano w programie Agilent
MassHunter Quantitative Analysis for GC/MS
(Agilent Technologies, USA), zgodnie
z PN-ISO 18287:2008, w Laboratorium
Chemicznym Wydziału Budownictwa
i Nauk o Środowisku Politechniki Biało-
stockiej. Zawartość Na oznaczono metodą
atomowej spektrometrii absorpcyjnej (ASA)
z wykorzystaniem spektrometru Thermo
Scientific iCE 3300. Oznaczenie zawarto-
ści Na przeprowadzono w próbkach pod-
danych uprzednio mineralizacji mikrofa-
lowej w mieszaninie stężonego kwasu
azotowego (HNO₃) i solnego (HCl).
Oznaczenia stężeń wykonano metodą pło-
mieniowej atomowej spektrometrii absorp-
cyjnej (F-AAS) z wykorzystaniem spektro-
metru Thermo Scientific iCE 3300, w trzech
powtórzeniach analitycznych, z uwzględ-

nieniem ślepych prób odczynnikowych
i wielopunktowej kalibracji.

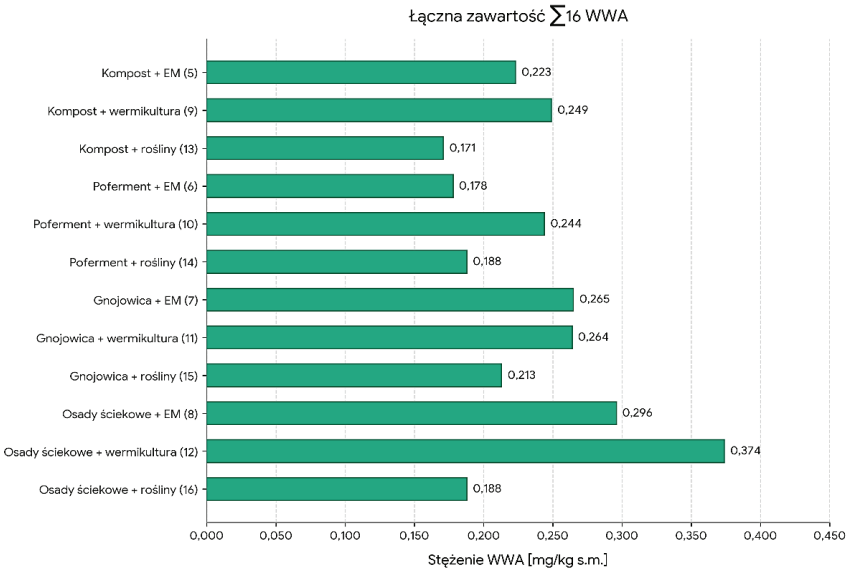
Niniejsze opracowanie ogranicza się
do prezentacji oraz szczegółowej analizy
wyników uzyskanych w fazie wazonowej.

Wnioski wyciągnięte z tego etapu posłuży-
ły jako bezpośrednia podstawa do prze-
prowadzenia badań terenowych. Podjęcie
analiz w warunkach rzeczywistych było
kluczowe dla pełnej oceny rzeczywistego
potencjału aplikacyjnego i skuteczności
testowanych metod bio- i fitoremediacji
w złożonym ekosystemie glebowym.

Wyniki i dyskusja

Przed rozpoczęciem doświadczenia
określono początkowe stężenia Σ16WWA
w materiale bazowym oraz w czterech
zastosowanych dodatkach organicznych.
Stężenie Σ16WWA w podłożu wynosiło
0,091 mg/kg s.m., natomiast w dodatkach
organicznych mieściło się w zakresie
0,993-3,955 mg/kg s.m. Dane dotyczące
Σ16WWA przedstawione na rys. 1 i 2
zostały wcześniej opublikowane w pracy
[29] i nie są prezentowane w niniejszym
artykule jako nowe wyniki eksperymental-
ne. Zostały przywołane wyłącznie jako
materiał referencyjny niezbędny do porów-
nawczej interpretacji wariantów biologicz-
nego wspomagania oraz zestawienia ich
z wynikami oznaczeń Na. Nowym elemen-
tem niniejszego opracowania jest porów-
nawcza interpretacja układów wspomaga-
nia w przedstawionym zakresie oraz
analiza zmian Na jako parametru pomoc-
niczego.

W ramach badania oznaczono ilości-
owo 16 priorytetowych WWA według
USEPA w doświadczeniu wazonowym.
Całkowite stężenie Σ16WWA w poszcze-
gólnych dodatkach do gleby w postaci
nawozów naturalnych i organicznych oraz
w glebie przed doświadczeniem przedsta-
wiono na rys. 1.



Rys. 1. Stężenie Σ16WWA po dodaniu nawozu do gleby oraz metod wspomagania remediacji gleby
Fig. 1. Concentration of Σ16 PAHs following the addition of fertilizer to the soil, along with methods
used to enhance soil remediation

Źródło: Opracowano na podstawie [29]

Zestawiając metodę remediacji wspomaganą roślinnością w wariancie nr 16 z metodą EM w wariancie nr 8 z dodatkiem osadu ściekowego do gleby, stwierdzono, że zastosowanie roślinności skutkowało stężeniem $\Sigma 16$ WWA w glebie niższym o 36,5 % niż w przypadku zastosowania EM.

Według Amir i in. [31] osady ściekowe generują silny opór wobec procesów degradacji. Hydrofobowe cząsteczki ksenobiotyków wnikają głęboko w skondensowane, alifatyczne frakcje węgla organicznego osadu, co drastycznie ogranicza ich desorpcję do roztworu glebowego [32].

Na rys. 2 przedstawiono zmiany stężenia $\Sigma 16$ WWA w glebie po trzech miesiącach od dodania kompostu, pofermentu, gnojowicy lub osadów ściekowych oraz w wariantach łączących EM z wermikulturą lub roślinnością, a także w wariantach bez wspomaganie remediacji.

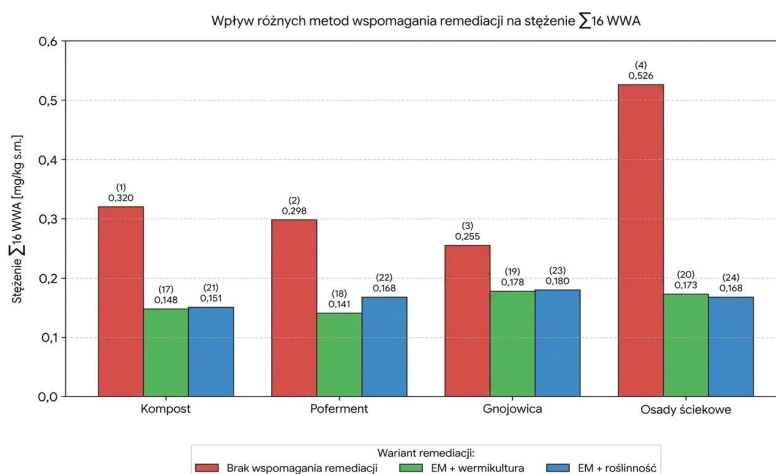
W przypadku obiektu, w którym nie zastosowano metod wspomaganie remediacji, stężenie $\Sigma 16$ WWA mieściło się w zakresie od 0,255 mg/kg s.m. do 0,526 mg/kg s.m. W wariantach łączących dwie metody wspomaganie remediacji stwierdzono niższe wartości stężenia $\Sigma 16$ WWA niż w odpowiadających im wariantach bez wspomaganie. Dotyczyło to zarówno kombinacji EM z wermikulturą, jak i EM z roślinnością. Najniższe stężenie, wynoszące 0,141 mg/kg s.m., odnotowano dla obiektu nr 18, w którym zastosowano połączenie EM i wermikultury. W przypadku obiektu nr 23, poddanego działaniu kombinacji EM i roślinności, wartość ta wyniosła 0,180 mg/kg s.m. W obu przypadkach uzyskane wyniki były znacznie niższe niż w obiekcie, w którym nie zastosowano metod wspomaganie remediacji.

Kuppusamy i in. [24] wskazują na szerokie zainteresowanie metodami biologicznymi w remediacji gleb zanieczyszczonych WWA. Spośród biologicznych metod ograniczania zanieczyszczenia WWA najczęściej stosowane są bioaugmentacja i biostymulacja (33 %), a nieco rzadziej fitoremediacja/ryzoremediacja (22 %).

W systematycznym przeglądzie technik remediacji Tagliabue i in. [1] wykazali, że dżdżownice odgrywają kluczową rolę jako organizmy wspomagające procesy oczyszczania gleb, jednak najlepsze rezultaty osiąga się przy łączeniu ich z bioaugmentacją.

Zgodnie z analizą Zhan i in. [25] pobieranie i transport WWA przez rośliny zależą od ich masy cząsteczkowej. Związki o mniejszej liczbie pierścieni aromatycznych wykazują wyższą mobilność i są bezpośrednio transportowane do tkanek nadziemnych.

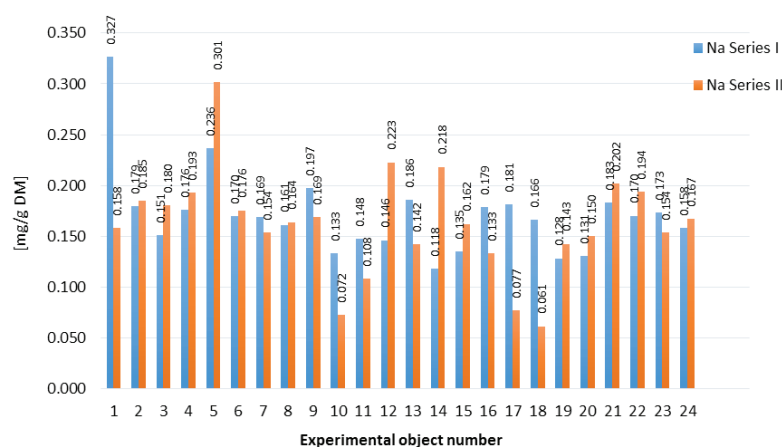
Według Tejeda-Agredano i in. [26] pozytywny efekt na ryzosferę uzyskano



Rys. 2. Zestawienie stężenia $\Sigma 16$ WWA w glebie po trzech miesiącach jednoczesnego stosowania kombinacji dwóch metod remediacji wspomaganie i bez ich stosowania

Fig. 2. Comparison of $\Sigma 16$ PAH concentrations in soil after three months of applying combinations of two enhanced remediation methods, versus conditions where no such methods were used

Źródło: Opracowano na podstawie [29]



Rys. 3. Wpływ metod wspomaganie remediacji gleby na zawartość Na w trakcie i po eksperymencie

Fig. 3. Influence of soil remediation enhancement methods on Na content during and after the experiment

Źródło: Opracowanie własne

w ciągu 90 dni poprzez sadzenie słoneczników, ze względu na wzrost szybkości eliminacji całkowitych WWA o 16 % w porównaniu z zanieczyszczoną glebą bez roślin. Za pomocą analizy molekularnej zaobserwowano pozytywny wpływ ryzosfery na ekspansję populacji mikroorganizmów redukujących WWA.

W układzie EM + roślinność (warianty 21-24) jednym z możliwych mechanizmów obserwowanego efektu są interakcje ryzosferowe. Jak wskazuje Wu i in. [33] eksudaty korzeniowe (kwasy organiczne, fenole) stanowią stałe źródło łatwo przyswajalnego węgla, co może sprzyjać aktywności mikroorganizmów w ryzosferze.

Zawartość sodu analizowano jako parametr pomocniczy. Ponieważ oznaczenie wykonano po mineralizacji próbki, wynik ten nie stanowi bezpośredniej miary zasolenia roztworu glebowego ani stresu osmotycznego. Z tego względu zawartość Na porównano pomiędzy wariantami doświadczenia i terminami pobierania próbek.

Rath i in. [28] wykazali, że obecność soli sodu w roztworze glebowym wywołuje silny stres osmotyczny i wykazuje bezpośrednie działanie toksyczne na mikroorganizmy, prowadząc do gwałtownego zahamowania tempa wzrostu bakterii oraz spadku ich aktywności oddychowej.

W przypadku płynnych substratów organicznych, takich jak pofermenty z biogazowni rolniczych oraz gnojowica, Möller i Müller [34] podkreślają, że mineralna frakcja sodu jest w nich natychmiast dostępna w roztworze glebowym. Wynika to z faktu, że procesy rozkładu w fazie ciekłej uwalniają kationy jednowartościowe bezpośrednio do środowiska wodnego.

Zawartość Na po trzech miesiącach (seria I) oraz po zakończeniu doświadczenia (seria II) była zróżnicowana pomiędzy wariantami, co przedstawiono na rys. 3.

Analiza serii I (po 3 miesiącach) wykazała, że najwyższą zawartość Na odnotowano w kombinacji nr 1 (kompost bez wspomaganie) – 0,327 mg/g s.m.,

natomiast w kombinacji nr 5 (kompost + EM) wynosiła ona 0,236 mg/g s.m. W serii II najwyższe zawartości Na odnotowano w obiekcie nr 5 (kompost + EM) – 0,301 mg/g s.m. oraz nr 12 (osad ściekowy + wermikultura) – 0,223 mg/g s.m. Z kolei najniższe zawartości Na po zakończeniu badań stwierdzono w kombinacjach nr 18 (poferment + EM + wermikultura), nr 10 (poferment + wermikultura) oraz nr 17 (kompost + EM + wermikultura), gdzie wartości wyniosły odpowiednio 0,061, 0,072 i 0,077 mg/g s.m.

Podsumowanie i wnioski

1. W wariantach z biologicznym wspomaganie remediacji odnotowano niższe stężenia $\Sigma 16\text{WWA}$ niż w odpowiadających im wariantach bez wspomaganie.
2. Obserwowana redukcja $\Sigma 16\text{WWA}$ była zróżnicowana w zależności od zastosowanego materiału organicznego i wariantu biologicznego wspomaganie procesu.
3. W wariantach z dodatkiem osadu ściekowego i połączeniem EM z roślinnością odnotowano stężenie $\Sigma 16\text{WWA}$ niższe o 43,24 % niż w wariantach z osadem ściekowym i samym EM (0,168 wobec 0,296 mg/kg s.m.).
4. Uzyskane obserwacje uzasadniają dalszą weryfikację zintegrowanego wykorzystania metod biologicznych w remediacji podłoży obciążonych WWA, zwłaszcza w warunkach terenowych.
5. Zawartość Na była zróżnicowana pomiędzy wariantami doświadczenia oraz terminami pomiaru.
6. Ze względu na sposób oznaczania Na po mineralizacji próbek wyników tych nie należy utożsamiać z bezpośrednią miarą zasolenia roztworu glebowego ani stresu osmotycznego.

Podziękowania

Badania zostały zrealizowane w ramach zadania nr WI/WB-IIŚ/11/2023 w Politechnice Białostockiej i sfinansowane z subwencji badawczej przekazanej przez Ministerstwo Edukacji i Nauki.

Literatura

- [1] Tagliabue, F., Marini, E., De Bernardi, A., Vischetti, C., & Casucci, C. (2023). A systematic review on earthworms in soil bioremediation. *Applied Sciences*, 13(18), 10239. <https://doi.org/10.3390/app131810239>
- [2] Kacprzak, M., & Fijałkowski, K. (red.). (2020). *Fitoremediacja*. PWN.
- [3] Saxena, G., Purchase, D., Mulla, S. I., Saratale, G. D., & Bharagava, R. N. (2020). Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: Eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 249, 71–131.
- [4] Li, S., Ondon, B. S., Ho, S.-H., & Li, F. (2023). Emerging soil contamination of antibiotics resistance bacteria (ARB) carrying genes (ARGs): New challenges for soil remediation and conservation. *Environmental Research*, 219, 115132. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115132>
- [5] Zhao, Y., Wu, Y., Qi, Y., Li, J., Huang, X., Hou, Y., Hao, H., & Zhu, S. (2025). Characteristics, sources, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments in the Yellow River Delta, China. *Land*, 14(8), 1608. <https://doi.org/10.3390/land14081608>
- [6] Jia, X., Yang, D., Li, Y., Zhu, X., Zhang, L., & Wang, J. (2023). Application of the PDMS passive sampling method to assess bioavailability and health risks associated with PAH-contaminated soil. *Sustainability*, 15(11), 9027. <https://doi.org/10.3390/su15119027>
- [7] Rayu, S., Karpouz, D. G., & Singh, B. K. (2012). Emerging technologies in bioremediation: Constraints and opportunities. *Biodegradation*, 23, 917–926. <https://doi.org/10.1007/s10532-012-9576-3>
- [8] Wydro, U., Łapiński, D., Ofman, P., & Struk-Sokołowska, J. (2015). Wspomaganie procesów bioremediacji gleb zanieczyszczonych. Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska, 5, 503–515. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- [9] Kokot, P., & Kamizela, T. (2018). Testing of biopreparations for bioremediation of soils contaminated with petroleum substances. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 21(4), 407–418. <https://doi.org/10.17512/ios.2018.4.7>
- [10] Mishra, B., & Chandra, M. (2022). Evaluation of phytoremediation potential of aromatic plants: A systematic review. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*, 31, 100405. <https://doi.org/10.1016/j.jar-map.2022.100405>
- [11] Kłosińska, T. (2021). Wykorzystanie roślin drzewiastych w remediacji terenów zurbanizowanych. *Sylwan*, 165(10), 725–737. <https://doi.org/10.26202/sylvan.2021058>
- [12] Hidalgo, D., Corona, F., & Martín-Marroquín, J. M. (2022). Manure biostabilization by effective microorganisms as a way to improve its agronomic value. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(10), 4649–4664. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02428-x>
- [13] Joshi, H., Somdutt, Choudhary, P., & Mundra, S. L. (2019). Role of effective microorganisms (EM) in sustainable agriculture. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 8(3), 172–181. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2019.803.024>
- [14] Thakur, S. S., Lone, A. R., Singh, K., Bhattacharya, S. S., Ratnasari, A., Yadav, A. N., Jain, S. K., & Yadav, S. (2023). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil decontamination through vermiremediation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234, 247. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06253-4>
- [15] Lirikum, Kakati, L. N., Thyug, L., & Mozhui, L. (2022). Vermicomposting: An eco-friendly approach for waste management and nutrient enhancement. *Tropical Ecology*, 63(3), 325–337. <https://doi.org/10.1007/s42965-021-00212-y>
- [16] Castillo-González, E., De Medina-Salas, L., Giral-di-Díaz, M. R., & Sánchez-Noguez, C. (2021). Vermicomposting: A valorization alternative for corn cob waste. *Applied Sciences*, 11(12), 5692. <https://doi.org/10.3390/app11125692>
- [17] Minister Środowiska. (2010). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz.U. 2010 nr 137 poz. 924).
- [18] Myczko, A., Sawiński, R., Wrześnińska-Jędrusiak, E., Aleszczyk, Ł., & Łaska-Zięba, B. (2019). Prosumenckie instalacje biogazowe do sanitacji gnojowicy oraz pozostałości poprodukcyjnych z przetwórstwa rolniczego. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 19(1), 19–36.
- [19] Jadczyński, T., Kowalczyk, J., & Lipiński, W. (2008). Zalecenia nawozowe dla roślin uprawy polowej i trwałych użytków zielonych. Instrukcja upowszechnieniowa, 151, 1–23. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach.
- [20] Kwiecińska, A. (2013). Ekologiczne zagospodarowanie gnojowicy z wykorzystaniem technik membranowych. Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Zakład Chemii Środowiska i Procesów Membranowych.
- [21] Stuczyński, M., & Stuczyńska, J. (1999). *Dactylis glomerata* L. subsp. *aschersoniana* Graebn. Thell. jako komponent mieszanek z lucerną. *Łąkarstwo w Polsce*, 2, 155–162.
- [22] Pączka, G., Garczyńska, M., Mazur-Pączka, A., Podolak, A., Szura, R., Skoczko, I., & Kostecka, J. (2018). Vermicomposting of sugar beet pulps using *Eisenia fetida* (Sav.) earthworms. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 20, 588–601.
- [23] Kacprzak, M. (2007). Wspomaganie procesów remediacji gleb zdegradowanych (Monografia nr 128). Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- [24] Kuppusamy, S., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Lee, Y. B., Naidu, R., & Megharaj, M. (2017). Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. *Chemosphere*, 168, 944–968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.115>
- [25] Zhan, X., Zhu, L., & Lin, X. (2010). Uptake and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by ryegrass (*Lolium perenne* L.) and clover (*Trifolium repens* L.) from contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(5), 1057–1065.
- [26] Tejeda-Agredano, M. C., Gallego, S., Vila, J., Grifoll, M., Ortega-Calvo, J. J., & Cantos, M. (2013). Influence of the sunflower rhizosphere on the biodegradation of PAHs in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 830–840. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.008>
- [27] Sarma, H., Nava, A. R., & Prasad, M. N. V. (2019). Mechanistic understanding and future prospect of microbe-enhanced phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Environmental Technology & Innovation*, 13, 318–330. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.004>
- [28] Rath, K. M., Maheshwari, A., Bengtson, P., & Rousk, J. (2016). Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 82(7), 2012–2020. <https://doi.org/10.1128/AEM.04052-15>
- [29] Piotrowska, A., & Borusko, D. (2025). Soil micro-pollutants after using methods supporting the bioremediation process. *Desalination and Water Treatment*, 321, 100963. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100963>
- [30] Ali, H. A., & Farhan, M. B. (2025). Bioremediation techniques for water and soil pollution. *Natural and Engineering Sciences*, 10(1), 89–109. <https://doi.org/10.28978/nesciences.1633049>
- [31] Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., & Revel, J. C. (2005). Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. *Chemosphere*, 58(4), 449–458. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.039>
- [32] Maliszewska-Kordybach, B. (1999). Sources, concentrations, fate and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment. Part A: PAHs in air. *Polish Journal of Environmental Studies*, 8, 131–136.
- [33] Wu, L., Weston, L. A., Zhu, S., & Zhou, X. (2023). Editorial: Rhizosphere interactions: Root exudates and the rhizosphere microbiome. *Frontiers in Plant Science*, 14, 1281010. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1281010>
- [34] Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, 12(3), 242–257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>