

POLITECHNIKA CZĘSTOCHOWSKA
WYDZIAŁ INFRASTRUKTURY I ŚRODOWISKA

Rozprawa doktorska

**„Analiza wybranych technologii rekultywacji
gleb pokopalnianych w aspekcie sekwestracji węgla”**

mgr inż. Aneta Kowalska

Promotor: dr hab. Anna Grobelak, prof. PCz

Częstochowa, 2023

Realizacja części niniejszej pracy jest rezultatem współpracy międzynarodowej będącej częścią projektu wymiany akademickiej EnviSafeBioC nr umowy: PI/APM/2018/1/00029/U/001. Projekt był finansowany przez Narodową Agencję Wymiany Akademickiej (NAWA).



FACULTY of
**INFRASTRUCTURE
AND ENVIRONMENT**
CZESTOCHOWA UNIVERSITY
OF TECHNOLOGY



ENVIRONMENTAL SAFETY OF BIOSOLIDS IN THE CIRCULAR ECONOMY



contract no PPI/APM/2018/1/00029/U/001

Podziękowania

Na etapie prac badawczych, jak i pisania rozprawy doktorskiej znalazło się wiele osób, którym dużo zawdzięczam.

Serdeczne podziękowania dla wszystkich, dzięki którym realizacja badań i złożenie rozprawy doktorskiej okazało się wykonalne. Była to niezwykła przygoda wypełniona przyjemnością a także okraszona spełnieniem marzeń i planów.

Wyrażam głęboką wdzięczność mojemu promotorowi dr hab. Annie Grobelak, prof. PCz, bez której ta praca by nie powstała. Serdecznie dziękuję za ogrom wsparcia, przekazaną wiedzę, pomoc w ukierunkowaniu badań, ogromne zaangażowanie i wszechstronną pomoc. Serdecznie dziękuję za ofiarowany czas i cenne rady. Dziękuję za ogrom inspiracji do nowych pomysłów, za umiejętność stawiania wymagań i wsparcie w niepowodzeniach. Dziękuję za silne bodźce do dalszego rozwoju. Dziękuję, za życzliwość, wiarę we mnie i zaufanie, którym zostałam obdarzona. Miałam to ogromne szczęście móc realizować prace badawcze pod okiem wspaniałego specjalisty, ale także współpracować z takim Człowiekiem.

Serdeczne podziękowania dla prof. dr hab. inż. Małgorzaty Kacprzak za współpracę i udzieloną mi pomoc jakże ważną na samym początku prac nad rozprawą.

Serdeczne podziękowania składam także na ręce prof. Bal Ram Singh z Norwegian University of Life Sciences za cenne wskazówki przy interpretacji wyników badań. Za wsparcie, na które zawsze mogłam liczyć.

Pragnę także podziękować mojej Rodzinie: Mężowi, Rodzicom, Teściom oraz Bratu za życzliwość i wsparcie. Dziękuję Wam za wiarę w moje możliwości i pomoc przy opiece nad Lenką. Bez Was nie osiągnęłabym tego wszystkiego. Córeczko, jesteś jeszcze malutka, ale pragnę Ci za to, że jesteś dla mnie ogromną motywacją.

Bardzo serdecznie dziękuję.

Spis treści

Streszczenie	6
Abstract	8
Wstęp.....	9
1. Przegląd literatury	10
1.1. Emisje dwutlenku węgla (CO ₂)	10
1.2. Materia organiczna w glebie.....	12
1.3. Degradacja gleb	15
1.4. Rekultywacja gruntów odkrywkowych	18
1.4.1. Wspomagana rekultywacja gruntów odkrywkowych wobec idei zrównoważonej polityki i Zielonego Ładu	22
1.4.2. Monitoring rekultywacji gruntów poeksploatacyjnych	23
1.4.3. Recykling organiczny bioodpadów w rekultywacji terenów pokopalnianych	24
1.5. Sekwestracja węgla w glebach poeksploatacyjnych.....	26
1.6. Metodyka opisu sekwestracji węgla w glebie	28
2. Cel rozprawy doktorskiej	35
2.1. Cel naukowy	35
2.2. Cel użyteczny	35
3. Tezy pracy	36
4. Zakres badań	37
5. Materiały i metodyka badań	38
5.1. Charakterystyka gleb pokopalnianych ujętych w badaniach.....	38
5.1.1. Charakterystyka prowadzonej rekultywacji na terenach badanych.....	38
5.1.2. Charakterystyka klimatu, topografii terenu i dominacji gleb na terenach badanych	39
5.1.3. Selekcja terenów rekultywowanych do badań.....	40
5.2. Pobór próbek gleby.....	40
5.3. Analiza respiracji gleby <i>in-situ</i>	41
5.4. Analizy laboratoryjne <i>ex-situ</i>	42
5.6. Analizy statystyczne	46
6. Schemat badań.....	48
7. Omówienie badań i dyskusja wyników.....	50

7.1. Potencjał i mechanizm sekwestracji SOC w glebach pokopalnianych	50
7.2. Dynamika przepływów CO ₂ netto i sekwestracji SOC na różnych etapach rekultywacji ukierunkowanej na ponowne zalesienie	62
7.3. Sekwestracja węgla w rekultywowanych glebach pogórnich: nowy wskaźnik do oceny stabilności pionowej SOC	79
7.3.1 Magazynowanie SOC w glebie na różnych głębokościach.....	79
7.3.2. Model do szacowania pionowej stabilności C w glebach poeksploatacyjnych.....	102
8. Wnioski	106
9. Literatura	109
10. Spis rysunków	132
11. Spis tabel	139

Streszczenie

Górnictwo stanowi ważną gałąź przemysłu pod względem ekonomicznym, bezpieczeństwa energetycznego i zapewnienia dostępu do surowców naturalnych. W aspekcie ekologicznym górnictwo stanowi jednak jedną z najbardziej destrukcyjnych działalności człowieka i generuje duże emisje gazów cieplarnianych, które uważane są za najistotniejszy czynnik intensyfikujący zmiany klimatu i obserwowane globalne ocieplenie. W szczególności górnictwo odkrywkowe wywiera silny wpływ na środowisko naturalne. Oddziaływanie kopalni odkrywkowych na środowisko jest łagodzone przez procesy rekonstrukcji środowiska naturalnego. Faza rekultywacji zainicjowana po zakończeniu procesów wydobywczych umożliwia zaradzenie skutkom odbudowy nowego ekosystemu, a tym samym przywrócenie naturalnego stanu środowiska. Co więcej, odbudowany ekosystem pozwala na zintensyfikowanie sekwestracji węgla w glebie łagodząc ślad węglowy kopalni i pośrednio ograniczając postęp zmian klimatycznych.

Celem rozprawy doktorskiej jest analiza potencjału, mechanizmów i dynamiki sekwestracji węgla w glebach poeksploatacyjnych rekultywowanych z zastosowaniem różnych technik rekultywacji. Celem pracy jest także określenie wpływu zastosowanej techniki rekultywacji na proces sekwestracji węgla, opis mechanizmu oraz dynamiki sekwestracji węgla w warstwach gleby na obszarach o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji. Celami utylitarnymi są: określenie najlepszej praktyki rekultywacyjnej gleb pokopalnianych dla procesu sekwestracji węgla w glebie i ograniczaniu wpływu działalności wydobywczej na zmiany klimatyczne, a także dostarczenie narzędzia do monitorowania wertykalnej stabilizacji węgla organicznego w rekultywowanych glebach pokopalnianych.

Badania prowadzono na terenach objętych pracami rekultywacyjnymi dwóch kopalni odkrywkowych: kopalni wapienia i kopalni węgla brunatnego. W kopalniach zastosowano dwa różne podejścia rekultywacyjne. W kopalni wapienia zastosowano tylko nasyp, natomiast w kopalni węgla brunatnego rekultywację wspomagano aplikacją osadów ściekowych. W badaniach dla każdej z kopalni ujęto cztery obszary o różnym stopniu rekultywacji.

Przeprowadzone badania doprowadziły do opracowania modelu wskaźnika do scharakteryzowania przenikania stabilnych form C w glebie do głębszych warstw gleby dla rekultywowanych gleb pokopalnianych, który może być pomocny przy podejmowaniu decyzji

dotyczących łagodzenia zmian klimatycznych, obniżania śladu węglowego kopalń, a także przy ocenie efektywności rekultywacji gleby.

Abstract

Mining is an important branch of industry in terms of economy, energy security and access to natural resources. However, in ecological terms, it is one of the most destructive human activities, and it generates large emissions of greenhouse gases, which are considered the most important factor intensifying climate change and the observed global warming. In particular, the opencast mining has a strong environmental impact. The influence of opencast mines on the environment is mitigated by environmental reclamation. The reclamation phase after the completion of mining processes makes it possible to remedy the effects of rebuilding the new ecosystem, thereby restoring the natural appearance of the environment. Moreover, the restored ecosystem allows for the intensification of carbon sequestration in the soil mitigating the mine's carbon footprint and indirectly limiting the progress of climate change.

The aim of the doctoral dissertation is to analyze the potential, mechanisms and dynamics of carbon sequestration in post-mining soils reclaimed with the use of various remediation techniques. The aim is also to characterize the impact of the applied remediation technique on the carbon sequestration process, description of the mechanism and dynamics of carbon sequestration in soil layers in areas with varying degrees of remediation. The utilitarian goals are: to determine the best reclamation practice of post-mining soils for the process of carbon sequestration in the soil and limiting the impact of mining activities on climate change, as well as providing a tool for monitoring the vertical stabilization of organic carbon in reclaimed post-mining soils..

The research was carried out in the areas covered by the recultivation works of two opencast mines: a limestone mine and a lignite mine. Two different reclamation approaches were used in the mines. In the limestone mine only the embankment was used, while in the lignite mine reclamation was supported by the application of sewage sludge. The research for each of the mines covered four areas with different degrees of reclamation.

The conducted research led to the development of an indicator model to characterize the penetration of stable forms of C in the soil into deeper soil layers for reclaimed post-mining soils, which can be helpful in making decisions on mitigating climate change, reducing the carbon footprint of mines, as well as in assessing the effectiveness of soil reclamation.

Wstęp

Problematyka rekultywacji gleb poeksploatacyjnych jest wciąż aktualna. Dzieje się tak głównie z uwagi na konieczność przywrócenia walorów ekologiczno-przyrodniczych oraz z uwagi na możliwość złagodzenia śladu węglowego kopalni. Gleby poeksploatacyjne po działalności odkrywkowej wymagają pilnej interwencji. Samoistna odnowa takich terenów bez ludzkiej ingerencji mogłaby trwać bardzo długo, stąd ważne jest gospodarowanie przestrzenne, którego efektem jest rekultywacja terenów. Przedsiębiorstwo górnicze w myśl Ustawy z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze (Dz. U. 2011 nr 163 poz. 981) oraz Ustawy z dn. 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. 1995 nr 16 poz. 78) jest zobowiązane w miarę postępu eksploatacji złoża likwidować stopniowo wyrobiska górnicze. Zmusza to do podjęcia rekultywacji gruntu i przygotowania do zagospodarowania terenu zgodnie z Dz. U. 1978.4.12. Zastosowanie odpowiedniej techniki rekultywacji pozwala efektywnie przeprowadzić odbudowę środowiska naturalnego i likwidację degradacji terenu. Dobór techniki rekultywacji jest kluczowy dla odbudowy ekosystemu oraz procesów glebotwórczych.

W niniejszej rozprawie doktorskiej podjęto problematykę rekultywacji gleb poeksploatacyjnych powstałych w efekcie prac odkrywkowych celem wydobywania surowców naturalnych. W pracy rozważano aspekt zarządzania procesem rekultywacji gleb pogórnich wobec sekwestracji węgla i możliwości łagodzenia zmian klimatycznych. Zbadane zostały dwa tereny poeksploatacyjne – po eksploatacji wapienia (teren rekultywowany nasypem) oraz po eksploatacji węgla brunatnego (teren rekultywowany z wstępną aplikacją osadów ściekowych). W pracy ujęto cztery obszary na każdym z badanych terenów różniące się stopniem zaawansowania procesu rekultywacji. Podjęto szereg ekotechnicznych problematyk: zbadano potencjał sekwestracji węgla na terenach pokopalnianych objętych rekultywacją, mechanizm stabilnego magazynowania węgla w glebie, dynamikę strumieni CO₂ netto, poziom sekwestracji węgla na różnych etapach rekultywacji po upływie roku i dynamikę wertykalnej stabilizacji węgla w glebach pokopalnianych. Efektem użytecznym badań stanowiących integralną część niniejszej rozprawy doktorskiej było opracowanie modeli oceny stabilizacji pionowej węgla organicznego w rekultywowanych glebach pokopalnianych oraz wskazanie najlepszej praktyki rekultywacyjnej gleb pokopalnianych dla procesu sekwestracji węgla i ograniczania wpływu praktyk wydobywczych na zmiany klimatyczne.

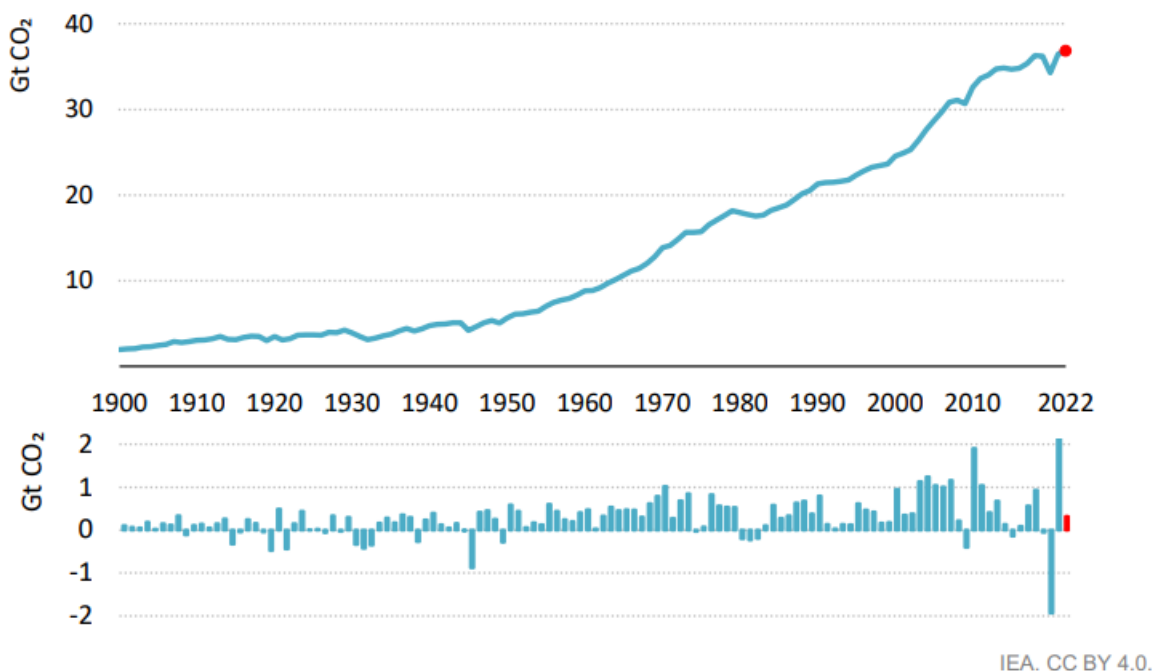
1. Przegląd literatury

1.1. Emisje dwutlenku węgla (CO₂)

Emisje dwutlenku węgla (CO₂) są głównym motorem globalnych zmian klimatu. Powszechnie uznaje się, że aby uniknąć najgorszych skutków zmian klimatu, świat musi pilnie ograniczyć emisje. Jednym z działań zmierzających do ich złagodzenia jest Europejski Zielony Ład, który zakłada neutralność klimatyczną Europy do 2050 r. Celem Europejskiego Zielonego Ładu jest uzyskanie zerowych emisji gazów cieplarnianych (z ang. green-house gases, GHGs) netto do 2050 (The Green Deal 2021). Wynika to z faktu, że zmiany klimatyczne stanowią ogromne zagrożenie w skali globalnej powodując poważne zaburzenia ekosystemów. Przewidywane skutki niepoohamowanych zmian klimatu w przyszłości zakładają m.in. wyginięcie poszczególnych gatunków, wysychanie lądowych zbiorników wodnych, czy nawet obniżenie poziomu wód gruntowych ograniczające dostęp do wody pitnej w wielu miejscach na świecie (Hamidov i in., 2020). Takie obawy oparte są na wciąż zwiększających się emisjach GHGs, które są odpowiedzialne za wzrost temperatur na świecie.

W 2020 r. całkowita emisja dwutlenku węgla (CO₂) osiągnęła roczny spadek (o 5,8%), co przypisuje się kryzysowi związanemu z pandemią COVID-19 i związanym z nim „globalnym lock-downem”. Ponadto, spadek ten był największy w porównaniu z II wojną światową według danych Międzynarodowej Agencji Energii (IEA, 2021). Mimo odnotowania spadku emisji CO₂ w 2020 r. nie zaobserwowano jego wpływu na stężenie CO₂ w atmosferze, które osiągnęło nienotowany wcześniej poziom 412.5 ppm, a więc nawet wyższy niż przed rewolucją przemysłową (Bezić i in., 2022). Globalne emisje CO₂ związane z energią wzrosły o 0,9% lub 321 Mt w 2022 r., osiągając nowy najwyższy poziom ponad 36,8 Gt. Szacunki te wynikają z analizy Międzynarodowej Agencji Energetycznej (z ang. International Energy Agency, IEA). Analiza została przeprowadzona z podziałem na regiony i poszczególne rodzaje paliw i zawierała najnowsze oficjalne statystyki krajowe i publicznie dostępne dane dotyczące zużycia energii, wskaźników ekonomicznych i pogody. W roku naznaczonym szokami cenowymi energii, rosnącą inflacją i zakłóceniami w handlu tradycyjnymi paliwami, globalny wzrost emisji był niższy niż się obawiano, pomimo przejścia z gazu na węgiel w wielu krajach. Przyjmuje się, że ograniczenie produkcji przemysłowej, szczególnie w Chinach i Europie, również zapobiegło dodatkowym

emisjom CO₂ w 2022 r. (IEA, 2023). Emisja CO₂ od dekad wykazuje tendencje wzrostową, co zostało przedstawione w raporcie IEA 2023 (Rys. 1).



Rysunek 1. Globalna emisja CO₂ ze spalania energii i procesów przemysłowych i ich roczne zmiany, 1900-2022 (IEA, 2023)

Również przemysł kopalniany przyczynia się do emisji CO₂ do atmosfery. Oszacowano, że światowy przemysł metalurgiczny i wydobywczy przyczynia się w około 8 % do globalnego śladu węglowego (Cox i in., 2022). Górnictwo ma istotny wkład do globalnej emisji CO₂, jednak w porównaniu z ekonomicznym wkładem przemysłu ślad emisyjny jest niewielki. Wszystkie produkty przemysłu wydobywczego mają wyjątkowo wysoką wartość emisji CO₂ na tonę w porównaniu z modelowymi produktami energetycznymi, budowlanymi i rolniczymi (Cox i in., 2022). Sprawia to, że w przypadku wprowadzenia globalnego podatku od emisji CO₂, korzyści finansowe przemysłu wydobywczego byłyby dużo mniejsze w odniesieniu do innych branż.

Problem zmian klimatu opiera się na emisjach gazów cieplarnianych oraz zmaganiach o ochronę środowiska podjętych przy formułowaniu inicjatywy Europejskiego Zielonego Ładu. Dekarbonizacja jest więc niezbędna do wszelkich walk o ochronę środowiska (Valenta i in., 2023). Ponieważ gleby zdegradowane odpowiadają za relatywnie wysoką emisję CO₂ (Qui i in., 2021), w kwestii całkowitej dekarbonizacji należy zwrócić uwagę na konieczność rekultywacji takich

terenów. Dzieje się tak, ponieważ poprawa jakości gleby zmniejsza emisję CO₂ z gruntu, ale stwarza również możliwość magazynowania węgla w ramach jego sekwestracji (Mühlbachová i in., 2021).

1.2. Materia organiczna w glebie

Materia organiczna w glebie (z ang. soil organic matter, SOM) zawiera wszystkie organiczne związki w szczególności nierozłożone szczątki roślin i tkanki zwierząt, jak również częściowe produkty ich rozkładu (Zavarzina i in., 2021). Roślinność zlokalizowana na powierzchni gleby wywiera ogromny wpływ na skład SOM. Materię organiczną budują wysokocząsteczkowe substancje organiczne takie jak polisacharydy i białka, jak również niskocząsteczkowe substancje organiczne i nieskomplikowane struktury jak cukry czy aminokwasy (Qiao i Lissel, 2021). Ogólnie rzecz ujmując, na materię organiczną składają się wszystkie związki posiadające w swojej strukturze węgiel organiczny. Do materii organicznej zwykle nie zalicza się żywych organizmów (Di Lonardo i wsp., 2017). Pozostałości roślinne i zwierzęce stanowią pierwotne źródło humusu w glebie, który składa się z niespecyficznych i specyficznych substancji będących produktem rozkładu pozostałości organicznych (mineralizacja) lub resyntezy mikrobiologicznej (humifikacja) (Kravchenko i in., 2022). Substancje niespecyficzne stanowią około 10-15% materii organicznej. Są to białka, węglowodory, ligniny, tłuszcze, kwasy organiczne, woski i taniny. Niektóre z nich łatwo ulegają degradacji (cukry, białka), a pozostałe wykazują stosunkowo dużą trwałość (ligniny, tłuszcze) (Sirotiak i in., 2021). Substancje specyficzne stanowią około 25-90% materii organicznej. W szczególności substancje humusowe stanowią wysoce zróżnicowaną i raczej stabilną mieszaninę brązowych bezpostaciowych substancji koloidalnych (Santagata i in., 2008). Substancje te wykazują bardzo ważną funkcję wiązania i neutralizowania substancji toksycznych w glebie, ograniczając ich dalszy przepływ w ekosystemie i zmniejszając toksyczność dla środowiska (Bondareva i Kudryasheva, 2021). Specyficzne substancje organiczne składają się z humin i kwasów humusowych (huminowych i fulwowych). Huminy są najmniej znaną grupą substancji humusowych, co może wynikać z ich nierozpuszczalności w roztworach kwaśnych i zasadowych, ponieważ są one trwale związane z mineralną częścią gleby. Ogólnie przyjmuje się, że stanowią one nieaktywną część próchnicy i nie pełnią istotnej funkcji w procesach glebowych (Zavarzina i in., 2021). Z kolei, kwasy fulwowe rozpuszczają się zarówno w kwasach, jak i w substancjach zasadowych. W przeciwieństwie do kwasów humusowych zawierają bardziej funkcjonalne grupy karboksylowe i fenolowe. Mogą wnikać głęboko w profil glebowy,

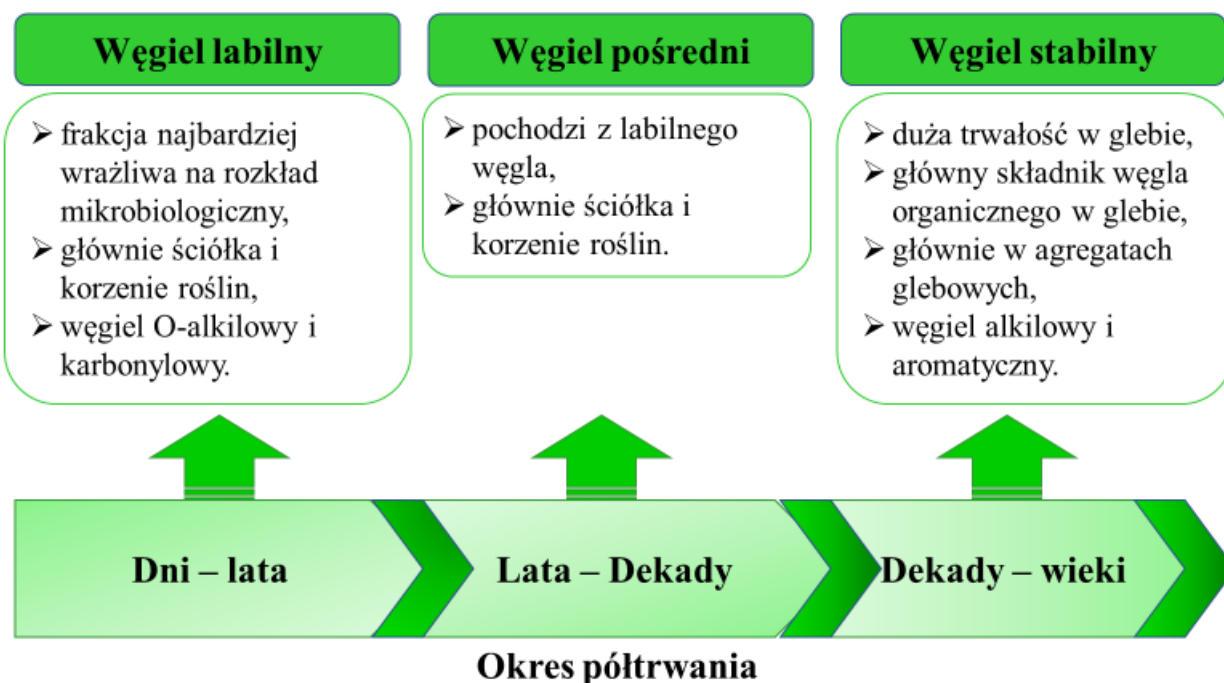
wpływają na proces powstawania i rozwoju gleby. Kwasy huminowe są natomiast nierozpuszczalne w wodzie i środowisku poniżej pH 2, rozpuszczają się w środowisku zasadowym i obojętnym. W porównaniu z cząsteczkami kwasu fulwowego zawierają więcej azotu i węgla (Pérez-Esteban i in., 2019).

Materia organiczna akumulowana jest na różnych poziomach gleby, najczęściej jednak w części nadziemnej i podziemnej. Jej wysoka zawartość, zwykle do kilkudziesięciu procent występuje w poziomach organicznych w dziewiczych glebach leśnych. Z kolei w glebach ornych, w wyniku odcięcia dopływu materii organicznej z pozostałości roślinnych, poziom organiczny nie występuje (Kögel-Knabner i Amelung, 2021). Na tych gruntach, materia organiczna pojawia się głównie w wyniku zabiegów agrotechnicznych w postaci nawozów.

Materia organiczna w glebie pełni wiele ważnych funkcji zapewniających stabilność ekologiczną ekosystemów (Kopittke i in., 2020). Bierze udział w obiegu pierwiastków i procesach glebotwórczych (Adayemo i in., 2019). Ponadto, materia organiczna w glebie wiąże substancje organiczne pochodzenia antropogenicznego (np. pestycydy), a także stanowi ważne źródło energii dla mikroorganizmów (Rasool i in., 2022). Uważa się, że materia organiczna promuje wzrost roślin zatrzymując wystarczającą ilość wody, dostarczając substancji odżywczych dostępnych dla korzeni roślin, oraz wspierając mikroorganizmy glebowe do stymulowania wzrostu roślin (Nardi i in., 2021). Substancje humusowe promują wzrost antagonistycznych mikroorganizmów dla bakteryjnych i grzybowych patogenów roślinnych (Silva i Canellas, 2022). Materia organiczna stanowi źródło energii i substrat budulcowy dla mikroorganizmów glebowych (Kästner i in., 2021). Zwiększenie ilości materii organicznej w glebie powoduje wzrost stężenia związków zawierających węgiel, azot, siarkę i wodór, wzbogacając glebę i poprawiając jej produktywność i aktywność enzymatyczną. Ponadto, materia organiczna stanowi jeden z najważniejszych czynników determinujących jakość gleby i jej możliwe wykorzystanie (Grobelak i wsp., 2017).

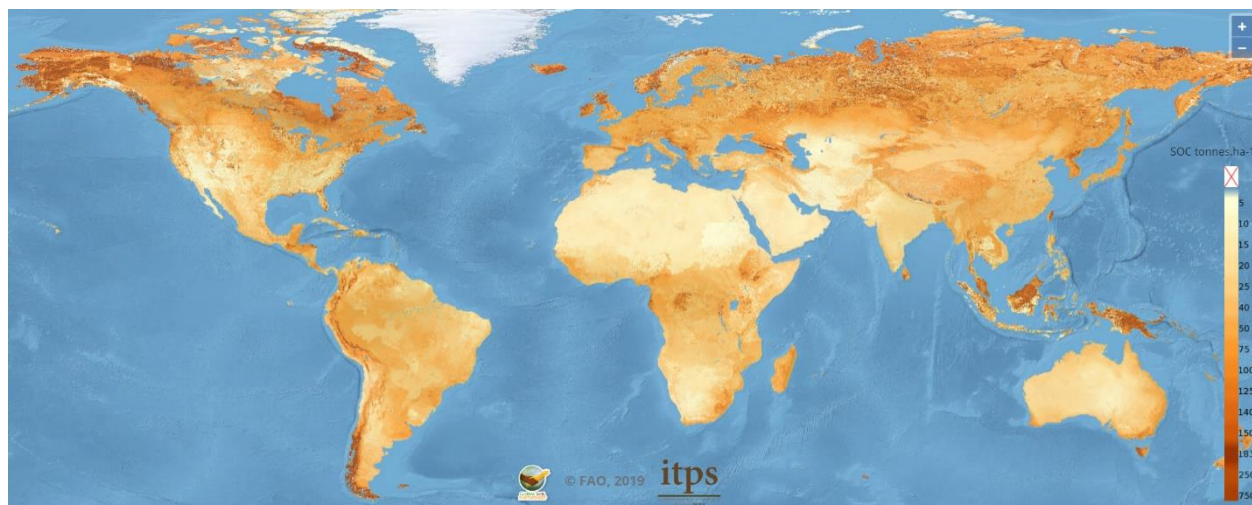
Węgiel organiczny w glebie jest niejednorodny, ponieważ jego część jest stabilna z długim okresem półtrwania, a druga część jest szybko mineralizowana przez mikroorganizmy glebowe. Według Dignac i in. (2017) istnieją trzy różne conceptualne pule C w glebie pod względem tempa ich degradacji: labilny C, pośredni C i stabilny C (Rys. 2). Głównym źródłem labilnego i pośredniego C są ściółka i korzenie, a ich rozkład zajmuje od 1 dnia do 1 roku (dla labilnego C) i od lat do dekad (dla pośredniego C). Stabilny C jest pobierany z labilnego C i pośredniego C,

a jego zakres czasowy rozkładu wynosi od dziesięcioleci do stuleci. Większość SOC składa się ze stabilnego C i może być znaleziona w agregatach i/lub zaabsorbowana na powierzchniach mineralnych (Dignac i in., 2017). Najbardziej stabilną i niepodatną na rozkład frakcję stanowią C alkilowy i aromatyczny. Z kolei węgiel karbonyłowy i O-alkilowy uważane są za wysoce podatne na mineralizację (Dignac i in., 2017). Z punktu widzenia globalnej dekarbonizacji pożądane jest sekwestrowanie C w glebie w najbardziej stabilnej postaci. Ponieważ humifikacja prowadzi do dojrzałości SOC i jest ściśle związana z powstawaniem substancji humusowych wykazujących dużą odporność na degradację, pożądany jest węgiel organiczny o wysokim indeksie humifikacji. Z tego względu aromatyczny C wykazuje dużą trwałość w glebie, podczas gdy wysoka aromatyczność SOC, jest obiecująca dla sekwestracji C i obniżenia globalnego ocieplenia klimatu. Stwierdzono, że gleby poddane rekultywacji mają znacznie lepszą zdolność sekwestracji C i jego magazynowania w stabilnych formach. Długoterminowe badania potencjału rekultywowanej gleby poeksploatacyjnej do sekwestracji C wykazały poprawę trwałości zmagazynowanego C na rekultywowanym obszarze. Sekwestracja C jest bardziej efektywna w przypadku rekultywacji ukierunkowanej na zalesianie terenu. Rekultywacja gleb jest obiecująca dla poprawy ich jakości, a tym samym pozytywnie wpływa na zdolność gleby do magazynowania C oraz pośrednio obniża stężenie CO₂ w atmosferze (Dignac i in., 2017).



Rysunek 2. Charakterystyka frakcji węgla organicznego w glebie (na podstawie Dignac i in., 2017)

Oszacowaną zawartość materii organicznej na świecie przedstawia rysunek 3. Zawartość materii organicznej w glebie ulega ciągłym fluktuacjom. Wynika to z dwóch antagonistycznych procesów: mineralizacji i depozycji (De Notaris i in., 2020). Mineralizacja jako proces rozkładu materii organicznej do substancji mineralnych powoduje obniżenie zawartości materii organicznej. Jest ona procesem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania gleby i zapewnienia utrzymania rezerw substancji odżywczych dostępnych dla organizmów glebowych (Gunina i Kuzyakov, 2022). Z kolei depozycja jest procesem akumulowania materii organicznej z pozostałości roślinnych i kompostu lub organicznych i nieorganicznych nawozów. Utrzymanie poziomu materii organicznej w glebie wynika z równowagi między procesem mineralizacji i depozycji (Bernard i in., 2022). Spadek poziomu materii organicznej w glebie jest uważany za najpoważniejszą przyczynę jej degradacji. Zauważono, że degradacja gleb wzrosła w ciągu ostatnich dekad a bez wprowadzenia zdecydowanych kroków ten wzrost będzie kontynuowany (Ferriera i in., 2022).



Rysunek 3. Węgiel organiczny w glebie na świecie (GSOCmap, FAO soils portal, 2019, www.fao.org)

1.3. Degradacja gleb

Degradację gleby definiuje się jako zespół procesów fizycznych, chemicznych, biologicznych i ekologicznych, które znacznie obniżają jakość gleby i jej potencjalną produktywność (Dudek i in., 2022). Udział gleb zdegradowanych i zubożałych na całym świecie rośnie z roku na rok i równocześnie postępuje ze zmianami klimatu i globalnym ociepleniem

(Arnell i in., 2019). Obniżanie jakości gleb na świecie powoduje zaburzenia homeostazy środowiskowej, a co za tym idzie, może prowadzić do wzrostu emisji CO₂ z gleby, co jeszcze bardziej pogłębia pogorszenie jakości gleby (Rai, 2022). Ponieważ zahamowanie degradacji gleb w skali globalnej wydaje się być niemożliwe, istnieje konieczność odtwarzania zdegradowanych gleb na poziomie regionalnym. Ma to istotne znaczenie ze względu na dużą emisję CO₂ z gleb zdegradowanych (Bastida i in., 2018). Szacuje się, że około 20% emitowanego CO₂ pochodzi z gleb zdegradowanych antropogenicznie (Abdullahi i in., 2018). Uważa się, że degradacja gleby i jej wpływ na zasoby SOC są charakterystyczne dla danego miejsca i mogą się znacznie różnić na całym świecie. Konsekwencje degradacji gleb widoczne są przede wszystkim w ogromnym spadku stężenia SOC, który może sięgać 50%, a nawet i dochodzić do 90% (Dlamini i in., 2016). Badania wykazują, że degradacja użytków zielonych zmniejszyła zawartość SOC nawet o 16% w przypadku klimatu suchego i o 8% w przypadku klimatu wilgotnego (Dlamini i in., 2016). Zauważono, że rodzaj gleby determinuje tempo wyczerpywania się SOC. Dlamini i in., (2016) wykazali 10-krotnie większy spadek stężenia SOC dla gleb piaszczystych (10%) w porównaniu z glebami gliniastymi (1%). Tekstura gleby wpływa również na stabilność SOC w glebie. Stwierdzono wyższe zasoby SOC w glebie drobnoziarnistej w porównaniu z glebą o gruboziarnistej teksturze. Zauważono, że zmiany w SOC wpływają także na właściwości fizyczne gleb (np. wilgotność gleby), dostępność składników odżywczych (np. N) oraz aktywność mikrobiologiczną i różnorodność biologiczną (Kowalska i Grobelak, 2020).

Degradacja taka może być związana z emisją zanieczyszczeń pochodzących z różnych gałęzi przemysłu. Szczególnie górnictwo i przemysł w dużym stopniu przyczyniają się do pogorszenia jakości gleb (Mohsin i in., 2019). Degradacja gleb spowodowana działalnością górniczą związana jest głównie z fizycznym usuwaniem wierzchniej warstwy gleby i usuwaniem podszytu roślinnego (często nawet wylesianiem), co powoduje widoczne, bezpośrednie i radykalne zmiany w okolicznych terenach. Zaobserwowano, że wylesianie (w latach 2015-2020) sięgające około 10 mln hektarów rocznie jest uważane za poważne zagrożenie dla jakości gleb i upośledzające ich zdolność do prawidłowego funkcjonowania (Ritchie i Roser, 2021). Zdegradowana gleba traci swoją funkcjonalność i silnie wpływa na obieg węgla. O ile w idealnym ekosystemie obieg węgla jest zrównoważony, o tyle w zubożonej glebie jest mocno zaburzony. Powoduje to, że znacznie większa ilość węgla może zostać uwolniona do atmosfery w postaci CO₂ (Aryal i in., 2018). Dlatego degradacja gleby spowodowana działalnością człowieka wpływa na

produktywność roślin, a co za tym idzie, CO₂ nie jest skutecznie wychwytywany z atmosfery w procesie fotosyntezy (Saco i in., 2018). Zjawisko to prowadzi do całkowitego zubożenia gleb i nie sprzyja łagodzeniu zmian klimatycznych oraz wypełnianiu założeń Zielonego Ładu.

Jakość gleb i zawartość materii organicznej podlegają również wpływom zmieniającego się klimatu i ekstremalnym zjawiskom pogodowym (Hung i in., 2022). Literatura podmiotu podaje kilka możliwych scenariuszy zmian zawartości materii organicznej w glebie wskutek zmian klimatycznych. Jeden z nich zakłada intensyfikację procesów rozkładu materii organicznej wynikającej ze zwiększonej aktywności enzymatycznej mikroorganizmów glebowych wskutek wzrostu temperatury gleby (Pisani i in., 2017). Ponadto, uważa się, że zwiększona temperatura gleby skutkuje obniżeniem różnorodności składu materii organicznej, co wynika bezpośrednio z rozkładu labilnej frakcji materii organicznej (Pisani i in., 2017). Zauważono także, że wzrost temperatury gleby wpływa na wzrost degradacji prostych cukrów i alkoholi w materii organicznej, co jest skorelowane z szybkim uwalnianiem gazów cieplarnianych (z ang. green-house gases, GHGs), w tym CO₂ i metanu (CH₄) w procesie fermentacji aerobowej (Yang et al., 2016). Z drugiej strony, zaobserwowano, że ocieplający się klimat potęguje zmiany w bioróżnorodności mikroorganizmów glebowych, a przez to ich aktywność nie jest łatwa do przewidzenia, dlatego też prognozy dotyczące ukierunkowania rozkładu materii organicznej wobec ocieplającego się klimatu są bardzo trudne do oszacowania (Streit i in., 2014).

Rozkład materii organicznej w glebie różni się w różnych typach gleby i klimatu. Wśród czynników wpływających na jej rozkład należy wymienić warunki klimatyczne (temperatura, wilgotność, opady), jakość gleby (zawartość gliny, retencja wody), czy lokalizacja geograficzna (Ghosh et al., 2016). Głównymi zewnętrznymi czynnikami wpływającymi na rozkład materii organicznej jest temperatura i wilgotność (Sierra et al., 2015). Ponadto, biorąc pod uwagę fakt, że rozkład materii organicznej jest rezultatem aktywności mikroorganizmów, wszystkie czynniki wpływające na ich aktywność oddziałują na zawartość materii organicznej w glebie (Zhang i in., 2021a).

Degradacja gleb na całym świecie generuje szereg problemów rolniczych, ekologicznych, a także problem bezpieczeństwa żywnościowego i jest najpoważniejsza w krajach rozwijających się (FAO, 2011). Zdegradowane gleby prowadzą do rozwoju zwartych, ubitych powierzchni i zagęszczenia gleb, co prowadzi do ograniczonej dyfuzji tlenu i infiltracji wody, a także poważnie zmniejsza zdolność gleby do magazynowania wilgoci (Elghali i in., 2019). Degradacja gleby może

przebiegać w różny sposób, m.in. erozja gleby, wyczerpanie składników odżywczych i materii organicznej, zakwaszenie, zanieczyszczenie i zasolenie. Erozja gleb jest poważnym problemem ściśle związanym z glebami zdegradowanymi, pozbawionymi szaty roślinnej, słabą strukturą gleb, zwięzłością gleb i terenami zanieczyszczonymi. Zjawisko to jest efektem ekspozycji gleby na różne szkodliwe warunki atmosferyczne (Balaguer-Puig i in., 2018). Do degradacji gleb przypisuje się definicję „globalnej pandemii” z uwagi na fakt, że nie stanowi ona problemu lokalnego, a raczej jest już problemem globalnym.

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego w Polsce w 2021 r. powierzchnia zdegradowanych gruntów osiągnęła 62 tys. ha (GUS, 2022). Na całym świecie prawie 33% gleb uległo degradacji i znacznie utraciło zawartość węgla organicznego (Amelung i in., 2020). Ze zdegradowanych gleb uwalnia się węgiel i podtlenek azotu, co sprawia, że degradacja gleb stanowi jeden z najpilniejszych problemów środowiskowych przyczyniających się do zmian klimatu (Gomiero, 2016).

1.4. Rekultywacja gruntów odkrywkowych

Przemysł wydobywczy stanowi podstawę rozwoju gospodarki i od wieków człowiek wykorzystuje kopaliny. Rosnące wymagania ekonomiczne spowodowały znaczny rozwój przemysłu wydobywczego w ostatnich dziesięcioleciach. Jednak pomimo ogromnych korzyści ekonomicznych wynikających z procesów wydobywczych, górnictwo wywiera silny wpływ na środowisko naturalne. Szczególnie górnictwo odkrywkowe nieuchronnie prowadzi do poważnej degradacji walorów ekologicznych i estetycznych krajobrazu (Rys. 4). Zaburzenia gleby prowadzą do utraty C i innych ważnych właściwości ekosystemu (Maiti i Ahirwal., 2019). Działalność górnictwa odkrywkowego związana jest w usuwaniem wierzchniej warstwy gleby, pod którą stosunkowo płytko znajduje się kopalina w masowej lub szerokiej bryle, albo stanowi składnik powierzchniowej gleby lub skały (Mukherjee i Pahari, 2019). Naruszenie powierzchni znacząco wpływa na topografię i drenaż, jakość powietrza, gleby i wody, oddziałuje na roślinność, w tym ekosystemy leśne. Górnictwo odkrywkowe generuje również znaczny poziom hałasu i drgania gruntu co nie pozostaje obojętne na zdrowie ludzi (Skousen i Zipper, 2021). Ponadto, naruszenie powierzchni ziemi silnie zaburza funkcjonowanie ekosystemów glebowych, zmienia skład mikroorganizmów glebowych, co wykazuje zarówno krótko- jak i długoterminowych destrukcyjny wpływ na stabilność ekologiczną (Zhang i in., 2019). Ponadto, wydobywane gleby

często charakteryzują się dużą gęstością nasypową, niską wartością pH, niską dostępnością składników odżywczych, słabą strukturą, niską zdolnością zatrzymywania wody i niską produktywnością biomasy (Shrestha i Lal, 2004). Zdegradowane gleby, w połączeniu z emisją gazów i pyłów wywierają znaczne oddziaływanie na środowisko, a także potęgują zmiany klimatyczne. Podczas masowych eksplozji na wysokość 150-200 m wydzielą się 40-50 tys. m³ gazów i 150-200 ton pyłów (Fatidinovich et al., 2020). Operacje strzałowe w kopalnictwie odkrywkowym są jednak ważnym narzędziem pracy wpływającym na zmniejszenie strat surowców mineralnych (Fatidinovich et al., 2020). Dlatego też, przy eksploatacji odkrywkowej nieuniknione jest nadmierne zanieczyszczenie atmosfery głębokich odkrywek.



Rysunek 4. Degradacja gruntów spowodowana odkrywkowym wydobywaniem węgla (Maiti i Ahirwal, 2019)

Zakłócenie naturalnych ekosystemów podczas wydobywania w połączeniu ze spadkiem produktywności ekosystemów zmusza do działań pomagających przywrócić funkcje gleby tak szybko, jak to możliwe. Powala to podtrzymać różne procesy ekosystemowe powiązane z glebą, wodą i roślinami. Jedną z technik złagodzenia oddziaływania kopalni odkrywkowych na środowisko i próbą przywrócenia krajobrazu jest rekultywacja gleb po zakończeniu eksploatacji. Rekultywacja gleb poeksploatacyjnych jest trudna, zwłaszcza ze względu na konieczność odtworzenia ich naturalnej funkcjonalności (Wang i in., 2022). Niemniej jednak powiększające się obszary gleb zdegradowanych wymuszają odbudowę zniszczonego obszaru. Jest to ważne nie tylko w aspekcie glebowym, ale ma również ogromną wartość dla całego środowiska, gdyż rekultywacja gleb poeksploatacyjnych pozwala na zwiększenie sekwestracji węgla, obniżając zmiany klimatu

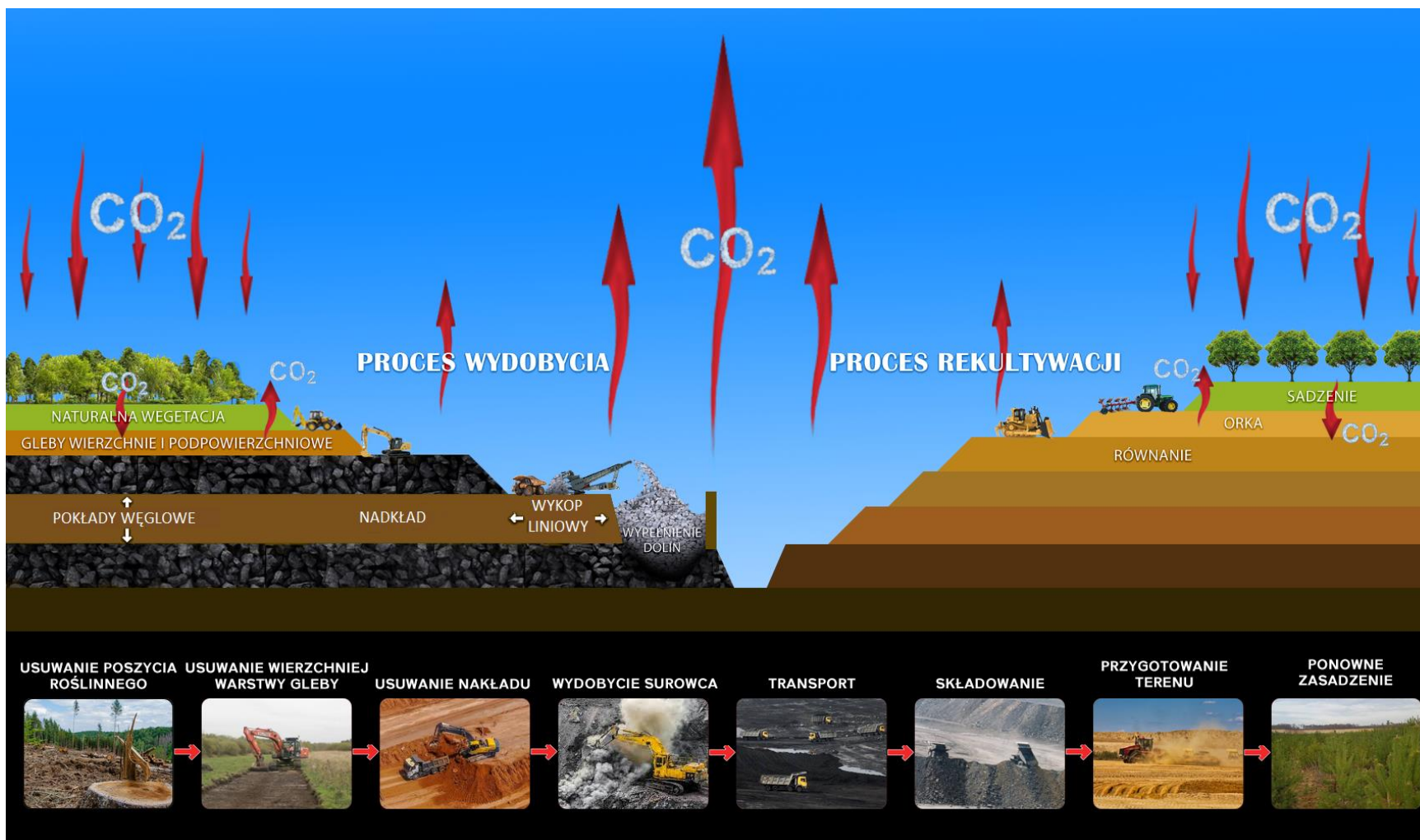
(Yang i in., 2019). Zainteresowania sekwestracją SOC ekosystemów poeksploatacyjnych koncentrują się na zwiększaniu naturalnej zdolności ekosystemów do zwiększania tempa wprowadzania materii organicznej do gleby w trwałej formie (Feng i in., 2016). Jednakże funkcjonalność strumieni i zasobów C w ekosystemach poeksploatacyjnych jako całość jest nadal słabo poznanym procesem.

Rekultywacja gleb pokopalnianych polega na przywróceniu gleby do stanu pierwotnego poprzez przywrócenie wartości odżywczych gleby za pomocą szeregu metod rekultywacji (Worlanyo i Jiangfeng, 2021). Wydobycie i ponowna rekultywacja gleb obejmuje zmiany właściwości fizycznych gleby, które mogą położyć kres bądź złagodzić wpływ górnictwa na właściwości chemiczne gleb, faunę glebową i wzrostu roślin. Gleby górnicze charakteryzują się na ogół glebami o szorstkiej teksturze i niskiej żyzności, co sprawia, że odbudowa roślinności jest bardzo trudną i delikatną operacją (Guéablé i in., 2021). Uproszczony schemat wydobywania surowców naturalnych z odkrywek i rekultywacji terenów pogórnicznych wraz z przepływem CO₂ przedstawia rys. 5.

Rekonstrukcja terenu obejmuje pięć kluczowych etapów: zasypanie wyrobiska pokopalnianego i przykrycie wierzchniej warstwy gleby, poprawa właściwości gleby poprzez neutralizację jej pH, projekt planu nawadniania i odwodnienia, dobór gatunków drzew i zarządzanie ekosystemem (Maiti i Ahirwal, 2021).

Globalny scenariusz praktyk rekultywacyjnych wykorzystywanych do rekultywacji kopalń węgla kamiennego i brunatnego obejmuje (Maiti i Ahirwal, 2021):

- ponowne zalesianie (Bułgaria),
- plantacja drzew (Indie),
- rolnictwo i leśnictwo (Stany Zjednoczone),
- ściółkowanie sianem i siew mieszkanką nasion traw i ziół (Niemcy),
- plantacje (Czechy),
- popiół lotny, plantacja selektywna (Indie),
- rozwój roślinności i agroleśnictwo (Chiny),
- ponowne zalesianie (Polska) (Maiti i Ahirwal, 2021).

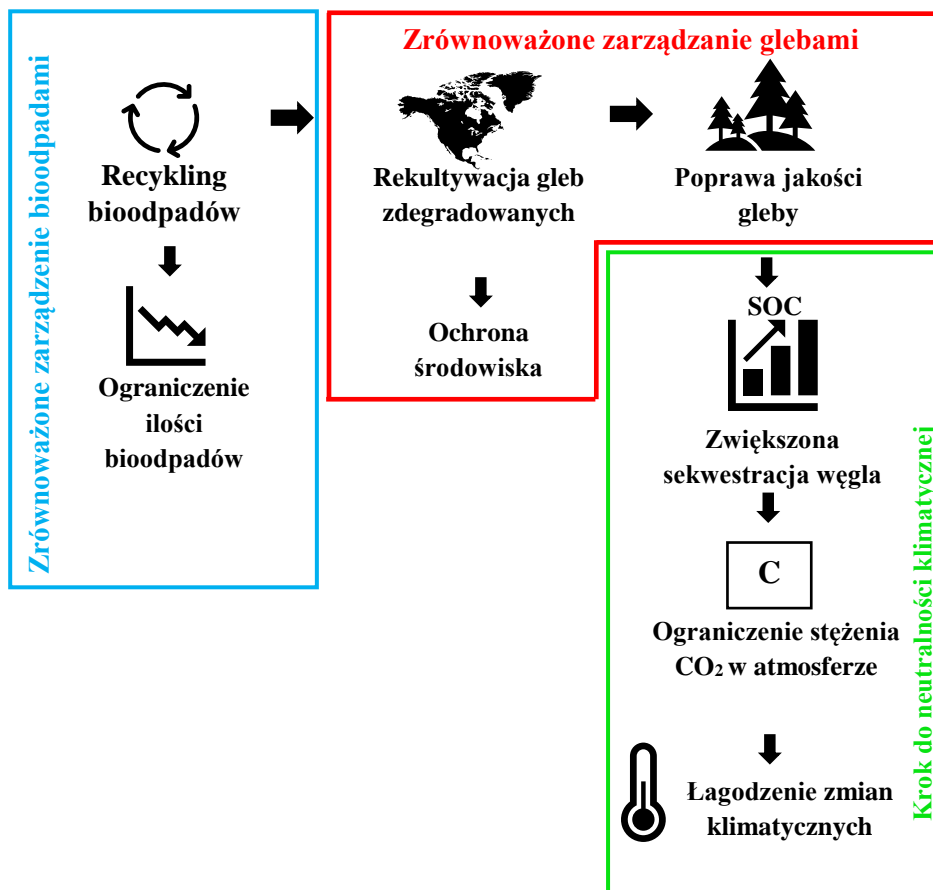


Rysunek 5. Uproszczony schemat wydobycia surowców i rekultywacji gruntów po eksploatacji odkrywkowej wraz z uproszczonym przepływem CO₂ w poszczególnych etapach (zmodyfikowany rysunek zaadaptowany od Feng et al., 2019).

1.4.1. Wspomagana rekultywacja gruntów odkrywkowych wobec idei zrównoważonej polityki i Zielonego Ładu

Dzięki środkom inżynieryjnym, chemicznym i biologicznym gleby pokopalniane przechodzą proces rekultywacji i są wykorzystywane do wzrostu traw, drzew i upraw. Jednak duża złożoność i niejednorodność gleb pokopalnianych powoduje, że ich wykorzystanie pod uprawy i wegetację w celu przywrócenia produktywności i zrównoważenia ekosystemu jest ciągłym wyzwaniem. Pierwszym krokiem do udanej rekultywacji po wydobyciu odkrywkowym jest odtworzenie odpowiedniej wierzchniej warstwy gleby i zbudowanie zrównoważonego systemu gleby pokopalnianej (So i in., 2022). Celem zrównoważonego wydobywania i rekultywacji jest przywrócenie ekosystemowych funkcji gleby zapewnianych przez odtworzoną roślinność, takich jak sekwestracja węgla, czy siedliska fauny (Ghosh i Maiti, 2021). Na rys. 6 przedstawiono zależności zrównoważonej rekultywacji gruntów skorelowanej z recyklingiem bioodpadami i dążeniem do neutralności klimatycznej. Zrównoważone zarządzanie bioodpadami pozwala ograniczyć ilość bioodpadów. Recykling bioodpadów może być ukierunkowany na rekultywację gleb zdegradowanych. Taki zabieg pozwala poprawić jakość gleb, a co za tym idzie zwiększyć ochronę przyrody (zrównoważone zarządzanie glebami). Co więcej, gleby lepszej jakości pozwalają na zintensyfikowaną sekwestrację węgla prowadząc do ograniczenia stężenia CO₂ w atmosferze, co przekłada się na łagodzenie zmian klimatycznych (przybliża do osiągnięcia neutralności klimatycznej).

Utrzymanie globalnego ocieplenia na akceptowalnym poziomie wymaga globalnej dekarbonizacji. Termin dekarbonizacja odnosi się do ograniczenia emisji CO₂ emitowanego w wyniku działalności człowieka (Nußholz i in., 2023). Najbardziej optymistycznym celem dekarbonizacji jest całkowita eliminacja emisji CO₂ spowodowana działalnością człowieka. Dążenie do globalnej dekarbonizacji zakłada przede wszystkim przejście na zieloną energię, a co za tym idzie produkcję energii z odnawialnych źródeł, ale również zawiera w sobie wszelkie pozostałe techniki ograniczające stężenie CO₂ w atmosferze. Jedną z tych technik jest rekultywacja gruntów poprawiająca sekwestrację węgla organicznego w glebie (Jackson i in., 2018).



Rysunek 6. Recykling bioodpadów w rekultywacji gleb i sekwestracja węgla wobec idei Zrównoważonego Rozwoju i Zielonego Ładu

1.4.2. Monitoring rekultywacji gruntów poeksploatacyjnych

Monitoring procesu rekultywacji odkrywa istotną rolę w procesie zarządzania odbudową środowiska naturalnego (Vidal-Macua i in., 2020). Krytyczna ocena powodzenia rekultywacji terenów zdegradowanych przez kopalnie jest niezwykle ważna. Obejmuje ona aspekty ekologiczne, społeczne i estetyczne (Vidal-Macua i in., 2020). Wskaźniki złożonych ekosystemów lądowych wyznaczają procesy o szczególnym znaczeniu, choć są one czasochłonne i trudne do bezpośredniego zmierzenia (Ghosh i Maiti, 2021). Monitoring procesu rekultywacji powinien więc opierać się na zastosowaniu narzędzi pozwalających na odzwierciedlenie struktury i funkcji procesów ekosystemowych, które są wrażliwe na zmiany środowiskowe i zmienność praktyk zarządzania rekultywacją. Wśród powszechnie stosowanych wskaźników fizycznych i biochemicznych monitoringu przebiegu procesu rekultywacji gleb poeksploatacyjnych są:

aktywność dehydrogenazy w glebie (Swain i in., 2023), analiza oparta o markery biochemiczne w postaci estrów metylowych kwasu tłuszczowego (z ang. fatty acid methyl esters, FAME) (Hamidović i in., 2020), biomasa drobnoustrojów i aktywność enzymów mikroorganizmów glebowych, węgiel biomasy mikrobiologicznej (z ang. microbial biomass carbon, MBC) (Saidy i in., 2020), Strumień emisji CO₂ (Ghosh i Maiti, 2021), węgiel organiczny w glebie (SOC), materia organiczna w glebie (SOM) (Dominguez-Haydar i in., 2019), białka spokrewnione z glomalinami (GRSP) (Li i in., 2021).

Węgiel organiczny w glebie (SOC), strumień CO₂ w glebie, jak i węgiel z biomasy drobnoustrojów (MBC) wykorzystywane są także do oceny potencjału gleb pogórnicznych do sekwestracji węgla. Ponadto, stosowane są także takie wskaźniki jak: aromatyczność węgla organicznego, humifikacja węgla organicznego, hydrofobowość węgla organicznego, stosunek C/N (Zhao i in., 2019), wskaźnik emisji CO₂ netto (Shrestha i Lal, 2004) a także respiracja gleby (Ahirwal i Maiti, 2018).

1.4.3. Recykling organiczny bioodpadów w rekultywacji terenów pokopalnianych

Rozwój społeczno-gospodarczy jest ściśle powiązany ze zmianami ekosystemów w naszym otoczeniu. Aby uniknąć działań, które mają szkodliwy wpływ na środowisko, konieczne jest stosowanie zasad zgodnych z polityką zrównoważonego rozwoju. Jedną z praktyk, która stanowi wypełnienie działań zrównoważonego rozwoju jest recykling odpadów. Wykorzystanie bioodpadów jest powszechnie stosowane w rolnictwie jako nawóz, wpisuje się w zakres zrównoważonego rolnictwa, zrównoważonej produkcji żywności i przyczynia się do łagodzenia zmian klimatycznych (Sun i in., 2023). Kluczowym celem zrównoważonego rozwoju jest uzyskanie równowagi między eksploatacją zasobów naturalnych dla rozwoju gospodarczego a ochroną usług ekosystemowych (Duan i in., 2022).

Bioodpady są produkowane w dużych ilościach na całym świecie w wyniku działalności antropogenicznej i ciągle powiększającej się populacji ludzkiej na świecie. Jednak tylko część z nich jest poddawana recyklingowi. Bioodpady ze względu na dużą zawartość materii organicznej, mogą być wykorzystywane do produkcji energii, jako dodatki do gleby pod względem ich wartości nawozowej oraz immobilizacji szkodliwych i toksycznych pierwiastków śladowych w glebie (Kacprzak i in., 2017). Bioodpady i bionawozy, takie jak obornik, komposty czy organiczna frakcja

odpadów komunalnych (zbierana selektywnie), zwiększając dostępność składników odżywczych zarówno z bioodpadów, jak i z samej gleby, poprawiając jej właściwości (Özbolet i in., 2023). W 2021 r. w Polsce poddano recyklingowi 48 kg bioodpadów w przeliczeniu na 1 mieszkańca (Eurostat, 2023a).

Osady ściekowe należą do najczęściej stosowanych bioodpadów w praktykach rekultywacji gleb. Osady ściekowe są produktem ubocznym powstającym w biologicznych oczyszczalniach ścieków i stanowią zwykle około 1–2% objętości oczyszczanych ścieków. Wytwarzanie i usuwanie osadów ściekowych ze ścieków komunalnych w 2021 roku w Polsce wyniosła 568.86 Gg suchej masy (Eurostat, 2023b). Tak duże ilości osadów ściekowych generują konieczność ich utylizacji/zagospodarowania. Znaczenie osadów ściekowych i efekty toksykologiczne ich wykorzystania do rekultywacji terenów poeksploatacyjnych można ocenić dopiero w badaniach długoterminowych (Halecki i Klatka, 2018). Jednak, obecnie wiadomo, że recykling organiczny osadów ściekowych jest problematyczny, co wynika z zawartości potencjalnie niebezpiecznych pierwiastków śladowych (Rékási i in., 2023). Ponadto, osady ściekowe zawierają zarówno substancje organiczne, jak i nieorganiczne, w tym patogeny oraz substancje toksyczne, które stanowią znaczne zagrożenie ekologiczne (Manina i in., 2023). Osady ściekowe zawierają również składniki organiczne i zanieczyszczenia organiczne, które powodują uciążliwości zapachowe i stwarzają problemy higieniczne (Damilola, 2023). Z tego powodu obecne systemy oczyszczania ścieków mają na celu stabilizację i bezpieczny recykling bioodpadów oraz zmniejszenie ewentualnych zagrożeń dla środowiska (Kumar i in., 2023). Stosowane metody oczyszczania mają na celu odzyskanie cennej frakcji materii organicznej oraz zmniejszenie ilości wytwarzanych odpadów. Stąd też bardzo istotna wydaje się być rola przetwarzania i higienizacji osadów ściekowych przed ich zagospodarowaniem, co pozwala zminimalizować ryzyko ekologiczne.

Pomimo ryzyka związanego z wykorzystaniem osadów ściekowych we wspomaganie rekultywacji gleby, ich zastosowanie generuje szereg korzyści wpływając zarówno na jakość gleby jak i na wzrost roślin. Zaobserwowano, że odpady organiczne zmniejszają gęstość nasypową gleby i zwiększają jej porowatość (Badaou i Sahin, 2022). Ponadto, osady ściekowe w procesie rekultywacji gleb prowadzą do zwiększenia ilości kwasów huminowych (Zoghلامي i in., 2020), materii organicznej (Hudcová i in., 2019) i całkowitego węgla organicznego (Ekane i in., 2021), rozpuszczonego węgla organicznego (Zuo i in., 2019), zdolności do wymiany kationów (Kacprzak i in., 2017), zawartości azotu ogólnego, zawartości P, K, Fe (Placek i in., 2017). Ponadto, aplikacja

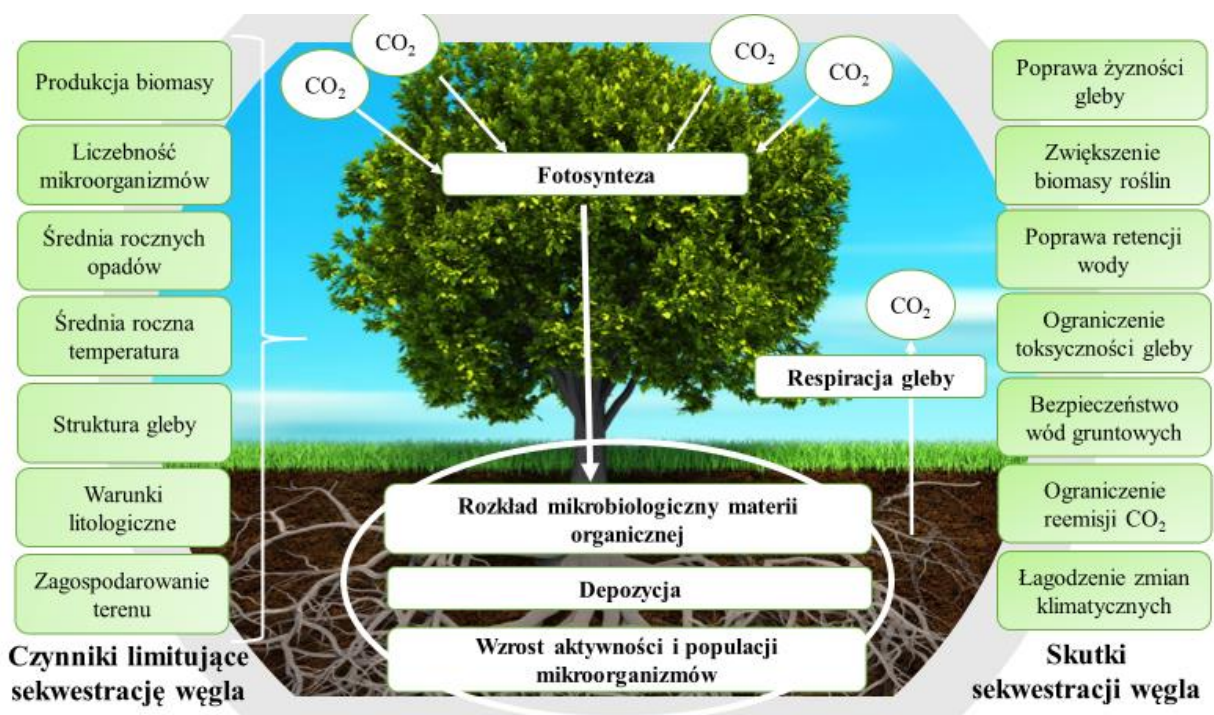
osadów ściekowy powoduje zmniejszenie mobilności metali ciężkich takich jak Mo, Cr i Co (Placek i in., 2017). Recykling osadów ściekowych w procesie rekultywacji wspiera rozwój roślin, m.in. zaobserwowano zwiększenie biomasy korzeniowej sosny zwyczajnej i miskanta olbrzymiego (Placek i in., 2017), wzrost biomasy korzeni, łodygi, liści, biomasy nadziemnej i całkowitej biomasy eukaliptusa, topoli i wierzby (Nassim i in., 2018), a także poprawę wydajności biomasy traw (m.in. kostrzewy łąkowej i kupkówki pospolitej) (Kacprzak i in., 2014).

Zaobserwowano, że już osiem lat rekultywacji gleb poeksploatacyjnych z aplikacją osadów ściekowych pozwala na skuteczną poprawę właściwości fizycznych gleby (Halecki i Klatka, 2021). Potwierdza to pozytywne efekty zastosowania osadów ściekowych na nowo powstałe gleby i wzrost roślin na obszarach poeksploatacyjnych.

1.5. Sekwestracja węgla w glebach poeksploatacyjnych

Gleby i lasy naszej planety są najbardziej reprezentatywną pulą C. Z tego względu sekwestracja węgla w glebie może być głównym narzędziem służącym do łagodzenia lub spowolnienia zmian klimatycznych poprzez obniżenie stężenia CO₂ w atmosferze i stabilne składowanie w glebie. Sekwestracja węgla w glebie odnosi się do długoterminowego bezpiecznego magazynowania węgla w materii organicznej gleby w taki sposób, że węgiel nie może zostać ponownie uwolniony (Buck i Palumbo-Compton, 2022). CO₂ sekwestrowany w glebie przez rośliny lub w wyniku depozycji przyczynia się do wzrostu jakości gleby i produktywności roślin oraz wspiera równowagę ekosystemów (Rys. 7) (Van Groenigen i in., 2017; Placek i in., 2017). Sekwestracja węgla w naturze zachodzi w drodze konwersji atmosferycznego CO₂ w nieorganiczne formy węgla w glebie lub poprzez fotosyntezę w postaci organicznych form węgla (np. SOC). Dwutlenek węgla stale krąży w układzie powietrze-gleba, a sekwestrowany węgiel jest wbudowany w biomasę roślin. Martwe rośliny dostarczają do gleby węgiel organiczny poprawiając jej jakość oraz zawartość próchnicy (Vikram i in., 2022). Z kolei martwe rośliny stanowią źródło energii dla edafonu. Sekwestracja węgla organicznego w glebie silnie zależy od tekstury gleby, charakterystyki profilu glebowego i klimatu (Bai i in., 2019). Oszacowano, że sekwestracja SOC w różnych typach gleb może oscylować w granicach 50-1000 kg C ha⁻¹ rok⁻¹ (Lal, 2004). Konieczne jest jednak zrozumienie wszystkich procesów zachodzących w globalnym obiegu węgla, ponieważ gleba emituje gazy cieplarniane poprzez oddychanie mikroorganizmów i rozkład glebowej materii organicznej. Sekwestrowany węgiel może być

stabilizowany i magazynowany w glebie poprzez wiele mechanizmów, takich jak fizyczny (w agregatach glebowych, niedostępny dla organizmów), chemiczny (poprzez absorpcję do glin lub wiązań chemicznych, niedostępnych dla organizmów) i biochemiczny (biologicznie resyntetyzowany do złożonej cząsteczki trudnej do rozkładu) (Das, 2019). Aktywny obieg węgla i sekwestracja węgla są zlokalizowane we wierzchniej warstwie gleby. Z kolei ustabilizowany węgiel jest zlokalizowany głównie w głębszych warstwach gleby (Button i in., 2022), co pozwala na bezpieczne składowanie sekwestrowanego CO₂.



Rysunek 7. Sekwestracja węgla, czynniki limitujące i skutki

Mierząc się ze stale rosnącym stężeniem CO₂ w atmosferze, rozwijane są różne technologie wychwytywania CO₂. Gleby poeksploatacyjne wobec niewielkiej ilości materii organicznej oraz dzięki procesom rekultywacji wykazują potencjał do pochłaniania węgla i jego magazynowania (Baier i in., 2022). Uważa się, że zdegradowane gleby kopalniane kumulują CO₂ poprzez rozwój poziomów glebowych (Ahirwal i Maiti, 2022). Jednym z głównych celów przywracania funkcji glebom pokopalnianym, stanowiących drastycznie zmienione ekosystemy jest zwiększenie ich żyzności (Gairola i in., 2023). Dlatego też, częstą praktyką jest wykorzystanie wstępnego wzbogacenia gleby w materię organiczną, co ma inicjować i intensyfikować procesy rekultywacji

gleby (Placek-Lapaj i in., 2019). Ponadto, dąży się do jak największego zrównoważenia procesów rekultywacji (Feng i in., 2019). Stosowanie bioodpadów na szczególnie zdegradowanych glebach może przyczynić się do zwiększenia zawartości węgla w glebie, spowalniając utlenianie bioodpadów, ale także stymulując wzrost roślin. Wykorzystanie osadów ściekowych stanowi ważny punkt recyklingu bioodpadów pozwalający ograniczyć ich ilość. Co więcej, promowanie wzrostu roślin w wyniku wprowadzenia materii organicznej w przypadku rekultywacji gleb poeksploatacyjnych jest niezwykle istotne w aspekcie rekultywacji ukierunkowanej na ponowne zalesienie (Frouz i Vindušková, 2018). Poprawa produktywności gleby a tym samym zwiększona produkcja biomasy roślinnej intensyfikuje procesy fotosyntezy odgrywającej ważną rolę w sekwestracji węgla (Meena i in., 2020). Ponadto, zwiększony wzrost roślin poprawia strukturę i agregację gleby intensyfikując sekwestrację węgla w agregatach glebowych (Blanco-Canqui i Lal, 2004). Recykling bioodpadów w rekultywacji gleb ubogich pobudza aktywność biologiczną gleby i w dłuższej perspektywie zwiększa magazynowanie opornych na rozkład mikrobiologiczny materiałów organicznych w głębszych warstwach gleby (Kumar i in., 2022). Stosowanie bioodpadów we wspomaganie rekultywacji gleby może przyczynić się do wzrostu SOC, poprawy jakości gleby, zwiększenia produktywności roślin w wychwycie CO₂, a pośrednio ograniczyć zmiany klimatyczne (Kacprzak i in., 2022). Z tego powodu, obszary pokopalniane odgrywają istotną rolę w zarządzaniu węglem, a proces sekwestracji węgla w glebie może ograniczyć ślad węglowy kopalni (Maiti i Ahirwal, 2019).

1.6. Metodyka opisu sekwestracji węgla w glebie

Różnorodność wskaźników opisujących sekwestrację węgla sprzyja rozwojowi tej dziedziny nauki. Dostępnych jest wiele wskaźników za pomocą których charakteryzowana jest sekwestracja węgla w glebie. Najszerzej stosowanym wskaźnikiem opisującym sekwestrację węgla organicznego w glebie jest zawartość węgla organicznego w glebie (z ang. soil organic carbon, SOC). Wzrost SOC w procesie rekultywacji gleby sugeruje intensyfikację procesu sekwestracji węgla, a także poprawia żyzność i jakość gleby (Bai i in., 2020).

Istotnym dla procesu sekwestracji węgla jest opisanie frakcji labilnych węgla organicznego w glebie. Wykorzystywane do tego są takie wskaźniki jak:

- węgiel aktywny (z ang. permanganate-oxidizable carbon, POXC) regulujący kluczowe procesy, w tym składników odżywczych, czy gromadzenie węgla w glebie (Shen i in., 2021),
- rozpuszczony węgiel organiczny (z ang. dissolved organic carbon, DOC) odnosi się on do węgla organicznego w roztworze glebowym, który jest bezpośrednio zaangażowany w proces biochemiczny gleby (Jin i in., 2020),
- cząstkowy węgiel organiczny (z ang. particulate organic carbon) składający się z nierozłożonej lub częściowo rozłożonej biomasy drobnoustrojów, roślin i resztek korzeni (Bongiorno i in., 2019),
- lekka frakcja węgla organicznego (z ang. light fraction of organic carbon, LFOC) określana na podstawie gęstości frakcji wyekstrahowanych przy użyciu roztworu poliwolframu sodu. Charakteryzuje się krótkim okresem półtrwania (poniżej 10 lat) i wysokim stosunkiem C/N (Garden, 2016),
- ekstrahowalny gorącą wodą organiczny (z ang. hot water extractable organic carbon, HWEC, wymiennie stosowany ze skrótów HWC) stanowi stosunkowo nową technikę określania labilnego węgla w glebie. Zapewnia solidny pomiar niestabilnej frakcji węgla w glebie i uważa się, że może wskazać subtelne zmiany w jakości gleby (Iepema i in., 2022),
- węgiel biomasy mikrobiologicznej (z ang. microbial biomass carbon, MBC) odgrywający główną rolę w rozkładzie i rezerwie węgla w glebie (Das i in., 2023). Ponadto MBC jest ważnym motorem metabolizmu ekosystemu i pociąga za sobą wzrost drobnoustrojów glebowych (Yan i in., 2020).

Opisanie stabilnych frakcji węgla organicznego dokonywane jest głównie z wykorzystaniem wyższych technik takich jak dyfrakcja rentgenowska (XRD), spektroskopia magnetycznego rezonansu jądrowego (^{13}C CPMAS NMR) i spektroskopia fourierowska w podczerwieni (FTIR). Dyfrakcja rentgenowska pozwala uzyskać informacje strukturalne dotyczące aromatyczności, odstępów między warstwami i wielkościami krystalitów (Yan i in., 2020). Technika ^{13}C NMR różnicuje jądra ^{13}C w różne funkcyjne SOC na podstawie regionów przesunięć chemicznych oznaczonych jako części na milion (z ang. parts per milion, ppm) pola magnetycznego. Każdy chemicznie odrębny region przesunięcia wskazuje określoną grupę funkcyjną C zawartej w SOC. ^{13}C NMR pozwala zatem na zróżnicowanie i ilościowe określenie

grup funkcyjnych węgla w SOC (Mustafa i in., 2022). Z kolei, FTIR umożliwia identyfikację składu chemicznego, struktur lub grup funkcyjnych. Dostarcza także informacji o usieciowanych cząsteczkach substancji organicznych. Uważa się, że analiza FTIR dostarcza szczegółowych i ilościowych informacji na temat cech strukturalnych istotnych dla konwersji węgla (Pärnpuu i in., 2022). W oparciu o dane uzyskane z wyżej opisanych technik określa się oporność chemiczną SOC. Stabilność SOC szeroko określana jest przy wykorzystaniu takich wskaźników jak aromatyczność, hydrofobowość, humifikacja (Zhu i in., 2022). Często wykorzystywany jest również stosunek C/N jako przybliżony wskaźnik stopnia rozkładu SOC. Ponieważ C jest tracony w postaci CO₂ w procesie rozkładu mikrobiologicznego, N jest głównie zatrzymywany w glebie, co prowadzi do niższego stosunku C:N, co pociąga za sobą wyższy poziom rozkładu SOC (Xia i in., 2021).

Charakteryzacja pasywnego SOC w wielu badaniach sprowadza się do oznaczenia zawartości bardziej opornych związków C takich jak lignina i huminy (Xia i in., 2023; Amoakwah i in., 2022). Wskaźnikami określającymi stabilność SOC są: kwas fulwowy (FA), kwas huminowy (HA), humina, równoważnik glukozy całkowitego węgla niehumusowego (NH), równoważnik glukozy związany z kwasem fulwowym całkowitego węgla niehumusowego (FANH) i równoważnik glukozy kwasu humusowego całkowitego różnoważnika glukozy niehumusowej (HANH) (Amoakwah i in., 2022).

Dodatkowym wskaźnikiem determinującym stabilność SOC jest zawartość białek spokrewnionych z glomalinami (GRSP), które są ściśle skorelowane ze stabilnością agregatów glebowych i akumulacją C (Xiao i in., 2019).

1.7. Modelowanie matematyczne procesów naturalnych

Modelowanie matematyczne stanowi iteracyjny proces obejmujący otwarte rzeczywiste problemy praktyczne, opisane za pomocą narzędzi matematycznych przy użyciu założeń, przybliżeń i wielokrotnych reprezentacji. Modelowanie matematyczne procesów naturalnych jest połączeniem pomiędzy matematyką a przyrodą i procesami w niej zachodzącymi. Na modelowanie matematyczne składa się pięć następujących po sobie etapów: zadanie pytania, na które ma odpowiedzieć model, wybór metody modelowania, sformułowanie modelu, rozwiązanie modelu i odpowiedź na zadane pytanie (Mooney i Swift, 2021). Dzięki modelowaniu matematycznemu możliwe jest dokonanie dokładnego opisu badanego procesu, który powinien zawierać

podstawowe zmienne opisujące mechanizm badanego procesu. Nie powinien on zawierać zmiennych trudnych do przewidzenia. Tak sformułowany model umożliwia rozpatrywanie danego procesu bez potrzeby uwzględniania wszystkich aspektów badanego procesu. Modele matematyczne mogą charakteryzować się różnym poziomem dokładności i użyteczności (Trzaskowska-Latawiec, 2021). Precyzyjność i adekwatność danego modelu matematycznego opisującego proces naturalny jest ściśle zależna od dokładności opisu danego procesu. Opis zjawiska naturalnego może być przeprowadzony np. w postaci eksperymentu czy obserwacji. Ponadto, konieczne jest przeprowadzenie walidacji przygotowanego modelu opisującego procesy naturalne. Ważnym aspektem walidacji modelu jest porównanie wartości wykreowanymi przez model z wartościami rzeczywistymi zbadanymi w przyrodzie (które mogą być obarczone niewielkim błędem). Takie działanie pozwala na określenie tendencyjności modelu w przewidywaniu zjawiska. Możliwe jest także określenie jego precyzji i wierności działania. Dokonanie oceny modelu pod kątem jego rzetelności jest możliwe przez ocenę wariancji odchyłeń obserwowanych wyników od przewidzianych (Trzaskowska-Latawiec, 2021). Miernikami błędów prognoz najczęściej wykorzystywanymi w procesie walidacji modeli matematycznych to: współczynnik determinacji (R^2), średni błąd (ME), średni błąd względny (MPE), średni absolutny błąd (MAE), średni absolutny błąd procentowy (MAPE), średni błąd kwadratowy (MSE), pierwiastek błędu średniokwadratowego (RSME) (Meerschaert, 2013, Keneni i in., 2019, Alattar i Yousif, 2019). Dostępne są również takie mierniki statystyczne jak współczynnik wariancji (CV) i znormalizowany błąd średniokwadratowy (NSE) (Joshue i in., 2021). Są one jednak dużo rzadziej stosowane w naukach przyrodniczych.

Współczynnik determinacji, R^2 jest popularną miarą statystyczną służącą do pomiaru wielkości wariancji zmiennej zależnej uwzględnionej w określonym modelu. Współczynnik determinacji R^2 obliczany jest zgodnie ze wzorem:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^m (X_i - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^m (\bar{Y} - \bar{Y}_i)^2} \quad (\text{Równanie 1}),$$

gdzie X_i jest wartością rzeczywistą, a Y_i jest wartością oszacowaną w modelu. Funkcja R^2 określa ilościowo, w jakim stopniu zmienna zależna jest determinowana przez zmienne niezależne pod względem proporcji wariancji. Współczynnik R^2 jest ograniczony górną wartością wynoszącą

1, która wskazuje na idealne dopasowanie modelu. Z kolei wartość 0 wskazuje na trywialne dopasowanie modelu. Wartości poniżej zera informują o gorszym dopasowaniu niż linia średniej (Chicco i in., 2021).

Wartością wyznaczaną przy ewaluacji wartościowości modelu jest wartość średniej sumy kwadratów (MST) zgodnie z równaniem:

$$MST = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (Y_i - \bar{Y})^2 \quad (\text{Równanie 2})$$

Równoległe do współczynnika determinacji, inna rodzina miar ocenia jakość dopasowania pod względem odległości regresora od rzeczywistych wartości. Są to średni absolutny błąd (MAE) i błąd średniokwadratowy (MSE), których różnica wynika z metryki oceniającej, odpowiednio liniowej lub kwadratowej. Powyższe błędy oblicza się zgodnie z równaniami:

$$MAE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m |X_i - Y_i| \quad (\text{Równanie 3}),$$

$$MSE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (X_i - Y_i)^2 \quad (\text{Równanie 4})$$

Najkorzystniejsze wartości błędu MAE oraz błędu MSE to 0, czym wyższe wartości błędu MSE tym gorsze dopasowanie modelu. Powszechnie przyjęto pierwiastek kwadratowy (RSME) jako narzędzie do ujednoczenia jednostki miary MSE. MSE jest bardziej wrażliwy na wartości odstające niż MAE, co należy wziąć pod uwagę przy wyborze bardziej odpowiedniej miary do oceny modelu regresji. Z uwagi na fakt, że:

$$R^2 = 1 - \frac{MSE}{MST} \quad (\text{Równanie 5}),$$

a MST jest ustalony dla danych, R^2 jest monotonicznie powiązany z MSE (ujemna zależność monotoniczna). Sprawia to, że opisanie modeli regresji na podstawie R^2 będzie tożsame (lecz w odwrotnej kolejności) co opisanie modelu na podstawie MSE lub RMSE. Wartość błędu RSME wyliczana jest na podstawie równania 6:

$$RSME = \sqrt{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (X_i - Y_i)^2} \quad (\text{Równanie 6})$$

Najkorzystniejszą wartością błędu RSME jest zero, większe wartości wskazują na gorsze dopasowanie modelu. Z kolei średni bezwzględny błąd procentowy (MAPE) skupia się na błędzie procentowych, stanowiąc przez to miarę fakultatywną, gdy względne odchylenia mają większy wpływ na zadanie regresji niż bezwzględne wartości. MAPE oblicza się w oparciu o równanie:

$$MAPE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \left| \frac{X_i - Y_i}{Y_i} \right| \quad (\text{Równanie 7})$$

MAPE nie jest właściwym narzędziem jeśli mamy do czynienia z dużymi błędami (Chicco i in., 2021). Podobnie jak błąd MAE, najbardziej pożądaną wartością błędu MAPE jest 0. Uważa się, że zarówno MAPE jak i MAE są narzędziami łatwymi do zrozumienia. Pozwalają na właściwe porównanie efektywności modelu pomiędzy danymi rzeczywistymi a danymi spreparowanymi. Wynika to z faktu, że oba te błędy zapewniają wynik liniowy (Hittmeir i in., 2019). Interpretacja współczynników statystycznych w oparciu o MSE, RSME, MAE i MAPE jest problematyczna. Wynika to z ich górnej granicy wynoszącej $+\infty$ (Bhatt i in., 2022). Najlepsze dopasowanie modelu jest charakteryzowane przez wartość współczynnika regresji $R^2 = 1$. Wskazuje to na idealne dopasowanie modelu do danych, pod warunkiem, że wartość błędu MSE jest równe zero (Chicco i in., 2021).

Dopasowanie modelu może jednak być obarczone komplikacjami, które polegają na tym, że najlepiej dopasowany model niekoniecznie musi być modelem „prawdziwym” oraz na tym, że często model, który jest wyraźnie „błędny”, z uwagi na jego sprzeczność z prawami przyrody, może jednak całkiem dobrze dopasować dane (Joshi, 2020).

Wskazane współczynniki statystyczne są szeroko stosowane w naukach przyrodniczych. Dla przykładu: pomiar efektywności MAPE, MAE, R^2 , MSE i RSME zostały wykorzystane przy ewaluacji modelu do przewidywania produktywności pszenicy (Çetiner i Burhan, 2022). Z kolei przy ocenie dopasowania modelu do przewidywania plonów ryżu zastosowano wskaźniki oceny takie jak: R^2 , RMSE, MAE, MSE, MAPE, CV i NSME (Joshue i in., 2021). Dopasowanie modelu do przewidywania przepuszczalności gleby oceniono przy wykorzystaniu R^2 , RMSE, MAPE i MAE (Tran, 2022). Natomiast model do przewidywania parametrów zagęszczenia gruntu

ewaluowano z zastosowaniem R^2 , MSE, RMSE, MAE, MAPE (Gour i in., 2022). Model do przewidywania zdolności wymiany kationów w glebie – efektywność Nasha Sutcliffe’a (NSE), RSME, MAE, MAPE, R^2 (Shahabi i in., 2022). Dopasowanie modelu do przewidywania fali poprzecznej dla gruntów zostało przeprowadzone z wykorzystaniem takich narzędzi jak R^2 , MAPE, RSME, MAE i MSE (Sutta i in., 2019). Dopasowanie modelu do prognozowania zawartości wody w glebie w letnim okresie wzrostu kukurydzy oceniono przy wykorzystaniu R^2 , MSE, MAE, RSME i MAPE (Yu i in., 2020). Ocena modelu do oszacowania zmienności węgla organicznego w glebie ze zmiennymi środowiskowymi i wskaźnikami składników odżywczych w glebie aluwialnej została przeprowadzona z wykorzystaniem MAE oraz RMSE (John i in., 2020). Z kolei model do szacowania sekwestracji węgla w biowęglu wytwarzanym z pirolizy biomasy ewaluowano z wykorzystaniem R^2 , MAPE, MAE i RMSE (Tee i in., 2022). Wskazuje to na częste wykorzystanie takich wskaźników jak R^2 , MSE, MAE, RSME i MAPE w ocenie wiarygodności modeli wykorzystywanych do opisu procesów naturalnych.

2. Cel rozprawy doktorskiej

2.1. Cel naukowy

Głównym celem naukowym jest analiza potencjału, mechanizmów i dynamiki sekwestracji węgla w glebach poeksploatacyjnych i rekultywowanych z zastosowaniem różnych technik. Ponadto, celami szczegółowymi są:

- scharakteryzowanie wpływu zastosowanej techniki rekultywacji na proces sekwestracji węgla organicznego w glebie,
- określenie dynamiki sekwestracji węgla na obszarach o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji,
- identyfikacja mechanizmu sekwestracji węgla w warstwach gleby na obszarach o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji.

2.2. Cel użyteczny

Celem użytecznym jest określenie najlepszej praktyki rekultywacyjnej gleb pokopalnianych dla procesu sekwestracji węgla i ograniczeniu wpływu praktyk wydobywczych na zmiany klimatyczne. Drugim celem użytecznym jest dostarczenie narzędzia do monitorowania wertykalnej stabilizacji węgla organicznego w rekultywowanych glebach pokopalnianych.

3. Tezy pracy

W niniejszej pracy założono następujące tezy:

Teza 1. Technika rekultywacji gleb pokopalnianych ma wpływ na proces sekwestracji węgla w glebie.

Teza 2. Rekultywacja gleb pokopalnianych wspomagana osadami ściekowymi pozwala na efektywniejszą sekwestrację węgla w glebie w porównaniu z rekultywacją bez zastosowania dodatków doglebowych.

Teza 3. Możliwe jest stworzenie narzędzia ułatwiającego monitorowanie i kontrolowanie procesu sekwestracji węgla w rekultywowanych glebach pokopalnianych.

4. Zakres badań

Zakres tematyczny przeanalizowany we wstępie teoretycznym obejmuje takie zagadnienia jak: emisje CO₂ do atmosfery, istota materii organicznej w glebie, charakterystyka węgla organicznego w glebie, zmiany zawartości materii organicznej w glebie, analiza degradacji gleb, rekultywacja gruntów poeksploatacyjnych, wspomagana rekultywacja gruntów odkrywkowych wobec idei zrównoważonego rozwoju i Zielonego Ładu, monitoring rekultywacji gruntów poeksploatacyjnych, sekwestrację węgla w glebach poeksploatacyjnych oraz modelowanie matematyczne procesów naturalnych.

Prace badawcze w niniejszej pracy zostały podzielone na trzy etapy:

- ocena potencjału i mechanizmu stabilnego magazynowania węgla w glebach pokopalnianych,
- ocenę śladu węglowego gleb pokopalnianych; analiza dynamiki strumieni CO₂ netto i sekwestracji węgla organicznego na różnych etapach rekultywacji ukierunkowanej na ponowne zalesianie,
- analiza respiracji gleby na różnych etapach rekultywacji gleb pokopalnianych; ocena dynamiki poziomej stabilizacji zsekwestrowanego węgla organicznego, zaproponowanie modelu oceny stabilizacji pionowej węgla organicznego w rekultywowanych glebach pokopalnianych.

5. Materiały i metodyka badań

Część badawcza pracy doktorskiej została zrealizowana w laboratoriach Katedry Inżynierii Środowiska i Biotechnologii stanowiących jednostkę organizacyjną Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej. Zakres czasowy wszystkich wykonywanych badań obejmował lata 2018-2022.

5.1. Charakterystyka gleb pokopalnianych ujętych w badaniach

W niniejszej pracy badania prowadzono na dwóch odkrywkowych obszarach poeksploatacyjnych: kopalni wapienia (S1) oraz kopalni węgla brunatnego (S2), które zlokalizowane są w centralnej Polsce. Na obu terenach podjęto różne metody rekultywacji. W kopalni wapienia (S1) rekultywacja realizowana jest z wykorzystaniem nasypu zebranego w procesie wydobywczym. Z kolei, w kopalni węgla brunatnego (S2) zastosowano rekultywację wspomaganą osadami ściekowymi pochodzącymi z przyzakładowej oczyszczalni ścieków. Biologiczna rekultywacja badanych gruntów poeksploatacyjnych obejmuje ponowne zalesienie.

5.1.1. Charakterystyka prowadzonej rekultywacji na terenach badanych

W kopalni wapienia (S1) prowadzone są intensywne procesy wydobywcze, a od 1984 r. prowadzona jest rekultywacja terenów pokopalnianych. Do nasadzeń na terenie S1 wykorzystano głównie następujące gatunki drzew: sosnę zwyczajną (*Pinus silvestris*), brzozę brodawkowatą (*Betula pendula*) i olszę szarą (*Alnus incana*). Są to drzewa przedplonowe o właściwościach fitomelioracyjnych i pionierskich.

Z kolei, kopalnia węgla brunatnego (S2) to największa kopalnia odkrywkowa w Polsce i jedna z największych w Europie. Wspomagana rekultywacja gleb na obejmująca teren S2 prowadzona jest z wykorzystaniem osadów ściekowych pozyskanych w oczyszczalni działającej w kopalni. Osady ściekowe wykorzystywane w procesie rekultywacji są uwodnione, zawierają do 10% suchej masy i są łączone z nasionami roślin w ilości 2% wagowych mieszanki. Masa osadu z opadającymi na powierzchnię nasionami stabilizuje je w miejscu siewu (wyrzutu). Do przygotowaniu mieszanki osady ściekowe – nasiona wykorzystywane są nasiona koniczyny białej (*Trifolium repens*), koniczyny łąkowej (*Trifolium pretense*), życicy wielokwiatowej (*Lolium multiflorum*), życicy trwałej (*Lolium perenne*), mietlicy rozłogowej (*Agrostis stolonifera*). Dawka przefermentowanych i uwodnionych osadów ściekowych wynosiła 30 Mg ha⁻¹. W celu zalesienia

na terenach pokopalnianych po wydobyciu węgla brunatnego dokonano nasadzeń sosny zwyczajnej 45% (*Pinus silvestris*), olszy czarnej 30% (*Alnus glutinosa*) i dębu szypułkowego 25% (*Quercus robur*).

5.1.2. Charakterystyka klimatu, topografii terenu i dominacji gleb na terenach badanych

Teren pokopalniany wapienia (S1)

Średnia roczna temperatura dla tego terenu wynosi 9,8°C. Najcieplejszym miesiącem w roku jest lipiec, ze średnią temperaturą 20,1 °C. Najniższa średnia temperatura w roku występuje w styczniu i wynosi około -1,0 °C. Na tym obszarze średnie roczne opady wynoszą 736 mm. Najsuchszym miesiącem jest luty (43 mm opadów). Najintensywniejsze opady występują w lipcu, średnio 103 mm. Okres wegetacji wynosi powyżej 220 dni. Teren kopalni położony jest na terenach nizinnych, jednak eksploatacja odkrywkowa surowca przyczyniła się do zmiany topografii terenu. Na tym obszarze dominują piaski gliniaste, ubogie, suche gleby wymagające nawożenia organicznego. Rekultywację wyrobisk powapiennych realizowano poprzez ponowne zalesianie oraz w mniejszym stopniu rekultywację wód.

Teren pokopalniany węgla brunatnego (S2)

Średnia roczna temperatura wynosi 9,1 °C. Lipiec jest najcieplejszym miesiącem ze średnią temperaturą 19,6 °C. Styczeń ze średnią temperaturą -2,1 °C. Ma najniższą średnią temperaturę w roku. Średnia roczna suma opadów wynosi 707 mm. Najsuchszym miesiącem jest luty. W tym czasie opady wynoszą 43 mm. Większość opadów występuje w lipcu, ze średnią opadów 96 mm. Okres wegetacji oscyluje w granicach 210-217 dni. Podobnie jak teren poeksploatacyjny wapienia (S1) teren kopalni znajduje się na terenie nizinnym, lokalnie zmienionym przez odkrywkową eksploatację surowca. Na terenie kopalni przeważają gleby wykształcone na podłożu piaszczystym – biellicowe i pseudobiellicowe. Rekultywacja gruntów poeksploatacyjnych na terenie S2, podobnie jak na terenie S1, została poddana zalesieniom, rekultywacji w kierunku rekreacji i sportowym, ale część terenów zostanie w przyszłości również poddana rekultywacji wodnej po uprzednim przygotowaniu terenu.

5.1.3. Selekcja terenów rekultywowanych do badań

Na obu badanych terenach pokopalnianych (S1 i S2) do badań wyselekcjonowano cztery tereny objęte rekultywacją. Założeniem selekcji był dobór obszarów możliwie najbardziej zbliżonych długością okresu rekultywacji dla obu terenów rekultywacji. Zgodnie z tym założeniem wyselekcjonowano obszary różniące się stopniem zaawansowania rekultywacji w obrębie jednego terenu pokopalnianego, ale zbliżonych długością rekultywacji pomiędzy badanymi terenami pokopalnianymi (S1 i S2). Charakterystyka wyselekcjonowanych obszarów została przedstawiona w tab. 1.

Tabela 1. Powierzchnia i rok rozpoczęcia rekultywacji wyselekcjonowanych obszarów badawczych (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary

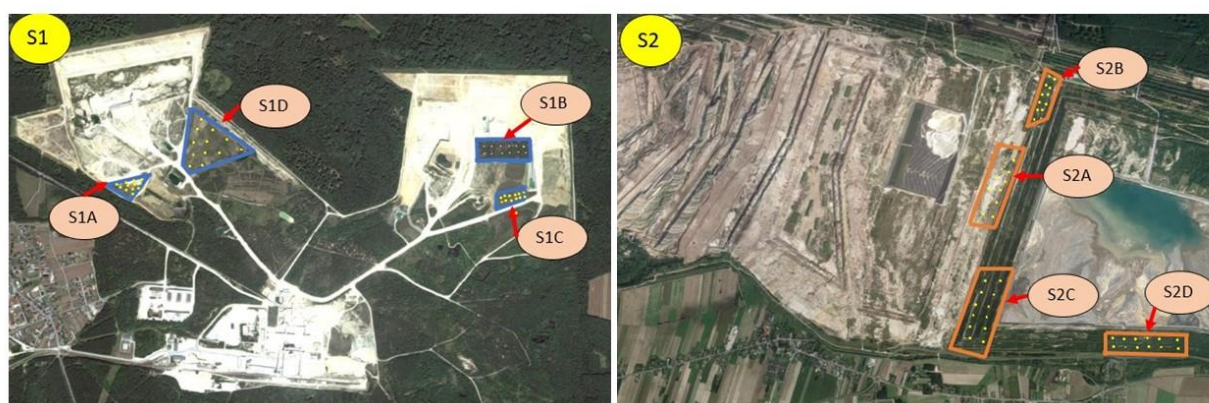
Badany obszar	Powierzchnia	
	badanego obszaru rekultywowanego [ha]	Rok rozpoczęcia rekultywacji [rok]
S1A	4	2019
S1B	10	2014
S1C	3,5	2008
S1D	6	2002
S2A	6	2019
S2B	3	2013
S2C	5,5	2007
S2D	7	2002

5.2. Pobór próbek gleby

Pobór próbek pierwotnych gleby z obszarów badanych przeprowadzany był w zbliżonych warunkach meteorologicznych dla obu terenów pokopalnianych (S1 i S2). Na każdym z badanych obszarów dokonano wstępnej analizy topograficznej terenu, przygotowano schemat poboru próbek po czym pobrano 12 próbek, z których każda pochodziła z 10 zmieszanych próbek gleby pobranych z powierzchni 10 m² z każdego obszaru (A-D) zlokalizowanych równomiernie i w równych

odległościach pomiędzy poszczególnymi punktami poboru. Średnia objętość każdej próbki wynosiła około 1 dm³. Głębokość poboru próbek gleby do badań była zależna od celu badań (0-20 cm do analizy wpływu zaawansowania procesu rekultywacji na sekwestrację węgla, 0-20 cm do analizy rocznej dynamiki sekwestracji węgla dla poszczególnych obszarów rekultywowanych, oraz 0-15 cm i 15-30 cm dla analizy pionowej stabilizacji zsekwestrowanego węgla organicznego w glebie dla badanych obszarów rekultywacyjnych). Pobór próbek został poprzedzony usunięciem martwych części roślin (np. igieł). Do poboru próbek pierwotnych wykorzystano łaskę Egnera. Lokalizacja i punkty poboru próbek gleby zostały przedstawione na rys. 8.

Do analiz laboratoryjnych przygotowano próbki reprezentatywne aby zapewnić reprezentatywność, jakość i dokładność analiz dla wszystkich badanych miejsc zgodnie z zasadami dobrej praktyki laboratoryjnej.



Rysunek 8. Lokalizacja obszarów badawczych na terenach pokopalnianych (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania

5.3. Analiza respiracji gleby *in-situ*

Jednocześnie z poborem pierwotnych próbek gleby wykonano pomiar respiracji gleby *in-situ*. Schemat pomiarów jest identyczny ze schematem poboru próbek pierwotnych gleby (Rys. 8). Pomiar respiracji gleby został przeprowadzony przy użyciu aparatu LCpro T® (ADC BioScientific, Hoddesdon, Wielka Brytania). Do badań wykorzystano komercyjną i dedykowaną doniczkę glebową stanowiącą część integralną urządzenia, umożliwiającą kontrolę jej mikroklimatu oraz analizę wybranych parametrów gleby. W trakcie badań mierzono parametry

opisujące glebową wymianę gazową oraz emisję netto dwutlenku węgla (CO₂) z gleby. Dokonano kalkulacji respiracji gleby (Ce) oraz śladu węglowego netto z gleby (NCER).

Respiracja gleby (Ce) została obliczona zgodnie z równaniem 8.

$$Ce = u (-\Delta c) [\mu\text{mol s}^{-1}] \quad (\text{Równanie 8})$$

Gdzie “u” oznacza molowy przepływ powietrza [mol s⁻¹], a “Δc” to różnica w stężeniu CO₂ w komorze skorygowana do odpowiednich rozcieńczeń [μmol mol⁻¹].

Emisja CO₂ netto z gleby (NCER, z ang. netto CO₂ emission rate) została obliczona za pomocą równania 9:

$$\text{NCER} = us (-\Delta c) [\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}] \quad (\text{Równanie 9})$$

gdzie “us” oznacza molarny przepływ powietrza na powierzchni metra kwadratowego gleby, mol m⁻² s⁻¹, a “Δc” to różnica w stężeniu CO₂ w komorze skorygowana do odpowiednich rozcieńczeń [μmol mol⁻¹].

5.4. Analizy laboratoryjne *ex-situ*

Analizy fizyczne i chemiczne

W niniejszych badaniach przeprowadzono szereg analiz fizycznych i chemicznych próbek reprezentatywnych gleby opisujących wybrane parametry gleby. Próbkę gleby zostały wysuszone do stanu powietrznie suchego, zmielone i przesiane przez sito o średnicy <2mm. W badaniach wykorzystano poniższe analizy:

- węgiel całkowity (total carbon, TC) zgodnie z polską normą PN-ISO 10694:2002. Węgiel całkowity został oznaczony po suchym spalaniu z wykorzystaniem analizatora Multi N/C H 1300 (Analytik Jena, Niemcy),
- całkowity azot Kjeldahla (Kjeldahl nitrogen, TN) zgodnie z polską normą PN ISO 11261:2002. Całkowity azot Kjeldahla został oznaczony w próbkach

zmineralizowanych z wykorzystaniem 95% H₂SO₄. Mineralizacja została przeprowadzona z mieszaniną katalizatorów K₂SO₄ + Cu₂SO₄. Alkaliczację przeprowadzono za pomocą 33% NaOH,

- fosfor całkowity (total phosphorus, TP) zgodnie z metodą Egner-Reihm (Egner et al., 1960),
- pH gleby zostało oznaczone za pomocą elektrody szklanej w zawiesinie 1:5 (ułamek objętościowy) gleby w wodzie (pH w H₂O), w 1 M roztworze chlorku potasu (pH w KCl) z wykorzystaniem standardowego pH-metru laboratoryjnego (Elmetron CP-401, Thane, India) zgodnie z międzynarodowym standardem ISO 10390:2005,
- aktywność hydrolityczna i suma kationów zasadowych zostały oznaczone zgodnie ze zmodyfikowaną metodą Kappena (Kabała i Karczewska, 2008) w celu obliczenia pojemności sorpcyjnej będącej sumą aktywności hydrolitycznej i sumy kationów zasadowych,
- strata przy spalaniu (loss on ignition, LOI) zgodnie z metodyką Krogstad'a (Krogstad, 1992),
- węglan wapnia (CaCO₃) zgodnie z objętościową metodą Scheibler'a z wykorzystaniem aparatu Scheibler'a (Kobierski i wsp., 2018),
- skład elementarny (K, Mg, Cd, Cr, Pb, Zn) został oznaczony z wykorzystaniem ICP-OES (SPECTRO ARCOS II) po mineralizacji z wykorzystaniem 95% H₂SO₄ i mieszaniny katalizatorów K₂SO₄ + Cu₂SO₄ zgodnie z polską normą PN-ISO 11047:2001. Selekcja metali ciężkich została przeprowadzona w oparciu o ich możliwą toksyczność i regulacje prawne dla jakości gleby,
- węgiel organiczny (soil organic carbon, SOC) zgodnie z metodyką Tuirin'a z K₂Cr₂O₇ jako utleniaczem związków organicznych z gleby (FAO, 2021),
- węgiel utleniający się nadmanganianem (permanganate-oxidizable carbon, POXC) jako aktywny węgiel został oznaczony zgodnie z metodyką Weil i wsp. (2003),
- skład glebowego węgla organicznego (ang. soil organic carbon, SOC) został oznaczony z wykorzystaniem spektroskopii ¹³C magnetycznego rezonansu jądrowego (¹³C NMR). Analizę przeprowadzono z wykorzystaniem spektrometru NMR 600 MHz (Bruker, Poland). Badanie zostało przeprowadzono z wykorzystaniem CP MAS 3.2 mm próbki w 300K z rotacją próbki 8 kHz. Widma ¹³C NMR odniesiono do sygnału niskiego pola

adamantanu (^{13}C NMR: $\delta = 38,48$ ppm). Ceramiczne rotory o średnicy 3.2 mm zostały całkowicie wypełnione próbką gleby. Uzyskane widma ^{13}C NMR zostały podzielone na cztery grupy: węgiel alkilowy (C_{AL} , 0-45 ppm) węgiel O-alkilowy (C_{OAL} , 45-110 ppm), węgiel aromatyczny (C_{AR} , 110-160 ppm) oraz węgiel karbonylowy (C_{CN} , 160-210 ppm). Na podstawie uzyskanych wyników dokonano obliczeń kluczowych parametrów opisujących sekwestrację węgla w glebie:

- hydrofobowość (hydrophobicity, HB), zgodnie z równaniem 10:

$$HB = \frac{C_{AL} + C_{AR}}{C_{OAL} + C_{CN}} \quad (\text{Równanie 10})$$

gdzie: C_{AL} – procentowy udział węgla alkilowego w próbce gleby (alkyl C, 0-45 ppm), C_{AR} – procentowy udział węgla aromatycznego o w próbce gleby (aromatic C, 110-160 ppm), C_{OAL} – procentowy udział węgla O-alkilowego w próbce gleby (O-alkyl C, 45-110 ppm), C_{CN} – procentowy udział węgla karbonylowego w próbce gleby (carbonyl C, 160-210 ppm),

- aromatyczność (aromaticity, AR), zgodnie z równaniem 11:

$$AR = \frac{C_{AR}}{C_{AL} + C_{OAL} + C_{AR} + C_{CN}} \quad (\text{Równanie 11})$$

gdzie: C_{AL} – procentowy udział węgla alkilowego w próbce gleby (alkyl C, 0-45 ppm), C_{OAL} – procentowy udział węgla O-alkilowego w próbce gleby (O-alkyl C, 45-110 ppm), C_{AR} – procentowy udział węgla aromatycznego o w próbce gleby (aromatic C, 110-160 ppm), C_{CN} – procentowy udział węgla karbonylowego w próbce gleby (carbonyl C, 160-210 ppm),

- humifikacja, stopień rozkładu materii organicznej (humification, HF), zgodnie z równaniem 12:

$$HF = \frac{C_{AL}}{C_{OAL}} \quad (\text{Równanie 12})$$

gdzie: C_{AL} – procentowy udział węgla alkilowego w próbce gleby (alkyl C, 0-45 ppm), C_{OAL} – procentowy udział węgla O-alkilowego w próbce gleby (O-alkyl C, 45-110 ppm),

- białka glebowe spokrewnione z glomalina (z ang. glomalin related soil proteins, GRSP). Łatwo-ekstrahowane białka gleby związane z glomalina (easily-extracted GRSP, EE-GRSP) i całkowita zawartość białek glebowych związanych z glomalina (total GRSP, T-GRSP) określono zgodnie z metodyką Wrighta i wsp. (1996). Ekstrakcję EE-GRSP przeprowadzono za pomocą 8 ml 20 mmol cytrynianu sodu pH=8.0 w autoklawie w temperaturze 121°C przez 30 min. Ekstrakcję T-GRSP prowadzono poprzez wielokrotną ekstrakcję białek 8 ml 50 mmol cytrynianu sodu pH=9.0 w autoklawie w temperaturze 121°C przez 60 min. Po każdej ekstrakcji próbki odwirowano przy 4000 obr./min przez 15 min. Ekstrakcję T-GRSP powtarzano aż do zaniku czerwono-brązowej barwy charakterystycznej dla glomaliny. GRSP mierzono w ekstraktach metodą Bradforda (Bradford, 1976). Jako wzorzec zastosowano albuminę bydlęcą.

Analizy mikrobiologiczne i enzymatyczne

W badaniach przeprowadzono analizy biologiczne z wykorzystaniem świeżych próbek gleby. Przeprowadzono analizę mikrobiologiczną i enzymatyczną.

- Oznaczenie liczebności bakterii (mezofilnych, psychofilnych, termofilnych) i grzybów w glebie wykonano metodą hodowli na płytkach Petriego, stosując techniki rozcieńczeń i różnicując preferencyjne temperatury hodowli dla wybranych mikroorganizmów. Analizy prowadzono w sterylnych warunkach uniemożliwiających kontaminację. Przed hodowlą mikroorganizmów do sterylnego 9 ml buforu fosforanowego (PBS) dodano 1 g świeżej gleby i wytrząsano przez 2 godziny przy 200 obr. min⁻¹. Do hodowli bakterii zastosowano sterylną komercyjną pożywkę Luria Broth (LB), a do hodowli grzybów sterylną komercyjną pożywkę Sabourauda. Temperatura hodowli mikroorganizmów wynosiła 36°C dla bakterii mezofilowych, 45°C dla bakterii termofilnych, 15°C dla bakterii psychofilnych i 25°C dla grzybów. Hodowlę prowadzono przez 24 godziny, po czym

obliczono liczbę wyhodowanych kolonii biorąc pod uwagę tylko próbki z policzalną liczbą kolonii,

- Aktywność dehydrogenazy i ureazy. Aktywność dehydrogenazy mierzono stosując TTC metodą Casida i in. (Casida i in., 1964). Metoda polega na inkubacji gleby z bezbarwnym, rozpuszczalnym w wodzie chlorkiem tetrazoliowym (TTC), który jest redukowany do bezbarwnego, nierozpuszczalnego w wodzie trifenyloformazanu (TPF). Aktywność ureaz mierzono metodą z podchlorynu fenolu (Guan i wsp., 1986).

5.6. Analizy statystyczne

Każdą analizę przeprowadzono z wykorzystaniem trzech powtórzeń próbek, aby zapewnić precyzję, jakość i wiarygodność wyników. Analizę statystyczną przeprowadzono za pomocą oprogramowania Origin 8 Pro. Wyniki uzyskane w badaniach wyrażono jako wartości średnie z błędem standardowym. Różnice między średnimi wyznaczono za pomocą jednokierunkowej analizy wariancji (ANOVA) oraz testu Tukey'a, przy poziomie istotności $p < 0.05$. Test Tukeya zastosowano dla próbek różniących się stopniem zaawansowania rekultywacji w tym samym okresie poboru próbek dla jednego z badanych obszarów pogórnich (S1 i S2).

Przygotowane w badaniach modele matematyczne opisujące stabilizację wertykalną SOC w glebach pokopalnianych zostały poddane walidacji z wykorzystaniem błędów predykcji, zawartymi w Tab. 2. Wybór parametrów statystycznych do ewaluacji precyzji i wiarygodności zaproponowanych modeli został dokonany w oparciu o analizę stosowania poszczególnych miar statystycznych w modelowaniu w naukach ekologicznych. W badaniu zastosowano najczęściej stosowane miary dopasowania modelu matematycznego do szacowania i opisywania zjawisk przyrodniczych.

Tabela 2. Zastosowane w badaniu równania błędów modelowania (y_t – wartość zmiennej docelowej; y_t^P – wartość prognozy zmiennej)

Błędy modelowania	Wzór
Błąd (E_t)	$E_t = y_t - y_t^P$ (Równanie 13)
Błąd procentowy (PE_t)	$PE_t = \frac{y_t - y_t^P}{y_t} \cdot 100\%$ (Równanie 14)
Błąd średni (ME)	$ME = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (y_t - y_t^P)$ (Równanie 65)
Błąd średni bezwzględny (MAE)	$t=1,2,3,\dots,n$ $MAE = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n y_t - y_t^P $ (Równanie 16)
Błąd średniokwadratowy (MSE)	$t=1,2,3,\dots,n$ $MSE = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (y_t - y_t^P)^2$ (Równanie 17)
Pierwiastek błędu średniokwadratowego (RMSE)	$RMSE = \sqrt{MSE}$ (Równanie 78)

6. Schemat badań

Badania obejmujące niniejszą pracę stanowią zwarty szereg trzech etapów dokumentujących wpływ stosowanej techniki rekultywacji na proces sekwestracji węgla w glebach poeksploatacyjnych. Schemat badań przeprowadzonych w ramach niniejszej rozprawy doktorskiej przedstawia rys. 10.

ETAP I

Etap I obejmuje analizę potencjału pochłaniania i magazynowania węgla w glebach pokopalnianych. Etap ten skupiony był na analizie gleb pokopalnianych na różnym etapie rekultywacji. W ramach badania przeprowadzono szereg analiz próbek gleby pobranych jesienią 2019 r. (TC, TP, TN, pH, ^{13}C NMR) ze szczególnym uwzględnieniem analizy procentowego udziału form węgla w glebach.

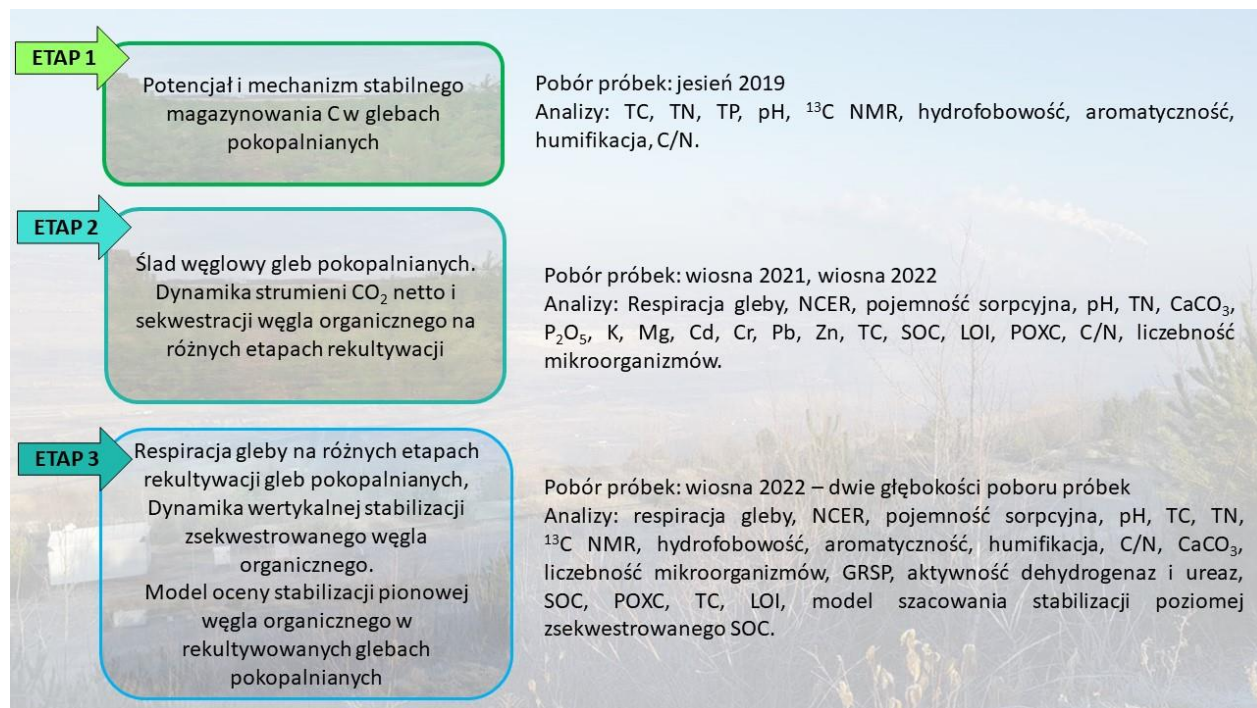
ETAP II

Etap II obejmuje analizę zmian zachodzących w składzie zsekwestrowanego węgla oraz analizę dynamiki przepływów CO_2 netto z gleb pokopalnianych na różnych stadiach zaawansowania rekultywacji. Badania dynamiki sekwestracji węgla obejmują okres jednego roku. Próbkę pobierano na początku okresu wegetatywnego (wiosną 2021 r. i 2022 r.). Celem etapu II badań będących podstawą niniejszej rozprawy była odpowiedź na pytania (1) jak zmieniała się sekwestracja SOC między glebą pokopalnianą węgla brunatnego a glebą pokopalnianą wapienia; (2) jak zmieniała się sekwestracja SOC w okresie zaawansowania rekultywacji na obu badanych obszarach; (3) jaki jest wpływ praktyk zarządzania rekultywacją poeksploatacyjną na sekwestrację SOC dla warunków pedoklimatycznych; (4) jak właściwości gleby wpłynęły na sekwestrację SOC; (5) jakie jest tempo rekultywacji gleby (liczebność mikroorganizmów, NPK i Mg) i jak to oddziałuje z wychwytywaniem C; i wreszcie (6) czy obecność metali ciężkich hamuje magazynowanie C w rekultywowanych glebach pogórnicych w różnym wieku rekultywacji?

ETAP III

Etap III obejmuje analizę magazynowania zsekwestrowanego węgla w głąb gleby. W ramach badań przeprowadzono analizy dla próbek gleby pobranych wiosną 2022 r. z dwóch głębokości 0-15 cm oraz 15-30 cm. Badania przeprowadzone w ramach trzeciego etapu

obejmowały analizę respiracji gleby, form węgla w glebie, liczebności mikroorganizmów oraz analizy enzymatyczne. Analiza przenikania stabilnych i labilnych frakcji węgla organicznego w głębsze warstwy gleby doprowadziła do utworzenia modeli oceny stabilizacji węgla organicznego w rekultywowanych glebach pokopalnianych.



Rysunek 9. Schemat badań (III etapy badań)

7. Omówienie badań i dyskusja wyników

7.1. Potencjał i mechanizm sekwestracji SOC w glebach pokopalnianych

W badaniach przeprowadzono analizę możliwości sekwestracji węgla w dwóch różnych glebach pokopalnianych na czterech różnych poziomach zaawansowania rekultywacji. Zbadano również mechanizm sekwestracji węgla na badanych obszarach wykorzystując spektroskopię ^{13}C magnetycznego rezonansu jądrowego (^{13}C NMR).

Węgiel jest uważany za jeden z najważniejszych pierwiastków do oceny jakości gleby. Jego zawartość ma kluczowe znaczenie dla jakości i żyzności gleby, a sekwestracja węgla może przynieść podwójne korzyści zarówno dla jakości gleby, jak i jakości atmosfery. W niniejszym badaniu zaobserwowano, że całkowita zawartość węgla w glebie zwiększyła się wraz ze stopniem zaawansowania procesu rekultywacji w przypadku gleby S1 i była największa po 18 latach rekultywacji (Tab. 3). W przypadku gleby S2, zaobserwowano spadek zawartości węgla dla gleb S2B i S2C w porównaniu do S2A, natomiast zaobserwowano niemal dwukrotnie większą ilość węgla całkowitego w S2D w porównaniu do S2A. Długość rekultywacji wpłynęła pozytywnie na TC, jednak dla S1 zaobserwowano większe wartości TC w porównaniu z S2. Dla najdłużej rekultywowanego obszaru na terenie S1 (S1D) odnotowano 31% wzrost zawartości węgla całkowitego w odniesieniu do obszaru najkrócej rekultywowanego (S1A), natomiast w przypadku S2 analogiczna obserwacja wskazała na wzrost węgla całkowitego o 92%. Potwierdza to wpływ zastosowania dodatkowej materii organicznej w postaci osadów ściekowych na magazynowanie węgla w glebie. Inne badania wskazują również pozytywny wpływ dodatków organicznych takich jak kompost (Nguyen i in., 2019) oraz osady ściekowe (Placek-Lapaj i in., 2019) na zawartość węgla całkowitego w glebach poeksploatacyjnych. Takie obserwacje wskazują na poprawę jakości gleby, a zwiększenie zawartości TC może wynikać z intensyfikacji sekwestracji węgla. Wyniki uzyskane w badaniu potwierdzają obserwację Singh i in. (2020) na terenie po eksploatacji węgla wskazujące na wzrost zasobów węgla wraz z czasem trwania procesu rekultywacji gleb pokopalnianych.

Tabela 3. Charakterystyka badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Gleba	Węgiel całkowity [g kg ⁻¹ s.m.]	Fosfor całkowity [mg 100g ⁻¹ s.m.]	Azot Kjeldahl'a [g kg ⁻¹ s.m.]	pH (w KCl)	pH (w H ₂ O)
S1A	13,54±1,431	1,11±0,012	5,47±0,032	7,47±0,109	7,41±0,096
S1B	14,40±0,667	0,76±0,074	7,98±0,010	7,32±0,143	7,33±0,087
S1C	14,06±0,530	1,27±0,047	7,40±0,039	7,44±0,126	7,58±0,132
S1D	17,79±0,833	0,97±0,272	7,90±0,020	7,33±0,053	7,38±0,082
S2A	3,59±0,264	7,51±0,076	4,84±0,020	7,23±0,111	7,14±0,123
S2B	2,40±0,246	4,20±0,257	1,12±0,039	7,04±0,121	7,00±0,055
S2C	2,58±0,646	1,91±0,012	1,18±0,039	7,22±0,022	6,88±0,131
S2D	6,89±0,104	6,18±0,338	2,94±0,020	7,34 ±0,054	7,57±0,156

W badaniach zaobserwowano bardzo nisko poziom całkowitego fosforu (TP) z tendencją spadkową wraz z długością rekultywacji (Tab. 3). Na obszarze kopalni węgla brunatnego rekultywowanego z aplikacją osadów ściekowych (S2) zaobserwowano, że mimo spadku TP na terenach rekultywowanych przez 7 (S2B) i 13 (S2C) lat poziom TP uległ wzrostowi na obszarze rekultywowanym przez 18 lat (S2D), jednak nie osiągnął on wartości tożsamej z obszarem rekultywowanym przez 1 rok (S2A). Najwyższy poziom TP na obszarze rekultywowanym najkrócej (1 rok) na terenie kopalni węgla brunatnego (S2A) prawdopodobnie wynika z wzbogacenia gleby zdegradowanej w ten pierwiastek wraz z aplikacją osadów ściekowych. Wzrostu TP dla najdłuższej rekultywowanego obszaru nie zaobserwowano dla kopalni wapienia (S1D). Podobną tendencję spadkową na obszarach rekultywowanych osadami ściekowymi po eksploatacji odkrywkowej zaobserwowano w badaniach Placek i in (2019). Spadek ten w przypadku gleby S2 może wynikać z aplikacji osadów ściekowych, co sugerują wcześniejsze badania (Nobile i in., 2020) wskazujące, że zastosowanie materii organicznej poprawia przyswajalność P w glebie, co jest wynikiem poprawy aktywności mikroorganizmów. Wzrost przyswajalnego fosforu w glebie wraz z rekultywacją został również zaobserwowany przez Xu i in (2021).

W badaniach zaobserwowano przeciwne tendencje zmian zawartości azotu Kjeldahl'a. W glebie S1 zaobserwowano jego wzrost wraz z rekultywacją gleby, podczas gdy w glebie S2 – spadek. Przeciwnostawne zmiany N podczas rekultywacji dla gleb kopalni wapienia (S1) i węgla brunatnego (S2) mogły wynikać z zastosowanej metody rekultywacji i silnej poprawy aktywności mikrobiologicznej poprzez aplikację materii organicznej w przypadku S2. Inne badania wykazały, że w glebach pokopalnianych, na których zastosowano i nie zastosowano aplikacji dodatkowych źródeł materii organicznej zawartość azotu wzrosła, ale wzrost ten był większy w przypadku gleby, na której zaaplikowano materię organiczną (Hu i in., 2017). W tych badaniach zasugerowano także, że dostępność N w glebie jest mniejsza dla gleb pokopalnianych w porównaniu z glebami nie-górnictwymi. Ponadto, zaproponowano, że aplikacja materii organicznej do gleby w ramach rekultywacji poeksploatacyjnej pozwala na zwiększenie dostępności N (Hu i in., 2017). Gleba S1 wykazała zgodność z badaniami Xu i in. (2021), które również wskazały na wzrost zawartości azotu w glebach pokopalnianych wraz z czasem rekultywacji. Jako, że N ma silny wpływ na obieg węgla w glebie i jest modulatorem, który przyczynia się do aktywacji mikrobiomu w rozkładającej się materii organicznej (Chen i in., 2014), co sprzyja emisji CO₂ do atmosfery dla sekwestracji węgla, korzystne wydaje się być utrzymywanie azotu jedynie na poziomie zapewniającym dobry wzrost roślin i utrzymanie procesów glebowych.

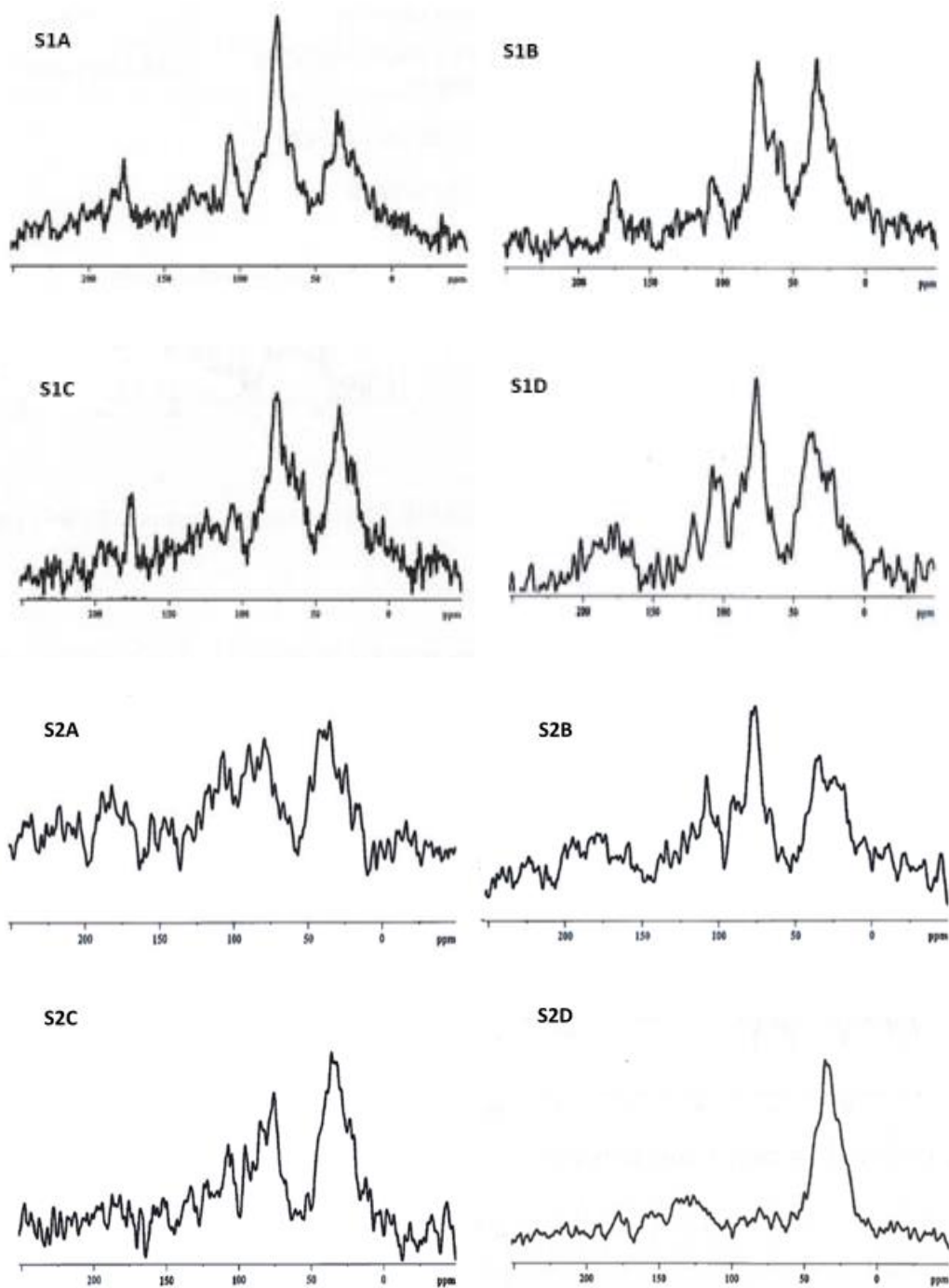
Skład węgla w rekultywowanych glebach pogórnictwowych

Skład węgla ma silny wpływ na stabilność i magazynowanie C w glebie. Obecność nielabilnego C zwiększa potencjał gleby do stabilnej sekwestracji C, podczas gdy nietrwały C łatwo ulega rozkładowi i nie utrzymuje się długo w glebie ze względu na aktywność mikrobiologiczną, a tym samym jego okres półtrwania jest znacznie krótszy niż frakcji nielabilnych (Murano i in., 2018). Dla sekwestracji węgla formami węgla promującymi długi okres trwałości w glebie są głównie związki z wiązaniem C-C i związki aromatyczne (Wu i in., 2021). W niniejszym badaniu, dominującymi formami węgla dla obu gleb pokopalnianych na wszystkich badanych obszarach były C O-alkilowy (45-110 ppm) oraz C alkilowy (0-45 ppm) (Tab. 4, Rys. 11). Zaobserwowano, że obszary pokopalniane rekultywowane nasypem (S1) wraz z zaawansowaniem rekultywacji wykazały procentowy wzrost udziału formy alkilowej oraz nieznaczny wzrost C O-alkilowego, przy jednoczesnym spadku zawartości form aromatycznych i karbonylowych. Z kolei, rekultywacja osadami ściekowymi (S2) wpłynęła na wzrost udziału

stabilnych form C (alkilowy, aromatyczny) oraz spadek udziału form labilnych (O-alkilowy, karbonylowy) wraz z długością rekultywacji. Zwiększony udział formy alkilowej (0–45 ppm) w SOC zaobserwowano dla obu badanych gleb (S1 i S2), jako frakcja węgla o długim okresie półtrwania zwiększa potencjał do sekwestracji C (Liu i in., 2022). Jednocześnie zwiększony udział frakcji labilnej węgla O-alkilowej (45–110 ppm) i jej dominacja wśród form C obniża zdolność poeksploatacyjnej gleby wapiennej (S1) do stabilnego magazynowania sekwestrowanego węgla (Zhu i in., 2019). Ponadto, stopniowy spadek C aromatycznego (110–160 ppm) obserwowany dla gleby wapiennej poeksploatacyjnej (S1) w ciągu 18 lat rekultywacji w połączeniu ze wzrostem C O-alkilu (45–110 ppm) zmniejsza stabilność sekwestrowanej C. Frakcja aromatyczna C stanowi frakcję stabilną i jest trudna do rozkładu, dlatego wzrost udziału tej frakcji w glebie może pozytywnie napędzać sekwestrację C (Ameray i in., 2021). W przypadku gleby S2 rekultywowanej osadami ściekowymi zaobserwowano wzrost stabilnych form C (alkilowy C 0–45 ppm, aromatyczny C 110–160 ppm) przy jednoczesnym spadku labilnego C (O-alkil C 45–110 ppm, karbonyl C 160–210 ppm). Proporcje nielabilnego i labilnego C w badanych glebach poeksploatacyjnych węgla brunatnego (S2) są obiecujące dla stabilnej sekwestracji C.

Tabela 4. Procentowy udział form węgla w badanych glebach [%] (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

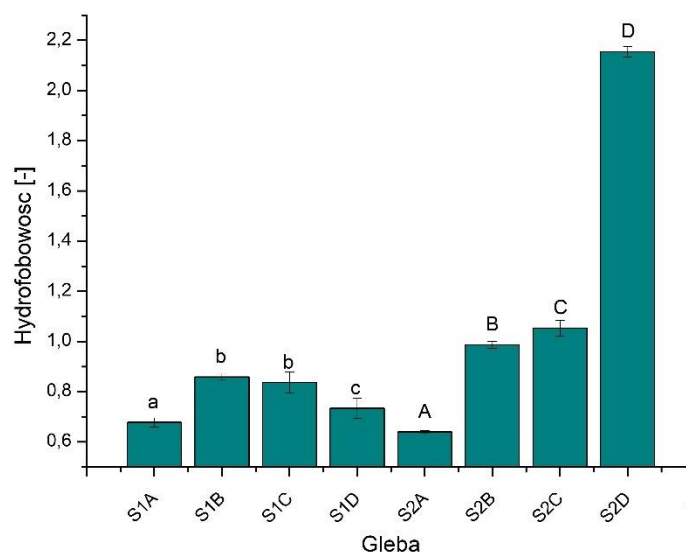
Gleba	Węgiel alkilowy (0-45 ppm)		Węgiel O-alkilowy (45-110 ppm)			Węgiel aromatyczny (110-160 ppm)			Węgiel karbonylowy (160-220 ppm)		
	Węgiel alkilowy	Węgiel N-alkilowy/metoksyloowy	Węglowodany węglowe	Węgiel diO-alkylowy	Total	Węgiel arylowy	Węgiel O-arylowy	Total	Węgiel karboksylowy / amidowy	Ketony/aldehydy	Total
S1A	24,4±0,921	5,8±0,032	27,6±0,943	10,8±0,31	44,2±1,03	12,3±0,82	3,7±0,016	16,0±0,95	10,1±0,03	5,3±0,001	15,4±0,98
S1B	30,1±0,85	7,0±0,022	28,0±1,221	8,4±0,03	43,4±1,22	12,7±0,73	3,4±0,04	16,1±0,89	7,4±0,05	2,9±0,007	10,4±0,93
S1C	37,1±0,932	9,1±0,0854	27,9±2,039	7,8±0,05	44,9±0,94	7,7±0,044	2,1±0,02	9,8±0,64	7,3±0,06	0,9±0,003	11,2±0,65
S1D	33,8±1,22	5,4±0,034	28,3±1,293	13,9±0,02	47,5±2,11	7,0±0,12	0,3±0,01	7,3±0,13	8,30±0,03	3,1±0,012	8,5±0,031
S2A	28,4±0,832	5,2±0,021	24,0±1,043	16,7±0,04	45,9±1,76	10,7±1,00	2,2±0,02	13±0,93	10,4±0,98	2,4±0,017	18,8±1,03
S2B	29±2,029	4,6±0,064	23,0±0,949	11,0±0,01	28,6±0,98	12,3±0,93	3,5±0,01	15,7±0,74	10,9±0,38	5,8±0,021	16,7±0,954
S2C	35,1±1,221	5,8±0,034	20,6±0,844	11,2±0,01	37,6±2,11	12,3±0,73	3,8±0,01	16,2±1,09	6,5±0,03	4,6±0,031	11,1±0,74
S2D	46,9±2,311	7,6±0,055	9,3±0,054	5,0±0,02	21,9±1,03	16,1±0,99	5,3±0,02	21,4±1,21	6,5±0,01	3,3±0,015	9,8±0,36



Rysunek 10. Widma ¹³C CP MAS NMR badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Wpływ rekultywacji gruntów pogórnicych na stabilność SOC

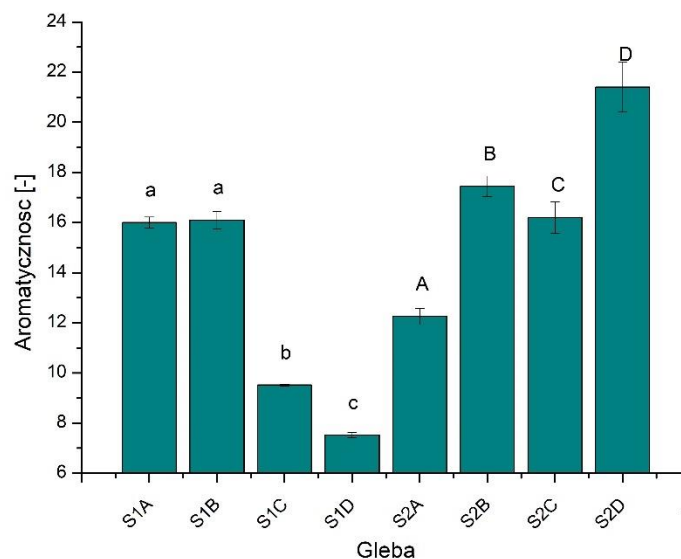
Charakterystyka SOC w glebie S1 na wszystkich badanych stadiach zaawansowania rekultywacji była słabsza w porównaniu do gleby S2. W glebie S1 zaobserwowano początkowy wzrost hydrofobowości SOC, a następnie odnotowano spadek wraz z procesem rekultywacji (Rys. 12). W glebie S2 zaobserwowaliśmy stopniowy wzrost hydrofobowości SOC wraz z procesem rekultywacji oraz znaczny wzrost hydrofobowości dla obszaru najdłużej rekultywowanego (S2D). W porównaniu do S2A, wartość hydrofobowości dla obszaru S2D jest 3-krotnie większa. Taki wzrost hydrofobowości pozwala kontrolować powinowactwo do wody, wilgotność gleby a tym samym ma wpływ na odporność SOC na biodegradację. Ze względu na obecność powłoki hydrofobowej na cząstkach gleby, stosunek C hydrofobowego do C hydrofilowego silnie wpływa na retencję wody w glebie. Hydrofobowość silnie wpływa również na zwilżalność i adsorpcję (Song i in., 2021). Większa hydrofobowość zaobserwowano w S2 chroni materię organiczną w glebie przed aktywnością mikrobiologiczną, a tym samym zwiększa jej trwałość i magazynowanie w glebie (Pellegrini i in., 2022). Ponadto, uważa się, że wyższa hydrofobowość może przyczynić się do niższej mineralizacji nietrwałych form SOC, a tym samym zwiększa SOC (Spaccini i in., 2006).



Rysunek 11. Hydrofobowość badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Aromatyczność nie zmieniała się przez pierwsze 6 lat w S1, natomiast w kolejnych latach rekultywacji wyraźnie spadała po 12 latach (S1C), by ostatecznie osiągnąć ponad 2-krotny spadek po 18 latach rekultywacji (S1D) w porównaniu z 1 rokiem rekultywacji (S1A) (Rys. 13). Obserwowane obniżenie C aromatycznego może wpływać na stabilność przechowywanego SOC, ponieważ C aromatyczny wykazuje zdolność do długiego utrzymywania się w glebie (Wang i in., 2021). Odwrotną tendencję zaobserwowano dla S2, gdzie aromatyczność wzrastała stopniowo i była znacznie wyższa po 18 latach rekultywacji w porównaniu z glebą poniżej 1 roku rekultywacji (S2A). Zaobserwowano, że rekultywacja z dodatkiem materii organicznej (osady ściekowe) wykazywała lepszy wpływ na aromatyczność, podczas gdy rekultywacja nasypem wpłynęła na spadek aromatyczności. Ponieważ struktury aromatyczne są uważane za trudne do rozkładu i charakteryzują się długim okresem półtrwania w glebie w niniejszym badaniu zaobserwowano, że rekultywacja z zastosowaniem osadów ściekowych pozytywnie wpływa na stabilność SOC, co jest obiecujące dla sekwestracji C. Obserwacje w glebie S2 wykazują zgodność z poprzednio opublikowanymi badaniami wykazującymi wzrost aromatyczności wraz z wiekiem rekultywacji i jej poprawę w glebie zrekultywowanej w porównaniu do gleby nierekultywowanej (Abakumov

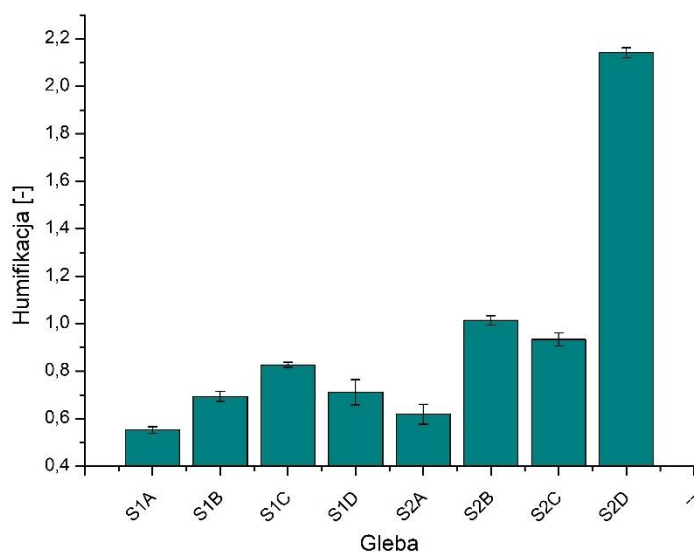
i in., 2015). Wyniki uzyskane w badaniu S2 są tożsame z wynikami Singh i in. (2020), którzy wykazali wzrost aromatyczności w rekultywowanych glebach pokopalnianych.



Rysunek 12. Aromatyczność badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Wyższa humifikacja wskazuje na lepszą odporność zapasu C na degradację mikrobiologiczną, a tym samym wspiera sekwestrację C. Wiąże się to z powstawaniem substancji humusowych, głównie kwasów humusowych i kwasów fulwowych, które wykazują dużą odporność na degradację (Lipczyńska-Kochany i in., 2018). W niniejszych badaniach humifikacja wzrastała stopniowo dla obu gleb, ale w S1D ostatecznie spadła, co może sugerować zwiększenie podatności SOC na rozkład (Rys. 14). Z kolei, w przypadku gleb rekultywowanych osadami ściekowymi, dla S2D (18 lat rekultywacji) była prawie 2,5 razy większa w porównaniu z S2A (1 rok rekultywacji). Wzrost humifikacji wraz z wiekiem rekultywacji i zwiększa zawartość humusu w glebie i ma wpływ na stabilność SOC. Substancje humusowe, ze względu na aromatyczne rdzenie i interakcję z substancjami mineralnymi, są silnie chronione przed atakiem mikroorganizmów, dlatego substancje humusowe należą do substancji trudno rozkładalnych (Gerke, 2018). Tak więc wzrost humifikacji w trakcie rekultywacji w badanej glebie poeksploatacyjnej S2 wskazuje na obiecującą rolę w zwiększaniu stabilności SOC. Co więcej,

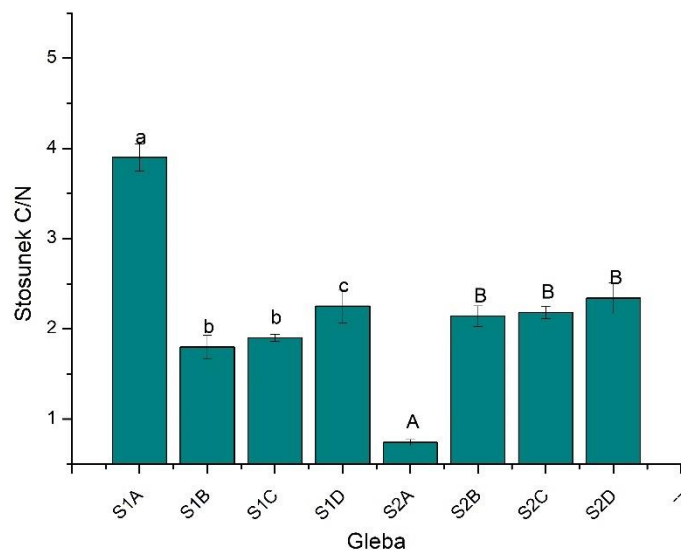
poprzednie badania wskazują, że wyższa humifikacja skorelowana z wyższą hydrofobowością (co zaobserwowano dla S1 i S2) poprawia odporność węgla organicznego na rozkład (Zhang i in., 2004). Sugeruje to pozytywny wpływ rekultywacji gleb pokopalnianych na stabilność zsekwestrowanego węgla w glebie i możliwość pośredniego łagodzenia zmian klimatycznych.



Rysunek 13. Humifikacja badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Stosunek C/N jest uważany za podstawowy wskaźnik transformacji SOM. Stosunek C/N w glebie S1 początkowo spadł, jednak następnie zaobserwowano jest nieznaczny wzrost. Wciąż jednak pozostawał on na znacznie niższym poziomie w porównaniu do S1A (Rys. 15). Prawdopodobną przyczyną tego był wzrost zawartości C w glebie w okresie rekultywacji. Odwrotną tendencję zaobserwowano dla gleby S2, gdzie po 7 latach rekultywacji uległ on wzrostowi, ale pozostał stabilny dla kolejnych okresów rekultywacji (S2C i S2D). Zaobserwowano także dobry wzrost roślin w późniejszych etapach rekultywacji, co sugeruje, że przyczyną wzrostu stosunku C/N w S2 może być pobieranie N przez zwiększoną biomasę roślin w późniejszych etapach rekultywacji. Wzrost stosunku C/N jest pożądanym efektem dla celów sekwestracji C, ponieważ wskazuje na dłuższego czasu rozkładu SOC. Niniejsze badania wskazały pozytywny wpływ rekultywacji gleb z zastosowaniem osadów ściekowych na stosunek C/N, co wskazuje na

wspieranie procesu sekwestracji węgla w glebie. Hüblová i Frouz (2021) badali wpływ rodzaju drzewa na składowanie węgla w glebie w glebie pokopalnianej rekultywowanej z ukierunkowaniem na zalesianie. Zauważyli ujemną korelację między stosunkiem C/N a sekwestracją C. Zasugerowali, że sekwestracja C jest lepsza pod drzewami, które wytwarzają ściółkę o wysokiej zawartości N i niskim stosunku C/N.



Rysunek 14. Stosunek C/N badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania)

Powyższe obserwacje sugerują, że w wapiennych glebach poeksploatacyjnych (S1) sekwestracja zasobów węgla opiera się głównie na magazynowaniu C O-alkilowego, który charakteryzuje się dość krótkim okresem półtrwania w glebie. Jednak wraz z czasem rekultywacji, sekwestracja C jest ukierunkowana na wytwarzanie C alkilowego, który jest stosunkowo stabilny w glebie. Zmiany te wpłynęły na wzrost hydrofobowości i humifikacji, przy jednoczesnym spadku aromatyczności i stosunku C/N. Sugeruje to, że stabilne magazynowanie węgla w takiej glebie wymaga więcej czasu, aby wytworzyć bardziej stabilną frakcję C. Mechanizmy sekwestracji SOC w glebach poeksploatacyjnych węgla brunatnego wydają się być oparte na tworzeniu C alkilowego i aromatycznego, a nie O-alkilowego i karbonylowego. Taki wzorzec wpłynął na wyższą hydrofobowość, aromatyczność, humifikację i stosunek C/N. Lepsze tworzenie stabilnego C

w glebie pokopalnianej węgla brunatnego niż w glebie poeksploatacyjnej wapienia jest prawdopodobnie ściśle związane z zastosowaniem osadów ściekowych w glebie pokopalnianej węgla brunatnego, co spowodowało skuteczniejszą rekultywację gleby.

W badaniu zaobserwowano poprawione parametry SOC w glebie S2, co może być związane z zastosowaniem osadów ściekowych w rekultywacji i ustabilizowaniem się gleby. Gleby pokopalniane rekultywowane osadem ściekowym (S2) wykazywały znacznie szybciej poprawę parametrów jakości SOC (hydrofobowość, aromatyczność, humifikacja) w porównaniu do gleb pokopalnianych rekultywowanych nasypem.

Niniejsze badanie jest wypełnieniem częściowego celu użytecznego w przedmiotowej rozprawie i wskazuje, że rekultywacja terenów poeksploatacyjnych z wykorzystaniem osadów ściekowych jest korzystniejsza dla procesu sekwestracji węgla i ograniczania wpływu praktyk wydobywczych na zmiany klimatyczne.

7.2. Dynamika przepływów CO₂ netto i sekwestracji SOC na różnych etapach rekultywacji ukierunkowanej na ponowne zalesienie

W niniejszym badaniu przeprowadzono analizę zmian mikrobiologicznych, fizycznych i chemicznych zachodzących w ciągu 1 roku w glebach o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji. W wyniku przeprowadzonych analiz zaobserwowano wzory zmienności poszczególnych parametrów na przestrzeni jednego roku.

Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb

Pojemność sorpcyjna w ciągu roku wzrastała w początkowych stadiach rekultywacji w obu badanych glebach, natomiast w obszarach z bardziej zaawansowaną rekultywacją pojemność sorpcyjna wykazywała tendencję spadkową (Tab. 5). Ponadto, zaobserwowano znacznie wyższe wartości pojemności sorpcyjnej w przypadku S1 w porównaniu do S2. Zaobserwowano także wzrost pojemności sorpcyjnej wraz ze stopniem zaawansowania rekultywacji dla gleby S1, oraz spadek jej wartości w przypadku S2 wraz z latami rekultywacji. Badanie wykazało wzrost pojemności sorpcyjnej dla gleb rekultywowanych od 2019 r. (S2A-1, S2A-2), a od 2013 r. (S2A-1, S2A-2) po roku, natomiast dla gleb rekultywowanych od 2007 r. (S2C-1, S2C-2), a od 2002 roku (S2D-1, S2D-2) zmniejszyła się. O ile uznaje się, że dodatki organiczne charakteryzują się dużą pojemnością sorpcyjną (Hamid i in, 2020), o tyle w niniejszej pracy zauważono zmniejszenie zdolności sorpcyjnej po dodaniu osadów ściekowych.

Wartość pH dla wapiennych gleb pogórnicych oscylowała wokół wartości 7,50 (Tab. 5). Nie zaobserwowano statystycznie istotnych zmian wartości pH pomiędzy różnymi etapami zaawansowania rekultywacji gleb dla obu pobrań w przypadku S1. Podobnie dla terenu S2, wartość pH wahała się w granicach od 7,3 do 7,8.

Tabela 5. Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

Gleba	Pojemność sorpcyjna [cmol(+) kg ⁻¹]	pH	
		H ₂ O	KCl
S1A-1	7.29 \pm 0.141A	7.52 \pm 0.004A	7.46 \pm 0.036A
S1A-2	17.33 \pm 0.506a	7.45 \pm 0.029a	7.267 \pm 0.006
S1B-1	21.04 \pm 0.990B	7.63 \pm 0.070A	7.71 \pm 0.146B
S1B-2	20.40 \pm 0.729f	7.53 \pm 0.015a	7.36 \pm 0.010
S1C-1	23.22 \pm 0.509B	7.52 \pm 0.075A	7.41 \pm 0.140A
S1C-2	20.27 \pm 0.462f	7.59 \pm 0.021a	7.71 \pm 0.006
S1D-1	22.22 \pm 0.611B	7.58 \pm 0.055A	7.37 \pm 0.070A
S1D-2	18.53 \pm 0,115a	7.56 \pm 0.010a	7.51 \pm 0.010
S2A-1	14.31 \pm 0.529E	7.57 \pm 0.058E	7.36 \pm 0.104E
S2A-2	16.22 \pm 0.750e	7.6 \pm 0.013e	7.15 \pm 0.076e
S2B-1	11.87 \pm 0.481F	7.62 \pm 0.101E	7.63 \pm 0.146F
S2B-2	12.44 \pm 1.877f	7.84 \pm 0.031f	7.32 \pm 0.092f
S2C-1	4.96 \pm 0.613G	7.33 \pm 0.778F	7.13 \pm 0.083G
S2C-2	4.42 \pm 0.532g	7.73 \pm 0.041ef	7.47 \pm 0.122f
S2D-1	6.07 \pm 0.288G	7.66 \pm 0.140E	7.76 \pm 0.061F
S2D-2	5.67 \pm 0.314g	7.63 \pm 0.043f	7.52 \pm 0.042g

Zawartość pierwiastków w badanych glebach

Azot ogólny ma kluczowe znaczenie dla kontroli wzrostu roślin i jest dobrym wskaźnikiem jakości gleby (Yan i in., 2020). Pomędzy różnymi etapami zaawansowania rekultywacji gleb S1 i S2 zaobserwowano dużą fluktuację zawartości N pomiędzy badanymi obszarami (Tab. 6). Po upływie 1 roku zauważono wyraźne zmiany N w badanych glebach. Zalesienia gleb poeksploatacyjnych wapiennych indukowanych nasypem wykazały wzrost zawartości N po roku w glebach poddanych rekultywacji odpowiednio od 2019 (S1A) i 2014 (S1B) odpowiednio z 5,31% do 8,46% oraz z 2,72% do 5,64%. W glebach z dłuższą rekultywacją S1C (2008) i S1D

(2002) zawartość N obniżyła się prawdopodobnie na skutek większego poboru N przez rośliny (odpowiednio z 7,14% do 3,21% i z 6,18% do 4,42%). W glebie poeksploatacyjnej węgla brunatnego ponowne zalesianie powodowało wzrost zawartości N wraz z wiekiem rekultywacji, ale zmniejszał się dla gleby najdłużej rekultywowanej. Ponadto po roku zauważyliśmy nieznaczny spadek zawartości N (np. z 2,28% do 2,04% dla S2B). Te obserwacje są zgodne ze spadkiem TN zauważonym przez Zhanga i in. (2020) w zrekultywowanych glebach kopalnianych po 10–13 latach rekultywacji. W badaniu zaobserwowano, że rekultywacja nasypem (S1) wykazała duże wahania TN, które są trudne do wyjaśnienia. W dwóch glebach najkrócej rekultywowanych TN wzrosła po roku (np. z 5,31% do 8,46% dla S1A), natomiast na bardziej zaawansowanych etapach rekultywacji (od 2008 i 2002 r.) spadała np. z 6,18% do 4,42% dla S1D. Natomiast rekultywacja osadami ściekowymi wykazała konsekwentny stopniowy spadek TN wraz ze stopniem zaawansowania rekultywacji gleby. Ze względu na praktyki zalesiania na obu terenach poeksploatacyjnych fluktuacje TN można uzasadnić zwiększeniem poboru N przez rośliny. Zaobserwowany w badaniu wzrost TN znajduje potwierdzenie w innych badaniach dotyczących rekultywacji terenów pogórnich. Wykazuje ono zgodność z badaniami Maiti i Ahirwala (2019), którzy stwierdzili zwiększoną zawartość TN w glebie rekultywowanej w porównaniu z glebą nierekultywowaną. Inne badania również wykazały znaczny wzrost TN w glebach zrekultywowanych w porównaniu z nierekultywowanymi glebami powęglowymi (Yan i in., 2020). Zaobserwowane wzrosty TN w glebach mogą wpłynąć na zwiększenie produktywności pierwotnej i w konsekwencji sprzyjać magazynowaniu SOC, ale równocześnie może wpływać na zwiększenie aktywności mikrobiologicznej i uwalnianie CO₂ z gleby.

CaCO₃ w glebie jest uważany wspomaga proces odkwaszania gleby, tworzenia struktury i poprawy aktywności mikrobiologicznej. Ponadto CaCO₃ jest uważany za filtr superhydrofobowy w glebie (Liu i in., 2021). CaCO₃ wolno reaguje w glebie, dlatego jest preferowany jako lepsze źródło wapnowania w porównaniu z CaO (Ma i in., 2022). Naturalna obecność CaCO₃ w glebie jest związana z podłożem skalnym znajdującym się na danym terenie (Zhong i in., 2019). Tym samym gleba poeksploatacyjna wapienia charakteryzowała się wyższą zawartością CaCO₃ w porównaniu z glebą poeksploatacyjną węgla brunatnego (np. 2,45% dla S1B1 i 0,34% dla S2B1). Spadek zawartości CaCO₃ w wapiennej glebie poeksploatacyjnej zaobserwowano po roku dla wszystkich badanych gleb z wyjątkiem gleby rekultywowanej przez najkrótszy okres (S1A). Największy spadek zawartości CaCO₃ po roku odnotowano w glebie najbardziej dojrzałej S1D,

która wyniosła 58%. Natomiast rekultywacja osadami ściekowymi na glebach pokopalnianych węgla brunatnego dała odwrotny trend ze wzrostem zawartości CaCO_3 (największy wzrost o 295% dla S2D). Podwójna perspektywa losów zawartości CaCO_3 w glebach zreultywowanych została zaobserwowana przez innych badaczy. Segura i in. (2021) zauważyli niższą zawartość CaCO_3 w praktykach zalesieniowych w porównaniu z uprawami zbóż na glebach półpustynnych. Inne badania z kolei wykazały wzrost CaCO_3 wraz z rekultywacją gleb (Pastor-Jáuregui i in., 2021). W badaniach tych przeprowadzono analizę rekultywacji gleby z dodatkiem materii organicznej, wapnowaniem i innymi dodatkami w czerwonych glebach bogatych w tlenki Fe różnych odmian hybrydowych.

Ponadto, ponowne zalesianie i różne techniki rekultywacji wpłynęły na zawartość P w różny sposób. Zaobserwowano spadek dostępnego P wraz z wiekiem rekultywacji w ponownie zalesionych glebach wapiennych rekultywowanych nasypem. Okres 1 roku wpłynął także na zmiany zawartości fosforu. Po roku stężenie P_2O_5 w glebie S1 poddanej rekultywacji od 2019 roku (S1A) obniżyło się, natomiast w pozostałych badanych glebach zwiększyło się w porównaniu z pierwszym poborem. Z kolei w S2 po upływie 1 roku stężenie P_2O_5 nieznacznie wzrosło w każdej z badanych gleb. Rekultywacja gleby poeksploatacyjnej węgla brunatnego z dodatkiem osadów ściekowych spowodowała wzrost stężenia P_2O_5 w glebie dla dwóch krótszych rekultywowanych obszarów (od $0,28 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2A1 do $0,40 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2B1 i od $0,33 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2A2 do $0,42 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2B2) oraz spadek w glebach dłużej rekultywowanych (S2C, S2C) (od $0,31 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2C1 do $0,19 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2D1 i od $0,32 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2C2 do $0,22 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2D2). Wyniki te kontrastują z wcześniej prowadzonymi badaniami dotyczącymi rekultywacji gleb, które wskazują na znaczny wzrost stężenia P_2O_5 po nawożeniu organicznym (Sopialena i in., 2018). Podobną obserwację zwiększonej zawartości P_2O_5 w glebie przy większej dawce aplikacyjnej dodatku organicznego opisali Zaeni i in. (2021), którzy badali wpływ różnych dawek kompostu (0%, 9%, 13% i 17%) na jakość gleby. Ta niezgodność z poprzednimi badaniami może być związana z większą biomasą roślinną i włączeniem P do biomasy roślinnej poprzez wyższy pobór P przez rośliny.

W badanej rekultywacji gleb poeksploatacyjnych zaobserwowano podobną tendencję w stężeniu K i Mg w glebie. Te składniki odżywcze odgrywają ważną rolę w zawiązywaniu nasion i ziaren, wpływając silnie na biomasę roślin glebowych i produktywność roślin (Kumar i in., 2021). Rekultywacja gleb poeksploatacyjnych zarówno nasypem, jak i osadami ściekowymi, przyczyniła

się do wzrostu stężenia K i Mg wraz z wiekiem rekultywacji z niewielkim wyjątkiem. Na najbardziej zaawansowanym etapie rekultywacji stężenie Mg obniżyło się zarówno w glebach poeksploatacyjnych wapiennych, jak i brunatnych. Ponadto odnotowano spadek K i Mg (do 50% dla K i 23% dla Mg w S1D) po roku dla S1 (z wyjątkiem S1A, gdzie K wzrósł), a wzrost K i Mg po jednym roku dla S1 (do 400% dla K i Mg w S2D). Wzrost K i Mg pozwala na prawidłowy wzrost i rozwój roślin w glebach objętych rekultywacją.

Tabela 6. Skład chemiczny badanych gleb. (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek – 1-wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

Gleba	N [%]	CaCO ₃ [%]	P ₂ O ₅ [mg kg ⁻¹]	K [mg kg ⁻¹]	Mg [mg kg ⁻¹]
S1A-1	5.31 \pm 0.05A	0.57 \pm 0.228A	8.97 \pm 0.398A	1148 \pm 6,86	719 \pm 5,89
S1A-2	8.46 \pm 0.392a	1.99 \pm 0.166a	8.84 \pm 0.231a	>2617,33 \pm 2,309	1363,50 \pm 2,121
S1B-1	2.72 \pm 0.495B	2.45 \pm 0.211B	0.66 \pm 0.029B	3444 \pm 29,59	1434 \pm 9,22
S1B-2	5.64 \pm 0.328b	2.00 \pm 0.083a	0.71 \pm 0.112b	>2465,50 \pm 7,778	>1214,00 \pm 4,243
S1C-1	7.14 \pm 0.212C	2.47 \pm 0.146B	1.03 \pm 0.028C	1540 \pm 19,81	859 \pm 6,25
S1C-2	3.21 \pm 0.233c	2.38 \pm 0.146b	1.24 \pm 0.018c	>1232,67 \pm 1,528	725,67 \pm 1,155
S1D-1	6.18 \pm 0.387D	2.75 \pm 0.049C	1.28 \pm 0.273D	1470 \pm 13,12	720 \pm 2,61
S1D-2	4.42 \pm 0.367c	1.17 \pm 0.086c	1.42 \pm 0.312c	730,00 \pm 4,580	550,33 \pm 2,082
S2A-1	1.44 \pm 0.096E	0.54 \pm 0.030E	0.28 \pm 0.011E	864 \pm 5,53	893 \pm 7,16
S2A-2	1.32 \pm 0.112e	1.08 \pm 0.031e	0.33 \pm 0.121e	>2142 \pm 8,79	>1299 \pm 3,95
S2B-1	2.28 \pm 0.238F	0.34 \pm 0.112E	0.40 \pm 0.007F	729 \pm 2,78	715 \pm 2,93
S2B-2	2.04 \pm 0.065f	1.62 \pm 0.013f	0.42 \pm 0.013e	>2527 \pm 49,57	>1382 \pm 17,60
S2C-1	2.07 \pm 0.436F	0.08 \pm 0.018F	0.31 \pm 0.009F	372 \pm 2,22	339 \pm 3,53
S2C-2	1,86 \pm 0.120g	0.49 \pm 0.002e	0.32 \pm 0.012e	>1731 \pm 1,59	1131 \pm 0,048
S2D-1	1.29 \pm 0.171E	0.57 \pm 0.073E	0.19 \pm 0.009E	516,00 \pm 9,99	307,00 \pm 2,88
S2D-2	1.25 \pm 0.0.108e	1.68 \pm 0.706f	0.22 \pm 0.020f	>2054 \pm 23,14	>1286 \pm 11,74

Zawartość metali ciężkich zmieniła się w badanych glebach po upływie roku (Tab. 7). W glebie S1 zaobserwowano, że gleby z bardziej zaawansowaną rekultywacją (S1B, S1C, S1D) charakteryzowały się spadkiem zawartości metali ciężkich w glebie (Cd, Cr, Pb, Zn), podczas gdy gleba najkrócej rekultywowana (S1A) wykazywała tendencję zarówno spadkową (Cr) jak również

wzrostową (Cd, Pb, Zn). Z kolei, w glebie S2 stężenie metali ciężkich spadło po upływie 1 roku, z wyjątkiem Cd dla S2D oraz Cr i Zn dla S2B. Jednak wzrost zawartości tych metali ciężkich w glebie S2 był nieznaczny. Skłania to do stwierdzenia, że zastosowanie osadów ściekowych w procesie rekultywacji terenów pokopalnianych prowadzi do obniżenia stężenia metali ciężkich w glebie już na początkowych etapach rekultywacji, a co za tym idzie, pozwala to ograniczyć toksyczność gleby. Ponadto, w badaniu zauważono silny wpływ materii organicznej na stężenie metali w obu badanych glebach. Rekultywacja wapiennej gleby poeksploatacyjnej nasypem (S1) spowodowała wzrost stężenia SOC powodującego pojemność sorpcyjną i wyższą sorpcję metali ciężkich. Roczny spadek zawartości metali ciężkich (Cd, Cr, Pb, Zn), np. dla Cd z $0,84 \text{ mg kg}^{-1}$ do $0,12 \text{ mg kg}^{-1}$ dla S2A, wiązał się prawdopodobnie z ich immobilizacją przez materię organiczną w glebach najdłużej rekultywowanych. Postęp rekultywacji w glebie poeksploatacyjnej z aplikacją osadów ściekowych spowodował duży spadek zawartości metali ciężkich w glebie. Co sugeruje, że aplikacja osadów ściekowych nie tylko przyczyniła się do wzrostu zawartości materii organicznej, ale także pozwoliła na oczyszczenie gleby z pierwiastka toksycznego, korzystnie wpływającego na właściwości i zdrowotność gleby. Wpływ zwiększonej zawartości materii organicznej w glebie (w tym dodatku z materią organiczną) zauważyli już wcześniej inni badacze (Wen i in., 2018). Inne badania wskazywały także, że ponowne zalesianie może być właściwym sposobem skutecznego zmniejszenia zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi (Zhang i in., 2021b). Tak więc, oprócz pozytywnego wpływu ponownego zalesiania na zawartość SOC i zmianę klimatu, ta metoda rekultywacji wydaje się być pomocna w łagodzeniu zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi.

Tabela 7. Stężenie wybranych metali ciężkich w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n = 3.

Gleba	Cd	Cr	Pb	Zn
	mg kg ⁻¹			
S1A-1	0,42 \pm 0,03	162 \pm 0,81	10,41 \pm 0,29	37,61 \pm 0,35
S1A-2	0,68 \pm 0,067	46,6 \pm 0,653	36,56 \pm 0,488	128,33 \pm 0,577
S1B-1	<0,01 \pm 0,06	122 \pm 1,17	49,84 \pm 1,81	108 \pm 0,82
S1B-2	0,47 \pm 0,026	40,76 \pm 0,595	30,45 \pm 0,078	89,47 \pm 1,041
S1C-1	0,28 \pm 0,04	144 \pm 1,40	26,12 \pm 0,83	99,2 \pm 0,90
S1C-2	0,09 \pm 0,028	46,02 \pm 0,631	10,24 \pm 0,149	29,33 \pm 0,351
S1D-1	0,54 \pm 0,18	157 \pm 2,27	13,67 \pm 0,62	38,96 \pm 0,09
S1D-2	0,04 \pm 0,005	109,00 \pm 2,000	9,64 \pm 0,125	19,50 \pm 0,290
S2A-1	0,84 \pm 0,011	77,5 \pm 0,36	40,34 \pm 0,48	129 \pm 0,89
S2A-2	0,12 \pm 0,02	27,66 \pm 0,11	6,11 \pm 0,51	36,93 \pm 0,42
S2B-1	0,67 \pm 0,030	52,8 \pm 0,77	37,06 \pm 0,32	0,63 \pm 0,24
S2B-2	0,07 \pm 0,030	63,2 \pm 0,53	5,29 \pm 0,54	34,28 \pm 0,33
S2C-1	0,18 \pm 0,010	49,09 \pm 0,33	11,36 \pm 0,24	28,90 \pm 0,098
S2C-2	0,11 \pm 0,026	23,41 \pm 0,18	3,63 \pm 0,05	21,61 \pm 0,29
S2D-1	0,20 \pm 0,009	64,5 \pm 0,73	12,19 \pm 0,46	29,38 \pm 0,40
S2D-2	2,68 \pm 0,40	<0,0001 \pm 0,003	5,67 \pm 0,39	26,57 \pm 0,29

Dynamika węgla glebowego w badanych glebach

Zrównoważone zarządzanie glebami ma duże znaczenie dla jakości gleby i jej dalszej funkcjonalności. Rekultywacja gleby jest jedną z najważniejszych praktyk gospodarowania glebą wpływającą na właściwości gleby, poprawiającą i przywracającą jej jakość. Spośród obszarów zdegradowanych gleby pogórnice uznawane są za czynniki przyczyniające się do zwiększonej emisji CO₂ do atmosfery. Brak działań rekultywacyjnych na takich obszarach doprowadziłby do zmian klimatycznych, a zatem budzi największe obawy naukowców, polityków i całego

społeczeństwa. Tym samym rekultywacja wydaje się być nieuniknionym elementem gospodarki pokopalnianej. Dlatego już wcześniej zauważono, że dobrze zarządzana rekultywacja gleby może przyczynić się do zmniejszenia uwalniania CO₂ z gleby i zmniejszenia zmian klimatu. Rekultywacja gleb zdegradowanych zlokalizowanych na terenach pokopalnianych odkrywkowych jest utrudniona ze względu na niską żyzność gleb i skrajnie niską zawartość materii organicznej. O poprawie właściwości gleb odkrywkowych terenów poeksploatacyjnych, podobnie jak innych gleb zdegradowanych, decyduje praktyka gospodarowania rekultywacją. W niniejszym badaniu zaobserwowano podwyższoną zawartość TC po roku we wszystkich badanych glebach zarówno w glebie pokopalnianej wapiennej, jak i brunatnej rekultywowanej osadami ściekowymi (Tab. 8). Zawartość węgla całkowitego w glebie S1 wzrastała z upływem 1 roku dla każdego badanego obszaru, jednak wzrost ten był dużo mniejszy w przypadku obszarów rekultywowanych najdłużej (S1C, S1D) w porównaniu do obszarów S1A, oraz S1B. W glebach S1 zaobserwowano równomierny wzrost zawartości węgla całkowitego dla każdego badanego obszaru, jednak wzrost ten był dużo mniejszy w porównaniu do S1. Największy wzrost TC po roku zaobserwowano dla S1A (71%) dla kopalni wapienia oraz dla S2A (11%) dla kopalni węgla brunatnego. Podobną tendencję wzrostu TC w rekultywacji gleb zdegradowanych dodatkami organicznymi zauważyli Tregubova i in. (2019) oraz Placek i in. (2019) po dodaniu osadu ściekowego lub kompostu. Wyniki uzyskane w niniejszym badaniu są porównywalne z innymi badaniami wskazującymi na zwiększone stężenie TC w glebach górniczych użytkowanych rolniczo (najwyższe w glebie po najkrótszym (4-letnim) okresie rekultywacji w porównaniu z glebą rekultywowaną przez 7, 10 i 13 lat) (Qu i in., 2017). Jednak w ich badaniach statystycznie istotny wzrost w porównaniu z kontrolą zaobserwowano jedynie w glebach rekultywowanych przez 4 lata.

Oprócz TC zawartość węgla organicznego w glebie (z ang. soil organic carbon, SOC) jest również ważnym wyznacznikiem rekultywacji gleby. W niniejszym badaniu zauważano wzrost lub stabilizację SOC w wapiennej glebie poeksploatacyjnej rekultywowanej nasypem (S1). Stabilizację ta była widoczna dla gruntów o wyższym wieku rekultywacji (S1C, S1D), gdzie zmiany po roku kształtowały się zaledwie na poziomie 1% (Tab. 8). Rekultywacja gruntów poeksploatacyjnych węgla brunatnego spowodowała wzrost SOC wśród wieków rekultywacji – największy dla S2B, gdzie zaobserwowaliśmy wzrost SOC na poziomie 387%. Wyniki te są zgodne z innym badaniem, które również wykazało wzrost SOC jako efekt działań rekultywacyjnych (Feng i in., 2017). Porównywalnie do wyników uzyskanych niniejszym badaniem

stopień zaawansowania rekultywacji na wpływ na wzrost stężenia SOC (Pastor-Jáuregui i in., 2021). Ponadto, podobne badania dotyczące rekultywacji gleby bioodpadami wskazały na wzrost zawartości SOC o >45% (Wijesekara i in., 2017). Ponadto, literatura podmiotu wskazuje, że zaprzestanie stosowania organicznych dodatków doglebowych skutkuje spadkiem SOC wskazując na ewidentny wpływ ich aplikacji na zawartość SOC (Li et al., 2019). Wzrost zawartości SOC w badanych glebach jest kompatybilny z wynikami uzyskanymi po doglebowej aplikacji różnych dawek kompostu (Zaeni in., 2021). Ponadto, rekultywacja ukierunkowana na ponowne zalesienie będąca podstawą rekultywacji badanych terenów wskazuje na wyższą akumulację SOC w glebach wraz z zawansowaniem rekultywacji ukierunkowanej na ponowne zalesienie (Shao i in., 2019). Ponadto w badaniu zauważono ciekawą tendencję w zalesionych glebach pokopalnianych węgla brunatnego rekultywowanych osadami ściekowymi. Podczas gdy TC zmniejszał się wraz z wiekiem rekultywacji, zawartość SOC wykazywała tendencję wzrostową, co sugeruje zwiększone formowanie się organicznych związków C w rekultywowanej glebie S2. Z kolei w S1 stwierdzono przeciwną korelację wzrostu TC i spadku SOC wraz z czasem rekultywacji. Oba badane tereny poeksploatacyjne charakteryzowały się niewielką zawartością węgla organicznego, a jego zawartość w glebach zmieniała się na przestrzeni 1 roku. W glebie S1, SOC wzrastała jedynie dla obszarów S1A oraz S1B, podczas gdy dla obszarów dłużej rekultywowanych zaobserwowano tendencję spadkową. W przypadku gleby S2, w każdym z badanych obszarów zawartość SOC wzrosła po upływie 1 roku.

Metoda rekultywacji silnie wpływa na stratę po prażeniu (z ang. loss of ignition, LOI). W glebie rekultywowanej nasypem (S1) wartości LOI różniły się w mniejszym stopniu w porównaniu z glebą rekultywowaną osadem ściekowym (S2) (Tab. 8). W tej technice rekultywacji LOI wzrósł 3,5-krotnie dla gleby poddanej rekultywacji od 2002 r. (S2D-1) w porównaniu z glebą rekultywowaną od 2019 r. (S2A-1). Tak dużych wahań LOI nie zauważono dla S1. Prawdopodobnie było to spowodowane zastosowaniem dodatków organicznych wraz z osadami ściekowymi powodującymi zróżnicowanie gleby poprzez poprawę jej jakości. Podobnie jak w niniejszym badaniu, Placek i in. (2019) zaobserwowali, że rekultywacja terenu pokopalnianego za pomocą nawozów organicznych powoduje nieznaczny wzrost LOI. Poziom tego wzrostu w ich badaniu był zbliżony do naszego. Inne badania również były tożsame z niniejszym badaniem i wskazywały na wzrost LOI po rekultywacji gleby pokopalnianej (Fischer i in., 2020).

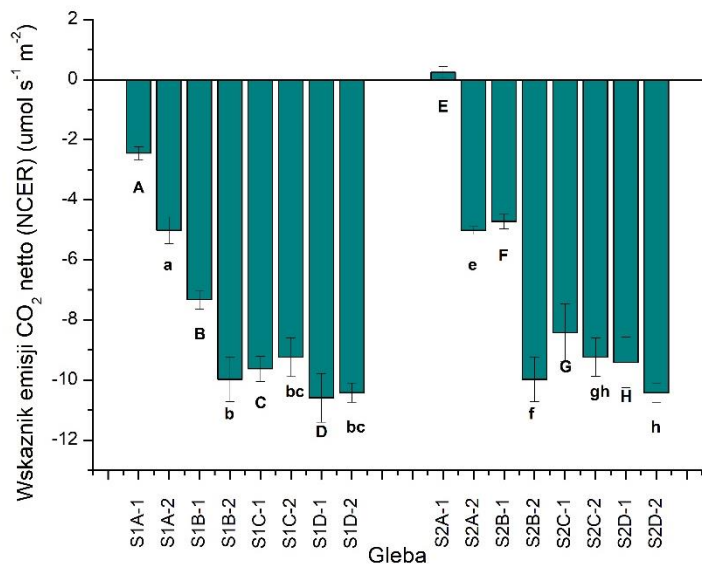
Tabela 8. Węgiel ogólny (TC), glebowy węgiel organiczny (SOC) i straty prażenia (LOI) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

Gleba	TC [mg g ⁻¹]	SOC [%]	LOI [%]
S1A-1	14.00 \pm 0.230A	0.82 \pm 0.008A	0.98 \pm 0.007A
S1A-2	24.44 \pm 1.020a	1.18 \pm 0.008a	0.93 \pm 0.012a
S1B-1	11.50 \pm 0.220B	0.66 \pm 0.029A	0.95 \pm 0.003A
S1B-2	17.62 \pm 0.655b	1.12 \pm 0.106a	0.94 \pm 0.11a
S1C-1	24.70 \pm 0.495C	1.03 \pm 0.028B	1.12 \pm 0.011A
S1C-2	25.05 \pm 0.448a	0.99 \pm 0.045a	1.00 \pm 0.009a
S1D-1	23.90 \pm 0.141C	0.689 \pm 0.011A	0.94 \pm 0.004A
S1D-2	23.97 \pm 0.200a	0.68 \pm 0.045b	0.99 \pm 0.007a
S2A-1	4.58 \pm 0.127E	0.28 \pm 0.007E	0.32 \pm 0.001E
S2A-2	5.01 \pm 0.102e	0.88 \pm 0.138e	0.93 \pm 0.031e
S2B-1	6.32 \pm 0.085F	0.31 \pm 0.007E	0.36 \pm 0.006E
S2B-2	6.93 \pm 0.092f	1.20 \pm 0.002f	1.05 \pm 0.003e
S2C-1	3.61 \pm 0.148G	0.41 \pm 0.008F	0.53 \pm 0.001F
S2C-2	3.82 \pm 0.093g	0.71 \pm 0.002e	1.09 \pm 0.012ef
S2D-1	3.03 \pm 0.064G	0.45 \pm 0.012F	1.12 \pm 0.022G
S2D-2	3.15 \pm 0.021g	0.92 \pm 0.004e	1.14 \pm 0.012f

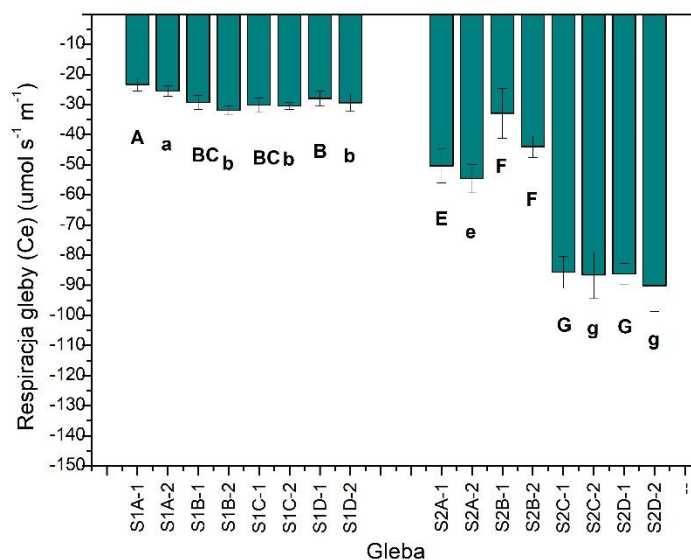
Ślad węglowy w rekultywowanych glebach poeksploatacyjnych, zdolność gleby do sekwestracji C oraz przyszłe perspektywy promowania łagodzenia zmian klimatycznych są określane przez kilka wskaźników, w tym wskaźnik emisji CO₂ netto (z ang. net CO₂ emission rate, NCER). Jest to narzędzie, które wskazuje równowagę między ilością strumieni CO₂ uwalnianych do gleby a ilością CO₂ pochłanianego z atmosfery. W badanych glebach

zaobserwowano negatywne wartości NCER jak i respiracji gleby (Ce) (Rys. 16). W glebie S1 NCER spadł w obszarach krócej rekultywowanych (S1A, S1B), natomiast w glebach dłużej rekultywowanych (S1C, S1D) zaobserwowano niewielki wzrost wartości NCER. Z kolei, Ce na terenie S1 utrzymywała się na względnie stałym poziomie dla każdego badanego obszaru (Rys. 17). W glebie S2 w każdym z badanych terenów wartość NCER spadła po 1 roku, jednak dynamika spadku NCER wyhamowała wraz z zaawansowaniem rekultywacji. Natomiast Ce nie wykazywało statystycznie istotnych zmian na przestrzeni 1 roku z wyjątkiem S2B, gdzie zaobserwowano nieznaczny spadek. Natomiast w glebach najdłużej rekultywowanych (S2C, S2D) wartości Ce były porównywalne między badanymi obszarami, miały najniższe wartości, wykazujące stabilność na przestrzeni roku. Dla obu badanych gleb poeksploatacyjnych odnotowano ujemną emisję CO₂ z rekultywowanej gleby, a po roku NCER uległ dalszemu obniżeniu. Najwyższy NCER dla S1 odnotowano dla S1A ($-2,5 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), a najniższy dla S1D ($-11 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$), natomiast dla S2 najwyższe wyniosły około $-5 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ dla S2A, a najniższa $-11 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ dla S2D. Takie ujemne wartości NCER i ujemne Ce wskazują na usuwanie CO₂ z atmosfery. Tym samym, sugeruje, że więcej CO₂ jest absorbowane z atmosfery niż jest uwalniane przez badaną glebę. To idealna sytuacja do sekwestracji C i łagodzenia zmian klimatycznych. Takie wartości NCER i Ce, które zaobserwowano w tym badaniu, przyczyniają się do zerowej emisji netto CO₂ w skali regionu zgodnie z porozumieniem paryskim (Waisman i in., 2019). Niewiele jest podobnych opracowań dotyczących emisji CO₂ z rekultywowanych gleb pogórnicych, jednak niektóre są podobne do uzyskanych wyników w tym badaniu i zgłaszają zmniejszoną emisję CO₂ z gleby po rekultywacji (Iram i in., 2022). Podobne badania wykazały dodatnią korelację między emisją CO₂ a porowatością powietrza glebowego oraz ujemną korelację między emisją CO₂ a oporami penetracji gleby po uprawach (Buragienė i in., 2021). Niższą emisję CO₂ wykazały także badania nad różnymi metodami zarządzania glebami - między ponownym zalesianiem a użytkami zielonymi. Wspomniane badanie wykazało niższą emisję CO₂ w przypadku ponownego zalesiania w porównaniu z użytkami zielonymi. Sugeruje to pozytywne sprzężenie zwrotne środków zaradczych napędzanych przez ponowne zalesianie (Ahirwal i in., 2018). Literatura donosi także o odwrotnym trendzie emisji CO₂ i wskazuje, że w nierekultywowanych gruntach pogórnicych emisja CO₂ była niższa w porównaniu z rekultywowanymi gruntami górnicych i leśnymi (Ahirwal i in., 2018). Ponadto zauważono, że emisja CO₂ z gleb leśnych była znacznie niższa w porównaniu z glebami poeksploatacyjnymi zrekultywowanymi. Może to sugerować

podobieństwo z niniejszym badaniem, gdzie stwierdzono niższą emisję na terenach o dłuższym czasie rekultywacji, a więc o bardziej leśnym krajobrazie. W innych badaniach zaobserwowano, że emisja CO₂ jest wyższa w przypadku wyższej pokrywy drzewnej, co jest sprzeczne z naszymi doniesieniami (Valente i in., 2021). Badania przeprowadzone na zrekultywowanych glebach kopalnianych wykazały czterokrotnie większy strumień CO₂ na zrekultywowanych glebach kopalnianych w porównaniu z naturalnymi glebami leśnymi po 11 latach rekultywacji, wskazując na jej ważną rolę w kompensowaniu zwiększonej emisji CO₂ do atmosfery (Ahirwal i in., 2018).

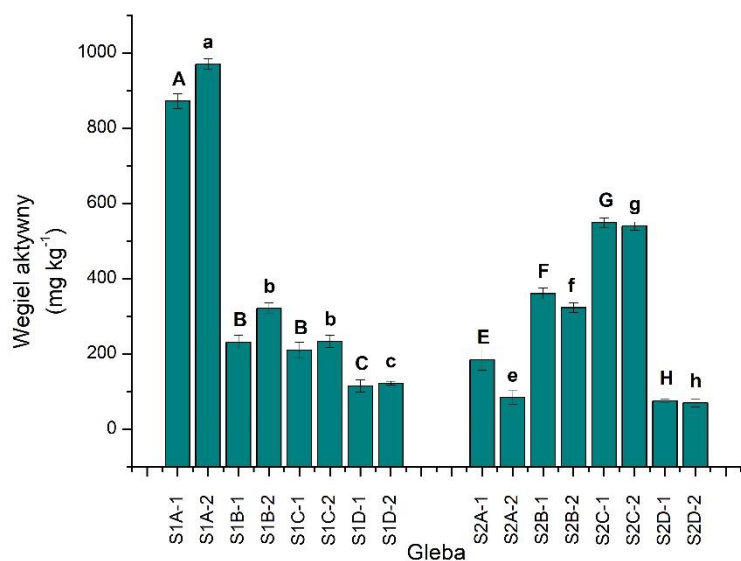


Rysunek 15. Wskaźnik emisji CO₂ netto (NCER) badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi). Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie ± SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami (p < 0,05) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)



Rysunek 16. Respiracja gleby (Ce) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, $n = 3$. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukeya. Małe i duże litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

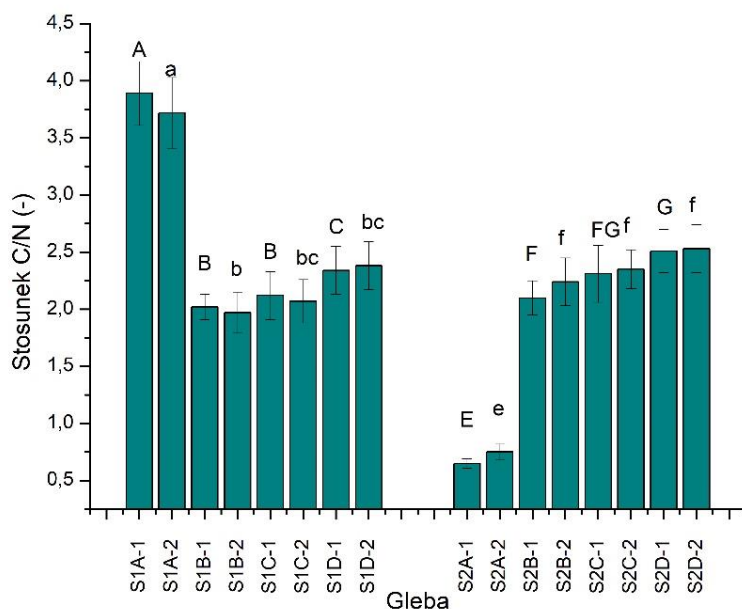
Ślad węglowy jest również określany przez zawartość węgla aktywnego (z ang. permagnate oxidizable carbon, POXC) w glebie. POXC jest nietrwałą frakcją C wrażliwą na rozkład. W niniejszym badaniu zauważono nieznaczny wzrost zawartości POXC w S1 po roku (Rys. 18). Najwyższe POXC dla wapiennej gleby pogórnicy stwierdzono dla S1A i wynosiło około 900 mg kg^{-1} w ciągu roku. Jednak zawartość POXC znacząco malała wraz z wiekiem rekultywacji w porównaniu z rekultywacją prowadzoną najkrócej (od 2019 r.) osiągając około 100 mg kg^{-1} dla S1D. W przypadku gleby S2 zawartość POXC spadła po upływie 1 roku na obszarach S2A i S2B, a na pozostałych obszarach nie zaobserwowano zmian, co pozwala twierdzić, że gleby dłużej rekultywowane z zastosowaniem osadów ściekowych (S2C, S2D) są stabilne. W glebie rekultywowanej najdłużej (od 2002 r.) stężenie POXC było najniższe (55 mg kg^{-1} dla S2D). Wzrost POXC w glebie S2 mógł być spowodowany pozostałościami drzewnymi, co sugerują poprzednie badania (Danish i Ahmad, 2018). Aktywna frakcja węgla w glebie nie sprzyja sekwestracji węgla, może jednak napędzać aktywność mikrobiologiczną wpływającą na jakość gleby.



Rysunek 17. Węgiel aktywny (POXC) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

Uważa się, że zarówno C, jak i N pomagają ludzkości walczyć ze zmianami klimatycznymi (Cai i in., 2022). Stosunek C/N dobrze charakteryzuje przemianę SOC w glebie. W niniejszym badaniu zaobserwowano duże różnice w stosunku C/N w glebach najkrócej rekultywowanych (S1A, S2A) w porównaniu do pozostałych badanych gleb (Rys. 19). W przypadku S1A wartość stosunku C/N była znacznie większa w porównaniu do S1B, S1C oraz S1D. W porównaniu do gleby S1, w glebie S2A wartość stosunku C/N była znacznie mniejsza w porównaniu do pozostałych badanych obszarów. W przypadku S1 najwyższy stosunek C/N odnotowano dla S1A (3,89 dla S1A1 i 3,71 dla S1A2), który malał na obszarach rekultywowanych dłużej osiągając wartości 2,33 dla S1D1 i 2,37 dla S1D2. Badania sugerują najwyższy C/N wynoszący 14,98 dla zalesienia gruntów nieużytków sugerując pozytywny wpływ zalesienia na stosunek C/N (Shi i in., 2016). Niższy stosunek C/N odnotowano w przypadku zalesienia użytków zielonych (9,68), a jeszcze niższy w przypadku zalesienia użytków zielonych (7,72). Sugeruje się, że wyższy stosunek C/N zmniejsza zdolność gleby do sekwestracji SOC (Hübllová i Frouz, 2021). Ponadto, badania wykazały niższy stosunek C/N w przypadku ponownego zalesienia

i zaobserwowano odwrotną korelację między stosunkiem C/N a sekwestracją SOC (Hüblová i Frouz, 2021).



Rysunek 18. Stosunek C/N w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021 r., 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)

Zmiany społeczności mikrobiologicznej w glebie

Rekultywacja gleb poeksploatacyjnych zmieniła skład populacji drobnoustrojów w glebie. Mikroorganizmy są ważne dla funkcjonalności, jakości i produktywności gleby, a zatem są niezbędne dla obiegu węgla w glebie.

Wśród mikroorganizmów dominującą grupą w obu badanych terenach były bakterie mezofilowe (Rys. 20A). Ich liczebność obu badanych glebach (S1, S2) spadła w ciągu 1 roku. W przypadku gleby S2 odnotowano jednak większą liczbę bakterii mezofilowych w porównaniu z odpowiadającymi obszarami w S2.

Bakterie termofilne były najmniejszą liczbą dla każdej badanej gleby (Rys 20B). Jednak w S1 ich liczba nieznacznie wzrosła wraz z okresem rekultywacji. Zaobserwowano znaczny wzrost liczby bakterii termofilnych dla gleby poddanej rekultywacji od 2019 roku (S1A-1, S1A-2), od 2014 roku (S1B-1, S1B-2) i od 2008 roku (S1C-1, S1C-2) po jednym roku. Dla gleb

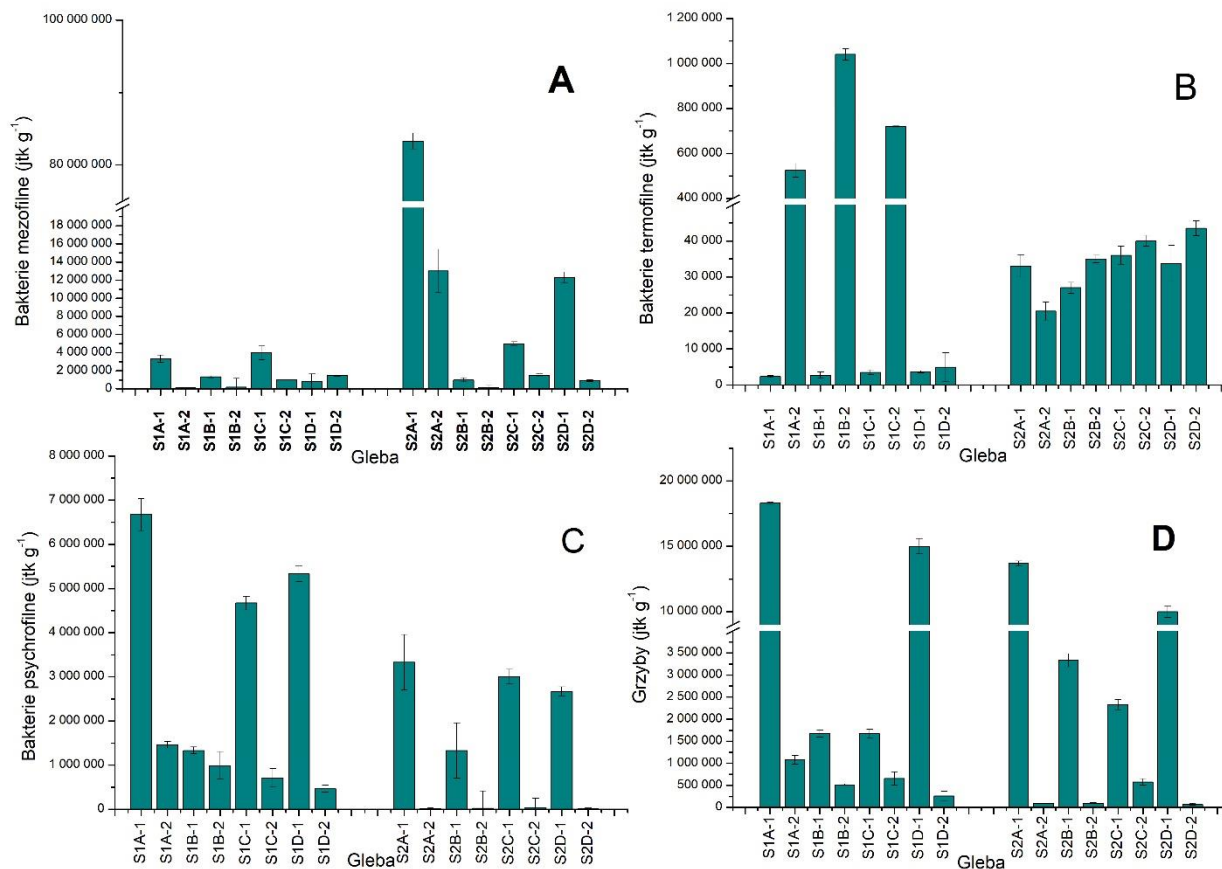
rekultywowanych od 2002 r. (S1D-1, S1D-2) wzrost ten nie był tak wyraźny w porównaniu z innymi. W glebie pokopalnianej węgla brunatnego liczba bakterii termofilnych w pierwszym pobraniu próbek była najniższa w glebie rekultywowanej od 2013 r. (S2B-1), a najwyższa w glebie rekultywowanej od 2007 r. (S2C-1). Po upływie 1 roku zaobserwowano największą liczbę bakterii termofilnych w glebie poddanej rekultywacji od 2002 r. w porównaniu do gleby poddanej rekultywacji od 2007 r. (S2C-2). Liczba bakterii termofilnych wzrosła po roku we wszystkich badanych glebach z wyjątkiem gleby poddanej rekultywacji od 2019 r. (S2A).

Liczebność bakterii psychrofilnych była większa w glebie S1 w porównaniu z glebą S2 (Rys. 20C). Największą liczbę bakterii psychrofilnych w glebie S1 stwierdzono na obszarze rekultywowanym od 2019 r. w pierwszym pobraniu próbek (S1A-1), a najmniejszą na obszarze rekultywowanym od 2002 r. w drugim pobraniu próbek (S1D-2). W glebie S2 zaobserwowaliśmy znacznie większą liczebność bakterii psychrofilnych w glebach z pierwszego poboru prób. Dla każdej badanej gleby zaobserwowano znaczny spadek liczby bakterii psychrofilnych po okresie jednego roku.

Liczebność grzybów wyraźnej tendencji w pierwszym pobraniu próbek w wapiennej glebie poeksploatacyjnej (Rys. 20D). Jednak znacznie większą liczebność grzybów zaobserwowano w glebie poddanej rekultywacji od 2019 r. (S1A-1) i od 2002 r. (S1D-1) w porównaniu z innymi glebami. W przypadku drugiego poboru prób zaobserwowano nieznaczny spadek liczebności grzybów na etapach zaawansowania rekultywacji. Dlatego po roku liczba grzybów w każdej z badanych gleb istotnie się zmniejszyła. Dla gruntu poeksploatacyjnego węgla brunatnego w pierwszym pobraniu odnotowano spadek liczebności grzybów w stadiach zaawansowania rekultywacji dla gleby rekultywowanej od 2013 r. (S2B-1) i od 2007 r. (S2C-1) w porównaniu z glebą rekultywowaną najkrócej (S2A-1). Dla gruntów rekultywowanych od 2002 r. liczba ta zmniejszyła się, ale nadal utrzymywała się na stosunkowo wysokim poziomie. W drugim pobraniu najwięcej grzybów stwierdzono w glebie poddanej rekultywacji od 2007 r. (S2C-2). Wykazano zatem, że po upływie roku liczba grzybów była znacznie mniejsza.

W większości przypadków w glebie poeksploatacyjnej węgla brunatnego zmniejszyła się różnorodność mikroorganizmów, przy czym w drugim pobraniu dominował wzrost bakterii termofilnych. Liczba grzybów zmniejszała się po roku na każdym badanym obszarze. Podobną zmianę w zbiorowisku drobnoustrojów zauważono w glebie rekultywowanej osadami ściekowymi;

Wzrost liczebności grzybów nie był jednak tak duży, jak obserwowany w wapiennej glebie poeksploatacyjnej.



Rysunek 19. Liczebność mikroorganizmów w glebie: A- bakterie mezofilne, B- bakterie termofilne, C- bakterie psychrofilne, D- grzyby (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie ± SD, n=3.

7.3. Sekwestracja węgla w rekultywowanych glebach pogórnicych: nowy wskaźnik do oceny stabilności pionowej SOC

7.3.1 Magazynowanie SOC w glebie na różnych głębokościach

W ramach III etapu badań przeprowadzono analizę zmian zachodzących w glebie poddawanej rekultywacji na różnym stopniu jej zaawansowania w dwóch głębokościach gleby (0-15 cm oraz 15-30 cm).

Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb

W badaniach zaobserwowano brak zmian pojemności sorpcyjnej między głębokościami gleb na glebach poeksploatacyjnych wapiennych rekultywowanych nasypem (S1), jak również na glebach poeksploatacyjnych węgla brunatnego rekultywowanych osadami ściekowymi (S2) (Tab. 9). Po wstępnym wzroście pojemności sorpcyjnej dla obszarów dłużej rekultywowanych na terenie S1 nastąpił spadek pojemności sorpcyjnej dla obszaru najdłużej rekultywowanego (S1D15, S1D30). Wskazało to na brak stabilności pojemności sorpcyjnej gruntów poeksploatacyjnych rekultywowanych nasypem. Wyższa pojemność sorpcyjna w glebie poeksploatacyjnej S1 zmniejszyłaby ekotoksyczność potencjalnie obecnych zanieczyszczeń w glebie (Ngole-Jeme, 2019), zmniejszając toksyczność gleby dla mikroorganizmów glebowych i roślin (Jin i in., 2018) sprzyjających ponownemu zalesieniu. Zastosowanie osadów ściekowych do rekultywacji gleb poeksploatacyjnych węgla brunatnego (S2) spowodowało spadek pojemności sorpcyjnej wraz z postępem rekultywacji, co jest zjawiskiem bardzo ciekawym. Zdolność sorpcyjna w rekultywacji z dodatkami organicznymi, takimi jak osady ściekowe, generalnie ma tendencję do zwiększania się wraz z postępem rekultywacji (Joniec i in., 2019). W badaniu będącym podstawą tej rozprawy rekultywacja gleb poeksploatacyjnych osadami ściekowymi spowodowała spadek pojemności sorpcyjnej na dłużej rekultywowanych obszarach.

Wartość pH w H₂O wykazała statystycznie istotne zmiany między głębokością gleby tylko w najdłuższej rekultywacji dla S1 (spadek w glebie głębszej), oraz dla najkrótszej (spadek w glebie głębszej) i najdłuższej (wzrost w glebie głębszej) rekultywacji dla S2 (Tab. 9). Wartość pH w KCl wykazała statystycznie istotne różnice w najdłuższej rekultywacji dla obu badanych gleb (wzrost).

Tabela 9. Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

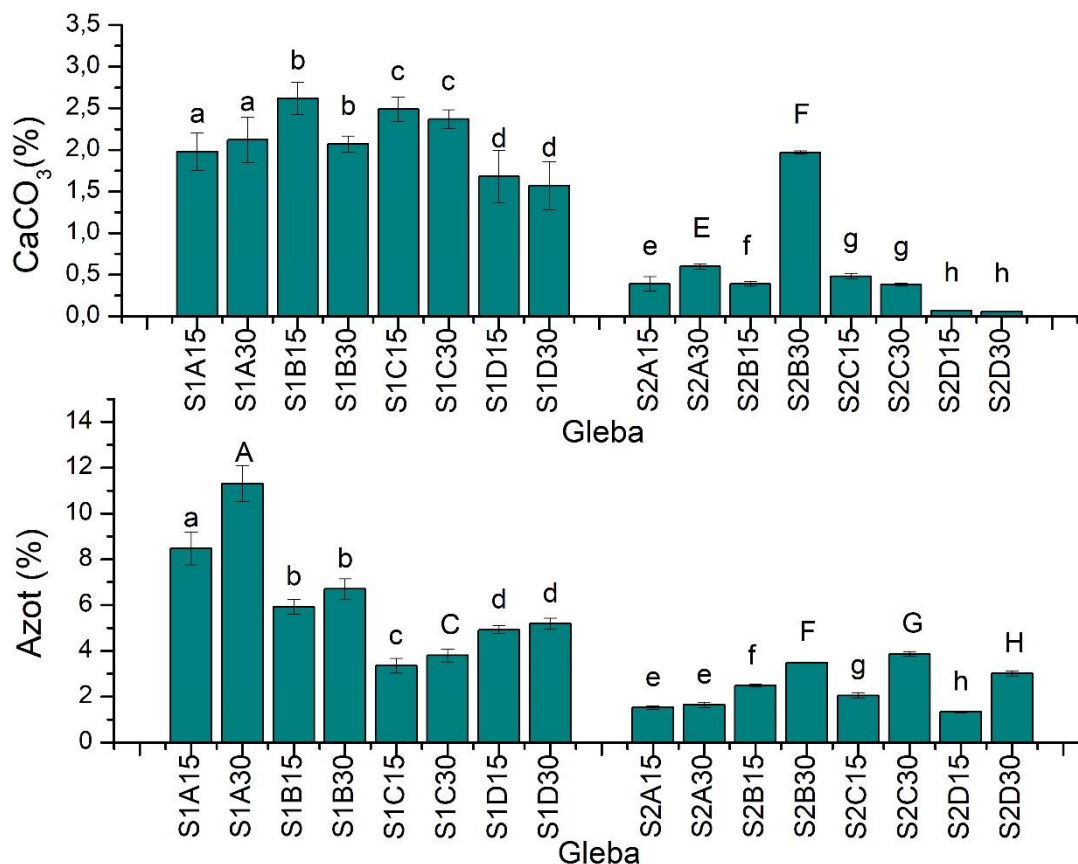
Gleba	Pojemność sorpcyjna	pH	
	[cmol(+)/kg]	H ₂ O	KCl
S1A15	17.43 \pm 0.51a	7.61 \pm 0.02a	7.15 \pm 0.03a
S1A30	16.23 \pm 0.41a	7.51 \pm 0.01a	7.11 \pm 0.02a
S1B15	20.51 \pm 0.72b	7.81 \pm 0.09b	7.32 \pm 0.06b
S1B30	21.17 \pm 1.12b	7.72 \pm 0.02b	7.32 \pm 0.04b
S1C15	20.31 \pm 1.86c	7.67 \pm 0.06c	7.49 \pm 0.04c
S1C30	22.16 \pm 2.08c	7.78 \pm 0.03C	7.61 \pm 0.02C
S1D15	18.74 \pm 1.14d	7.68 \pm 0.03d	7.52 \pm 0.04d
S1D30	18.94 \pm 2.21d	7.51 \pm 0.03D	7.62 \pm 0.05D
S1A15	16.45 \pm 1.17e	7.70 \pm 0.01e	7.33 \pm 0.01e
S1A30	17.51 \pm 2.20e	7.38 \pm 0.02E	7.38 \pm 0.02e
S1B15	13.01 \pm 1.16f	7.86 \pm 0.04f	7.86 \pm 0.03f
S1B30	12.98 \pm 0.98f	7.89 \pm 0.05f	7.89 \pm 0.06f
S1C15	4.67 \pm 0.036g	7.64 \pm 0.02g	7.51 \pm 0.05g
S1C30	4.82 \pm 0.33g	7.72 \pm 0.01g	7.71 \pm 0.07g
S1D15	5.78 \pm 0.09h	7.07 \pm 0.04h	6.96 \pm 0.05h
S1D30	6.02 \pm 0.22h	7.52 \pm 0.05H	7.55 \pm 0.01H

Zawartość CaCO₃ była na ogół znacznie wyższa w S1 w porównaniu z S2 (Rys. 21). W związku z tym zawartość CaCO₃ nie wykazała istotnych statystycznie zmian głębokości gleby dla wszystkich badanych obszarów w S1, natomiast zaobserwowaliśmy istotne zmiany dla dwóch najkrótszych czasów rekultywacji (S2A, S2B). Zawartość CaCO₃ była wyższa w glebie głębszej dla S2A i S2B. Dla S2B zawartość CaCO₃ wzrastała wraz z głębokością gleby 4-krotnie osiągając prawie 2%. Zawartość CaCO₃ była na ogół niższa na obszarach dłużej rekultywowanych (przez 20 lat) w porównaniu z obszarami rekultywowanymi przez 3 lata (najkrócej). Znacznie wyższa

zawartość CaCO_3 w glebach poeksploatacyjnych wapienia w porównaniu z glebami poeksploatacyjnymi węgla brunatnego była najprawdopodobniej związana z rodzajem skały macierzystej i wydobywanym surowcem. Głębokość gleby oraz stopień zaawansowania rekultywacji nie miały wpływu na zawartość CaCO_3 w glebie pogórnicy wapienia. Utrzymująca się zawartość CaCO_3 w glebie nawet po 20 latach rekultywacji może świadczyć o nieznacznej przemianie tego związku na przestrzeni lat. Może to więc świadczyć o niewielkim udziale CaCO_3 w obiegu węgla w wapiennej glebie pogórnicy rekultywowanej nasypem (S1). Dlatego obserwowane wahania zawartości CaCO_3 w głębszych partiach gleby (15-30 cm) dla gruntów pokopalnianych węgla brunatnego najprawdopodobniej wskazują na dużą przemianę CaCO_3 na przestrzeni lat. Mogło to być spowodowane materią organiczną w zastosowanym osadzie ściekowym, która prawdopodobnie przyczyniła się do zwiększenia aktywności mikroorganizmów glebowych (Delibacak i in., 2020).

Podobnie jak w przypadku CaCO_3 , zawartość azotu ogólnego (TN) była wyższa w S1 w porównaniu z S2 (Rys. 21). Dla S1 zaobserwowano statystycznie istotny wzrost zawartości TN pomiędzy głębokością gleby dla S1A i S1C. Ponadto, zawartość TN dla S1 wykazywała tendencję spadkową wraz z długością rekultywacji. Z kolei dla S2 zaobserwowano statystycznie istotne zmiany zawartości TN dla S2B, S2C i S2D. Zawartość TN wzrastała wraz z głębokością gleby na wymienionych obszarach badań. Zawartość TN dla S2 ma tendencję do wzrostu wraz z czasem rekultywacji, z wyjątkiem najdłuższego czasu rekultywacji, w którym zaobserwowano niewielki spadek zawartości TN. Obszary S2A i S2D o ile miały podobną zawartość TN dla głębokości gleby 0-15 cm, to różniły się istotnie dla głębokości gleby 15-30 cm, gdzie S2D wykazywały znacznie wyższą zawartość TN w porównaniu z S2A. Zaobserwowany spadek TN dla gleb pogórnicy wapiennych na przestrzeni lat rekultywacji oraz pomiędzy głębokościami gleb dla wszystkich badanych obszarów można wiązać z alkalicznym charakterem gleb ($\text{pH}=7,5-7,8$). Takie alkaliczne środowisko sprzyjałoby aktywności bakterii nitryfikacyjnych (Elsalam i in., 2021). Dlatego taki spadek może mieć źródło w ulatnianiu się amonu w glebie o charakterze zasadowym i dużej zawartości CaCO_3 (López-Tercero i in., 2005). Bardzo niska zawartość azotu (2-4%) w glebach poeksploatacyjnych węgla brunatnego świadczy o ich zubożeniu na przestrzeni lat. Podczas gdy całkowita ilość azotu w glebie zmienionej osadem jest zwykle wyższa po uprawie roślin (Elsalam i in., 2021), w niniejszym badaniu zawartość TN nie uległa zmianie w trakcie rekultywacji. Niniejsze obserwacje, w przeciwieństwie do innych badań,

wskazywało na wyższą zawartość TN w warstwie gleby o grubości 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm w glebie z dodatkiem osadu ściekowego (Elsalam i in., 2021). Tendencja wzrostu TN wraz z głębokością gleby wskazuje na pozytywny wpływ rekultywacji gleby na jej jakość.



Rysunek 20. Zawartość CaCO₃ i azotu w badanych glebach. (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie ± SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami (p < 0,05) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Wpływ techniki rekultywacji na cechy biochemiczne gleby

W niniejszym badaniu, bakterie mezofilne były najliczniejszą grupą wśród wszystkich badanych mikroorganizmów glebowych (Rys 22). Ogólnie liczebność mikroorganizmów była znacznie wyższa w S2 w porównaniu z S1.

W przypadku gleby S1 nie zaobserwowano wzrostu kolonii bakterii mezofilowych dla wszystkich badanych obszarów (Rys 22A). Największa ilość mikroorganizmów mezofilowych

w S1 była w glebach najdłużej rekultywowanych i głębszej warstwie gleby 15-30 cm (S1C30, S1D30). W przypadku gleby S2 zaobserwowano tendencję wzrostową liczebności mikroorganizmów mezofilowych wraz ze stopniem zaawansowania rekultywacji. Najwięcej bakterii mezofilnych zaobserwowano dla najdłużej rekultywowanego obszaru S2D. Ponadto, na terenie S1 mikroorganizmy mezofilne były generalnie najliczniejsze w glebie o głębokości 15-30 cm, z wyjątkiem S1A. Ponadto, w głębszej warstwie gleby (15-30 cm) bakterie mezofilne w S2 były liczniejsze w porównaniu do wierzchniej warstwy gleby 0-15 cm.

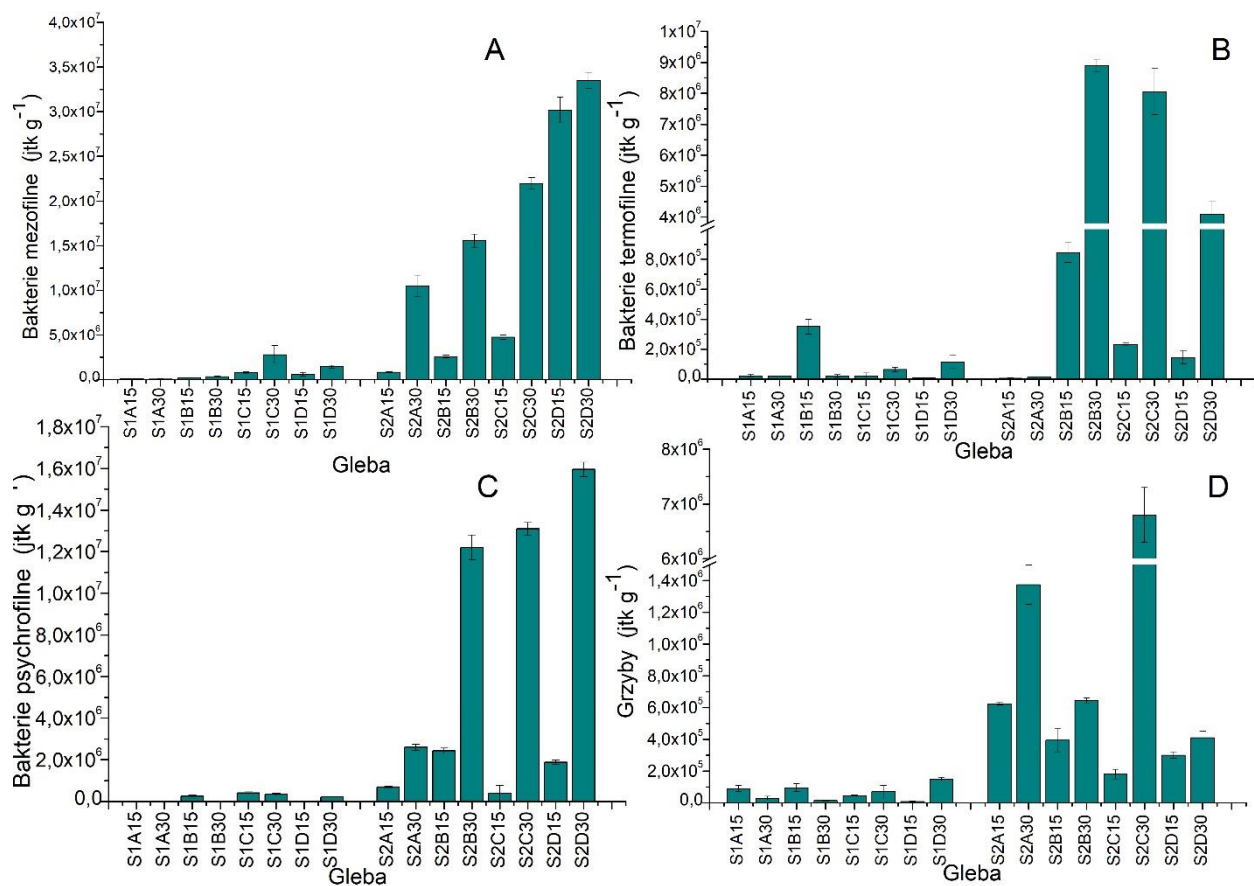
W przypadku bakterii termofilnych, znacznie większą liczebność bakterii odnotowano dla gleby S2 (Rys. 22B). Podobnie jak bakterie mezofilne, liczebność bakterii termofilnych była znacznie większa w głębszej warstwie gleby (15-30 cm) w porównaniu do warstwy wierzchniej (0-15 cm) i wzrastała wraz z długością prowadzenia rekultywacji.

W przypadku gleby S1 nie zaobserwowano wzrostu bakterii psychrofilnych dla każdego z badanych obszarów (Rys. 22C). Najwięcej bakterii psychrofilnych w glebie S1 odnotowano dla próby S1C30. W przypadku gleby S2 obecność mikroorganizmów psychrofilnych obserwowano we wszystkich badanych próbkach gleby. Dla każdego badanego obszaru na terenie S2 psychrofile były liczniejsze w głębszej warstwie gleby (15-30 cm) do głębokości 0-15 cm. Różnica ta była największa dla gleb poddanych rekultywacji od 15 i 20 lat (odpowiednio S2C i S2D).

Grzyby były najmniej liczną grupą drobnoustrojów w badanych glebach, a ich liczba była znacznie mniejsza w S1 w porównaniu z S2 (Rys. 22D). Dla S1 zaobserwowaliśmy istotne zmiany między głębokością gleby tylko dla S1D, gdzie liczba grzybów była 17 razy większa dla S1D30 w porównaniu do S1D15 i była wyższa dla wszystkich badań próbek gleby S1. Ponadto, w glebie S1 zaobserwowano niewielki spadek liczby grzybów w warstwie gleby 0-15 cm wraz z długością prowadzenia rekultywacji. Z kolei w głębszej warstwie gleby 15-30 cm S1 odnotowano nieznaczny wzrost liczebności grzybów. Dla gleby pokopalnianej węgla brunatnego (S2) zaobserwowano znaczny wzrost zbiorowisk grzybów na głębokości 15-30 cm w stosunku do głębokości 0-15 cm. Większy przyrost zaobserwowano dla S2C, gdzie liczba grzybów była około 37 razy większa na głębokości 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm. W przypadku gleby S2 największą liczebność grzybów zaobserwowano dla gleby S2C30, a najmniejszą dla S2C15. Generalnie liczba grzybów ma tendencję do zmniejszania się w wierzchniej warstwie gleby dla S2 wraz z postępem rekultywacji i była najniższa dla obszaru rekultywowanego od 20 lat. W glebie tej zaobserwowano

również najmniejsze różnice między liczebnością grzybów w próbach pobranych z dwóch badanych głębokości gleby.

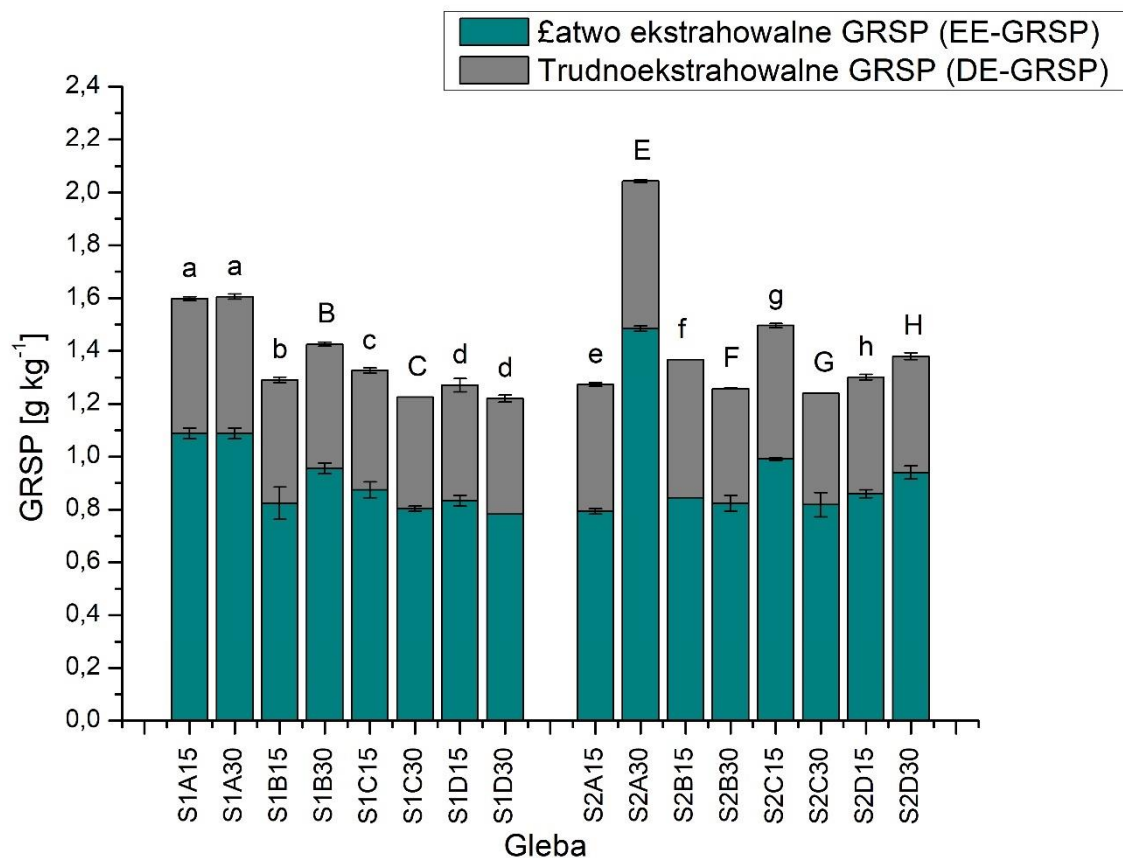
Znaczne różnice pomiędzy liczebnością poszczególnych grup mikroorganizmów w glebie S1 i S2 prawdopodobnie wynikają z zastosowanej techniki rekultywacji. Dostarczenie nakładów C organicznej na początku rekultywacji odkrywkowej gleby poeksploatacyjnej (S2) prawdopodobnie wpłynęło na wysoki przyrost zbiorowisk drobnoustrojów w głębszych partiach gleby, podczas gdy remediacja nasypem (S1) nie ma takiego wpływu na mikroorganizmy glebowe. Taki efekt był najprawdopodobniej związany z dostarczeniem substratów dla mikroorganizmów, które w bardziej sprzyjających warunkach powiększyły swoją społeczność. Podobne odkrycie zostało zgłoszone przez Börjesson i in. (2021). Wysoki przyrost w glebie głębszej w glebie nawożonej materią organiczną dla wszystkich badanych etapów rekultywacji może wynikać ze stopniowego uwalniania pierwiastków i mikroelementów do gleby, co sugerowali Lewu i in. (2020). Kontrolowane uwalnianie składników odżywczych do gleby może wspierać równowagę składników odżywczych w glebie, umożliwiając również prawidłowy wzrost roślin (Lewu i in., 2020). Niewielka społeczność drobnoustrojów w glebie S1 oraz znaczna różnica ich liczebności między glebami S1 i S2 mogą sugerować, że zastosowanie bioodpadów znacznie zwiększa społeczność drobnoustrojów w glebie zubożonej i zdegradowanej. Sugeruje to również, że wykorzystanie bioodpadów jako techniki wspomaganie rekultywacji zdegradowanych gleb poeksploatacyjnych, oprócz dostarczania egzogennej węgla organicznego, jest także źródłem cennych mikroorganizmów, których obecność w glebie wpływa m.in. struktura gleby (Mendoza, 2022). Podczas gdy w niniejszym badaniu zaobserwowano jasny wpływ wstępnej aplikacji materii organicznej do rekultywacji glebowej na społeczność drobnoustrojów, inne badania sugerowały, że wiek rekultywacji (Mukhopadhyay i in., 2014) i wiek drzewostanu (Ekaterina i in., 2019) mają wpływ na mikroorganizmy glebowe. Większa liczba mikroorganizmów na dłuższych powierzchniach rekultywowanych może zatem wynikać z większej ilości ściółki dostarczanej przez większą biomasę drzewostanu, co sugerują poprzednie badania (Liu i in., 2021).



Rysunek 21. Liczebność mikroorganizmów w glebie (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$)

W badaniu zauważono ciekawe zachowanie białek glebowych spokrewnionych z glomalinami (z ang. glomalin-related soil protein, GRSP) pomiędzy głębokościami w obu badanych glebach (Rys. 23). Dla gleby S1 zaobserwowano istotne statystycznie zmiany tylko dla S2B i S2C, natomiast dla S1A i S1D GRSP pozostał na statystycznie tym samym poziomie. W S2B zaobserwowano nieznaczny wzrost GRSP, podczas gdy w S1C GRSP były mniejsze na głębokości 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm. Ogólnie rzecz biorąc, GRSP ma tendencję do zmniejszania się wraz z postępem rekultywacji gleby w wapiennej glebie pogórnicy (S1). Dla S2 zaobserwowano statystycznie istotne zmiany między zawartością GRSP na różnych głębokościach gleby dla wszystkich badanych obszarów. O ile dla S2A i S2D całkowita zawartość GRSP była wyższa w głębszych partiach gleby, to dla S2B i S2C była wyższa na głębokości 0-15 cm. Generalnie, z wyjątkiem S2A30, całkowita zawartość GRSP była podobna dla wszystkich

badanych gleb na tych samych głębokościach. Podobne badania wykazały dodatnią korelację między biomasa grzybów a zawartością GRSP (Liu i in., 2022). Ponadto, uważa się, że GRSP stabilizują węgiel organiczny w glebie (Zhang i in., 2020b) i mogą redukować materię organiczną (Li et al., 2023, Emran i in., 2020). Nie mniej, nieznaczne zmiany zachodzące w stężeniu GRSP w rekultywowanych glebach pogórnicznych nie powinny mieć wpływu na sekwestrację węgla w glebie.



Rysunek 22. Białka glebowe spokrewnione z glomalinami (GRSP) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi). Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

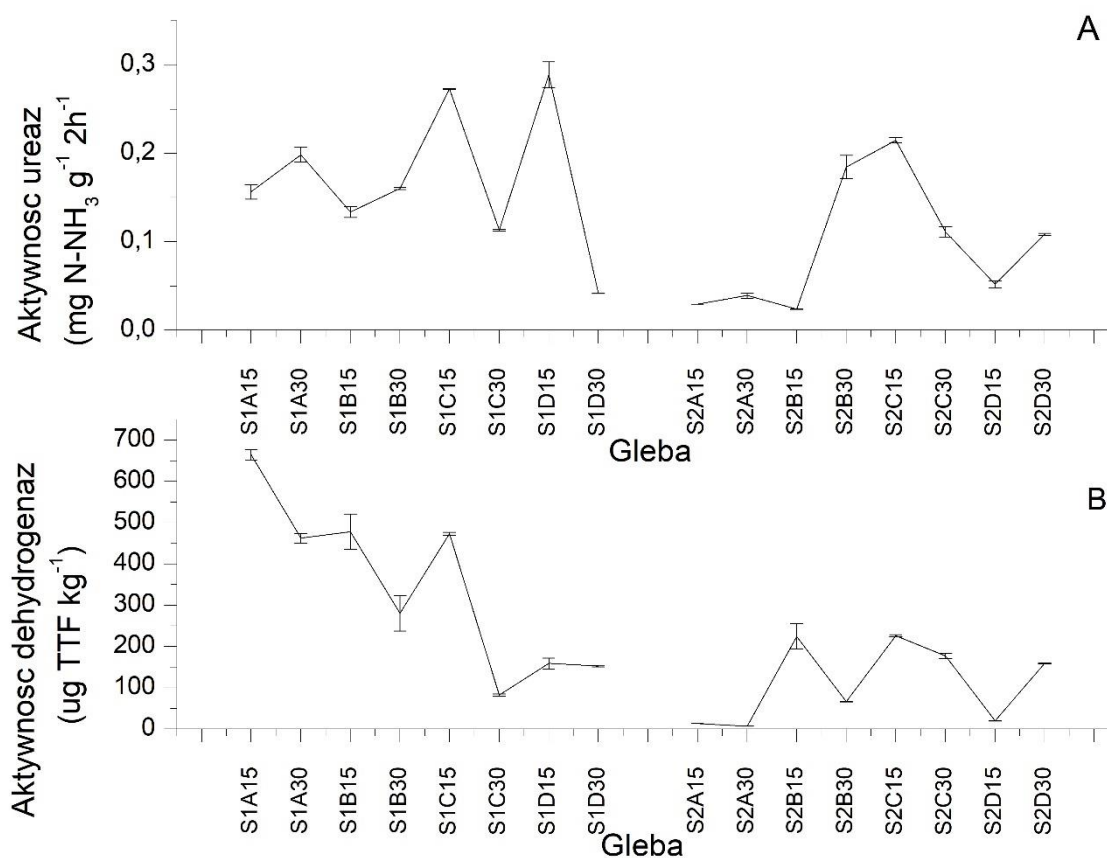
Aktywność ureaz była na ogół wyższa dla S1 (Rys. 24A). Większą aktywność ureazy zaobserwowano w próbkach gleby z głębszych partii gleby dla S1A i S1B, jednak dla S2C i S2D aktywność ta była znacznie mniejsza w glebie o głębokości 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm.

Dla S2 aktywność ureaz była większa dla głębszych partii gleby w obszarach S2B i S2D. Obszary S1 nie wykazywały istotnych zmian aktywności ureazy między głębokościami gleby. Dla S2C aktywność ureaz była większa dla głębokości gleby 0-15 cm.

Aktywność dehydrogenaz, podobnie jak ureaz, była wyższa dla S1 w porównaniu z S2 (Rys. 24B). Dla gleb pogórnicych wapiennych (S1) aktywność dehydrogenaz ma tendencję do zmniejszania się wraz z głębokością gleby (z wyjątkiem S2D) oraz postępowaniem rekultywacji. Dla S2 zaobserwowano wzrost aktywności dehydrogenazy w badanych próbkach gleby. Dla gleby krótko rekultywowanej (S1A) nie zaobserwowano zmian w aktywności dehydrogenaz pomiędzy badanymi głębokościami gleby. Na pozostałych badanych obszarach i głębokościach gleby uległa ona zmianie. Dla S2B i S2C aktywność dehydrogenaz malała wraz z głębokością gleby, natomiast dla S2D wzrastała.

W badaniu zaobserwowano wyższą aktywność ureaz i dehydrogenaz dla gleb rekultywowanych nasypem (S1), co najprawdopodobniej jest związane z dużą zawartością aktywnego węgla organicznego (POXC) w tych glebach. Najwyższą aktywność ureazy i dehydrogenazy w glebach wapiennych została również zaobserwowana w poprzednich badaniach, co pozytywnie koresponduje z wynikami uzyskanymi w niniejszym badaniu (Hafez i in., 2022). Aktywność dehydrogenazy była skorelowana z zawartością POXC. W glebie o największej zawartości POXC aktywność dehydrogenazy była największa. Ponadto, populacja drobnoustrojów była ujemnie skorelowana z aktywnością ureaz i dehydrogenaz. Stwierdzono zatem, że wiek rekultywacji ma różny wpływ na aktywność enzymatyczną gleby w różnych warstwach gleby. Dla gleby rekultywowanej nasypem zaobserwowano dodatnią korelację z wiekiem rekultywacji dla warstwy 15-30 cm, natomiast dla warstwy 0-15 cm aktywność enzymatyczna gleby wykazywała ujemny wpływ wieku rekultywacji. Ponadto, aktywność ureaz i dehydrogenaz w przypowierzchniowej warstwie gleby rekultywowanej osadami ściekowymi nie wykazywała wyraźnej tendencji, co jest zgodne z innymi badaniami (Piotrkowska-Długosz i in., 2022). Ponadto w niniejszym badaniu aktywność ureaz była zbieżna z zawartością azotu ogólnego. Mniejsza aktywność ureaz skutkowała niższą zawartością azotu ogólnego. Inne badania wskazywały na wzrost aktywności ureazy wraz ze wzrostem zawartości azotu (Li i in., 2020). Tym samym obniżająca się aktywność ureaz i dehydrogenaz była ujemnie skorelowana ze wskaźnikiem sekwestracji gleby C. Niższa aktywność enzymatyczna gleby skutkowała wyższą stabilnością C w glebie przejawiającą się wyższą hydrofobowością, aromatycznością stosunku C/N oraz

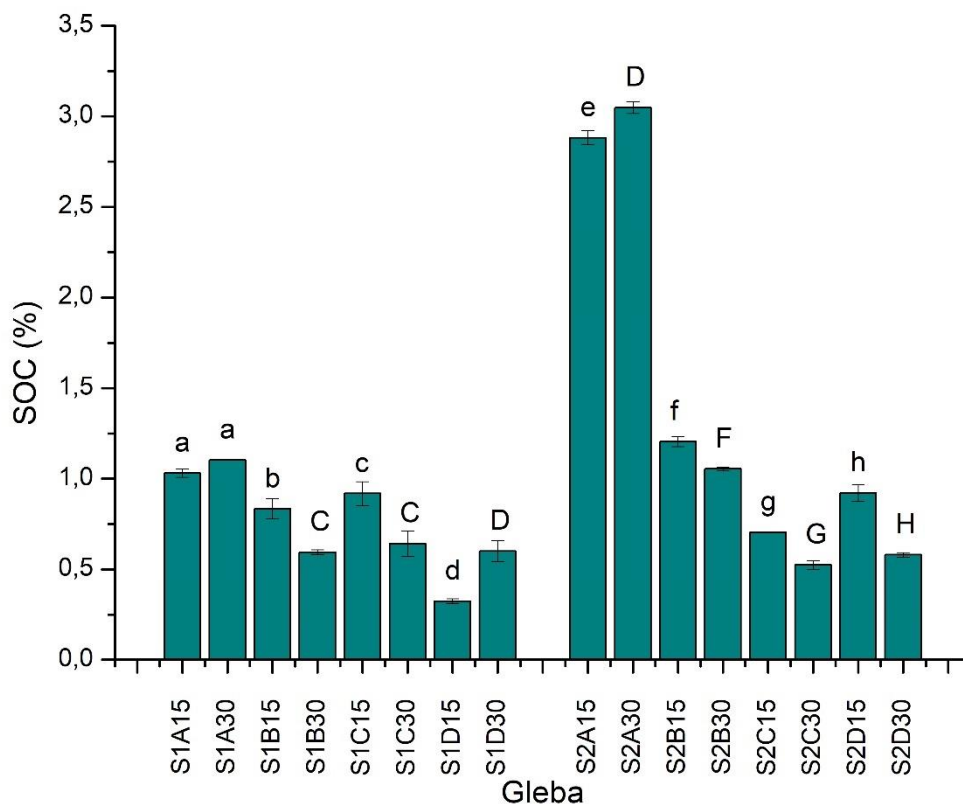
humifikacją w glebach poeksploatacyjnych rekultywowanych osadami ściekowymi. Zatem na obniżona aktywność enzymatyczną prawdopodobnie wpłynęłaby na stabilizację C w glebie i większy udział stabilnych, niepodatnych na degradację form C. Z kolei Zhang i in. (2022) wykazali, że nawożenie bioodpadami zwiększało aktywność ureazy w glebie i sugerują, że taka przemiana poprawiała sekwestrację SOC. Aktywność enzymów glebowych była ujemnie skorelowana z całkowitą zawartością białek glebowych związanych z glomalina (GRSP), podczas gdy zbiorowisko grzybów było skorelowane z zawartością GRSP. Mniejsza aktywność ureaz skutkowałą niższą zawartością azotu ogólnego. Inne badania wskazywały na wzrost aktywności ureazy wraz ze wzrostem zawartości azotu (Li i in., 2020).



Rysunek 23. Aktywność ureaz (A) i dehydrogenaz (B) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie ± SD, n=3)

Wpływ techniki rekultywacji na ekosystemową pulę węgla w warstwie wierzchniej i warstwie podpowierzchniowej

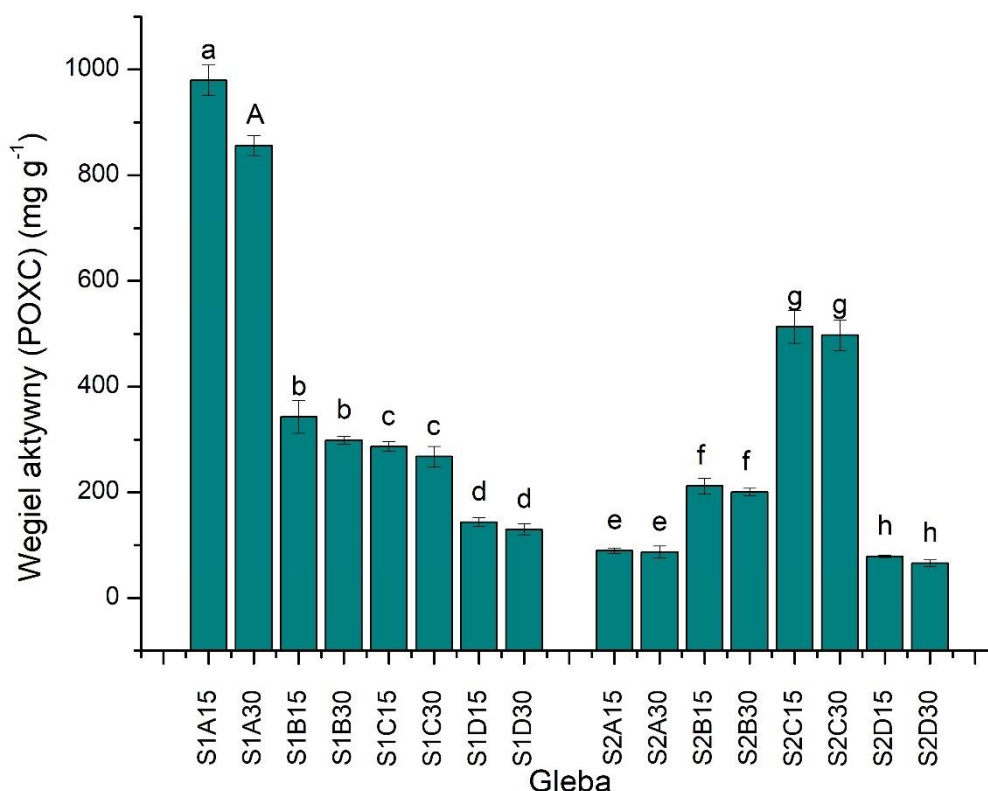
W niniejszym badaniu zaobserwowano statystycznie istotne różnice zawartości węgla organicznego (SOC) we wszystkich obszarach S1 z wyjątkiem S1A (Rys. 25). SOC na obszarach krótko rekultywowanych (S1A) był najwyższy w porównaniu z innymi badanymi obszarami o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji. Podczas gdy dla S1B i S1C zawartość SOC w glebie na głębokości 15-30 cm była mniejsza w porównaniu z warstwą 0-15 cm, dla S1D obserwowano wzrost zawartości SOC wraz z głębokością gleby. W przypadku gleb poeksploatacyjnych węgla brunatnego (S2) również zaobserwowano istotne statystycznie zmiany dla każdego badanego obszaru. Najwyższą zawartość SOC zaobserwowano dla S2A przy najkrótszej rekultywacji. Tylko na tym obszarze (S2A) zawartość SOC była istotnie wyższa w głębszych partiach gleby. Na obszarach S2B, S2C i S2D zawartość SOC była mniejsza w warstwie gleby o grubości 15-30 cm w porównaniu do warstwy gleby na głębokości 0-15 cm. Generalnie zawartość SOC ma tendencję do zmniejszania się wraz z postępem rekultywacji dla obu badanych gleb poeksploatacyjnych. Wprowadzanie dodatków organicznych do gleby, takiej jak osad ściekowy, na ogół powoduje wzrost zawartości materii organicznej w stosunku do wartości początkowej (Markowicz i in., 2021). Efektem rekultywacji gleby jest zazwyczaj wyższa zawartość SOC w warstwie wierzchniej niż w warstwie podziemnej (Abdahll i in., 2020). Jednak w naszych ustaleniach SOC zmniejszał się wraz z głębokością gleby dla S1, nieznacznie malał dla głębokości 15-30 cm w porównaniu z wierzchnią warstwą gleby dla S2. Sugeruje to, że zastosowanie dodatków glebowych wpływa na SOC, co powoduje, że ulega on zmianie wraz z długością rekultywacji gleb poeksploatacyjnych. Wiele badań wskazuje na zwiększoną zawartość SOC przy zastosowaniu osadów ściekowych (Muyen i Wrigley, 2019; Sharma i Dhaliwal, 2019). Wu i in. (2021) wykazali sprzeczną z uzyskanymi wynikami poprawę nawożenia gleb przy zastosowaniu osadów ściekowych na gruntach kopalnianych. Brak takiego efektu w niniejszym badaniu mógł być spowodowany bardzo złą jakością gleb przed procesem rekultywacji, co potwierdza, że gleby poeksploatacyjne są trudne do rekultywacji (Ignatyeva i in., 2020). Wyniki uzyskane w badaniu wykazują korelację z innym badaniem, w którym rekultywacja przyniosła wyższy SOC w górnej warstwie, ale nie w profilu glebowym w ciągu 17 lat (Gao i in., 2021).



Rysunek 24. Węgiel organiczny w glebie (SOC) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

POXC, uznawany za węgiel aktywny w glebie, był najwyższy dla S1A w glebie pokopalnianej wapienia na obu badanych głębokościach (Rys. 26). Dla S1 zaobserwowano statystycznie istotny spadek POXC przy głębokości gleby tylko dla S1A. Na pozostałych badanych obszarach na wapiennych glebach pogórnicznych (S1) zaobserwowane istotne zmiany zawartości aktywnego węgla. POXC ma tendencję do zmniejszania się wraz z postępem rekultywacji dla S1, a dla gleby rekultywowanej przez 20 lat (S1D) była najniższa. Dla gleby poeksploatacyjnej węgla brunatnego (S2) zauważono statystycznie istotne zmiany zawartości POXC pomiędzy głębokościami gleby. POXC wzrastał wraz z postępem rekultywacji w porównaniu do S2A, natomiast dla najdłuższych obszarów rekultywacji (S2D) spadał do poziomu S2A. Podczas gdy

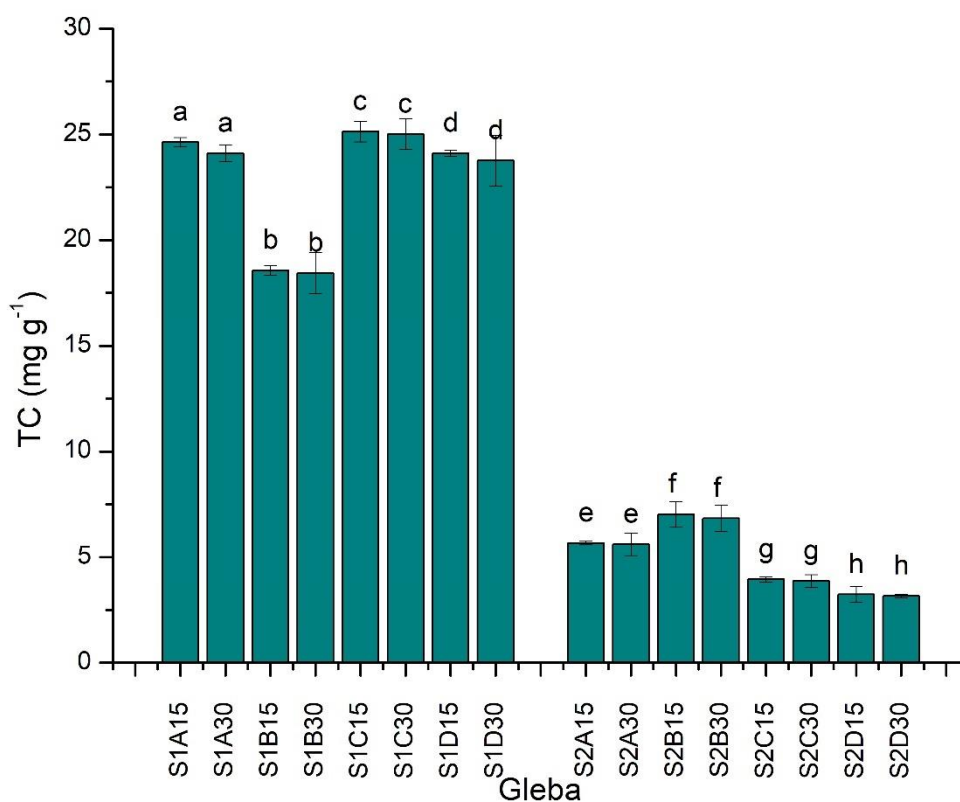
SOC wykazywał tendencję do zmniejszania się wraz z głębokością gleby, POXC był podobny na obu głębokościach gleby. Wzrost wraz z wiekiem rekultywacji dla gleb nawożonych osadami ściekowymi może wynikać z łatwo rozkładającej się materii organicznej dostarczanej z pozostałości drzewnych, jak donoszą Danish i Ahmad (2018).



Rysunek 25. Węgiel aktywny (POXC) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n = 3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukeya. Małe i duże litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Węgiel całkowity (TC) był na ogół wyższy (około 5-krotnie) w glebie pokopalnianej wapienia (S1) w porównaniu z glebą poeksploatacyjną węgla brunatnego (S2) (Rys. 27). Zaobserwowano statystycznie istotne zmiany między głębokością gleby dla wszystkich badanych obszarów i obu gleb pogórnich. Zawartość TC dla S1 była najniższa na obszarze rekultywowanym od 8 lat (S1B), podczas gdy na pozostałych badanych obszarach utrzymywała

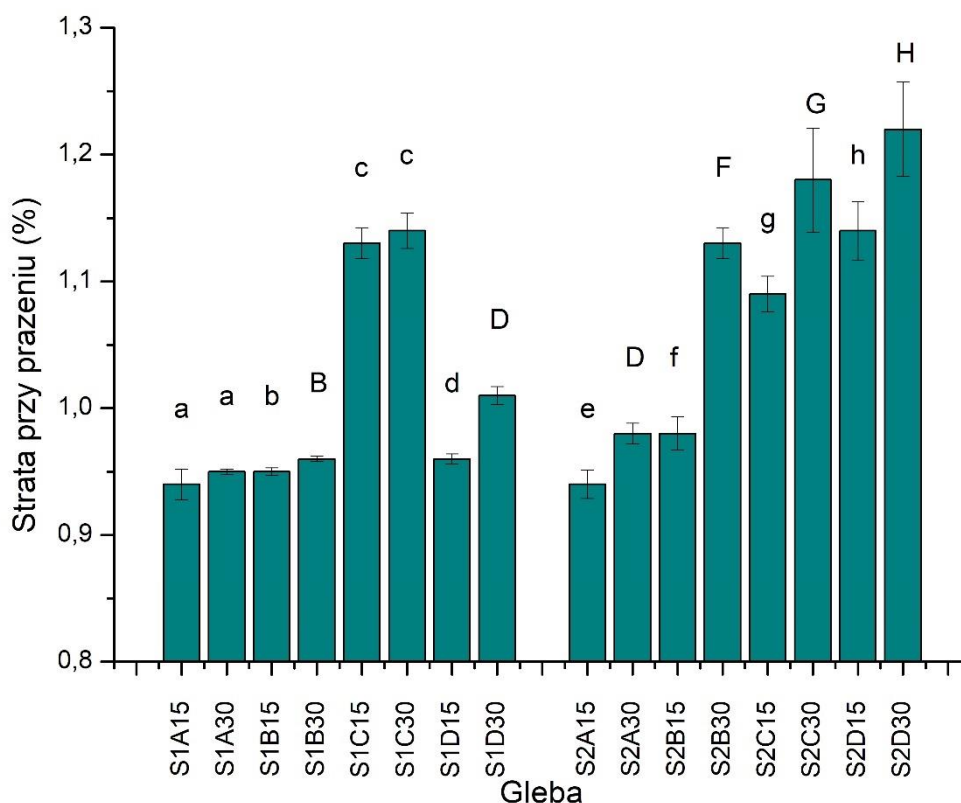
się na zbliżonym poziomie około 25 mg g^{-1} . W przeciwieństwie do S1, w glebie poeksploatacyjnej węgla brunatnego stężenie TC było najwyższe na obszarze rekultywowanym od 9 lat (S2B). Zawartość TC ma tendencję do zmniejszania się wraz z etapem rekultywacji i była najniższa na obszarze rekultywowanym od 20 lat (S2D). W związku z tym, chociaż uprzednio stwierdzono, że rekultywacja gleby pokopalnianej zwiększa całkowitą zawartość C wraz z wiekiem rekultywacji (Fernández-Caliani i in., 2021), niniejsze badanie nie wykazało istotnych zmian zawartości TC w głębokości gleby i wieku rekultywacji.



Rysunek 26. Węgiel ogólny (TC) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Strata przy prażeniu (LOI) była na ogół bardzo niska dla obu badanych gleb pogórnich (Rys. 28). Dla S1 zaobserwowano statystycznie istotne zmiany zawartości LOI między

głębokościami gleby tylko dla najdłużej rekultywowanego obszaru (S1D). Zawartość LOI była najwyższa dla S1C, natomiast dla pozostałych badanych gleb o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji kształtowała się na zbliżonym poziomie. Dla S2 zawartość LOI była zróżnicowana we wszystkich badanych obszarach w zależności od głębokości gleby i była wyższa w warstwie 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm. Zawartość LOI ma tendencję wzrostową wraz z postępem rekultywacji gleby i była najwyższa dla S2D, a najniższa dla S2A. Może to sugerować, że pionowy transport węgla w glebie i stabilność SOC w warstwie 0-30 cm nie mogą być jednoznacznie opisane przez SOC, POXC, TC i LOI dla wczesnych lat regeneracji gleby (20 lat).



Rysunek 27. Strata przy prażeniu (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi). Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Heterogeniczność składu SOC

Zawartość form węgla różniła się w obu badanych glebach. Widma dla ^{13}C NMR przedstawiono na rycinie 9. Węgiel alkilowy uważa się za stabilną formę C w glebie. Dla S1 zawartość węgla alkilowego była wyższa w warstwie gleby 0-15 cm w porównaniu do 15-30 cm (Rys. 29A). Dla S2 różnice w zawartości węgla alkilowego między głębokościami były mniejsze w porównaniu z S1. Dla S2A zawartość węgla alkilowego była niższa w głębszych partiach gleby (S2A30) w porównaniu z warstwą gleby o grubości 0-15 cm (S2A15). Dla S2B zawartość węgla alkilowego była taka sama na obu głębokościach gleb, natomiast dla S2C była mniejsza dla S2C30 w porównaniu z S2C15. W przeciwieństwie do dłuższych obszarów rekultywacji (S2D), zawartość węgla alkilowego była nieco wyższa dla S2D30 w porównaniu do S2D15. Ogólnie zawartość węgla alkilowego dla S2 ma tendencję do zwiększania się wraz z długością rekultywacji.

Zawartość węgla O-alkilowego była nieco wyższe (dla S1A, S1B) lub zbliżone (S1C, S1D) dla warstwy 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm (Rys. 29B). Dla S2 zaobserwowano, że zawartość węgla O-alkilowego była najwyższa dla krótko rekultywowanego obszaru (S2A), a najniższa dla dłuższego obszaru remediacyjnego (S2D). Zawartość węgla O-alkilowego była niższa w S2A30 w porównaniu do S2A15. Dla S2B nie zauważono istotnych różnic między zawartością węgla O-alkilowego na obu badanych głębokościach. Dla S2C zawartość węgla O-alkilowego była istotnie wyższa w S2C30 w porównaniu z S2C15. Największą różnicę między zawartością węgla O-alkilowego odnotowano dla obszaru o najwyższym stopniu zaawansowania rekultywacji (S2D), gdzie zawartość węgla O-alkilowego była wyższa dla S2D30 w porównaniu do S2D15.

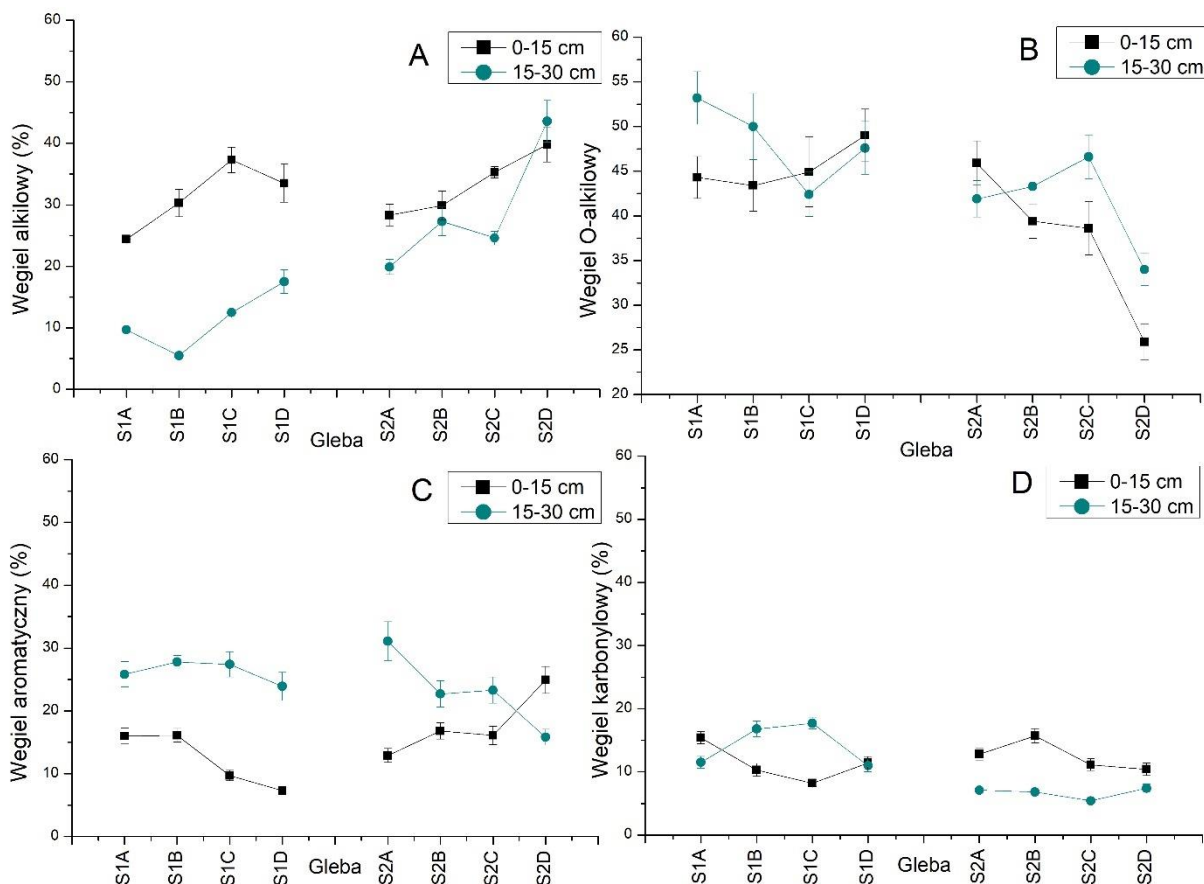
Zawartość węgla aromatycznego była wyższa we wszystkich próbkach S1 w warstwie 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm (Rys. 29C). Zawartość węgla aromatycznego rosła dla S1 wraz z latami rekultywacji dla warstwy gleby 15-30 cm, natomiast zmniejszała się wraz z zaawansowaniem rekultywacji w warstwie 0-15 cm. Dla S2 zaobserwowano rosnącą zawartość aromatycznego C dla każdego obszaru z latami rekultywacji. Zawartość węgla aromatycznego była wyższa w głębszych partiach gleby na wszystkich badanych obszarach S2 z wyjątkiem S2D, gdzie było niższe w S2D30 w porównaniu z S2D15.

Procentowy udział węgla karbonylowego był podobny dla obu badanych gleb pogórnicych (Rys. 29D). Dla S1 zawartość węgla karbonylowego była nieco wyższa w S1A15 w porównaniu z S1A30. Dla obszaru S1B i S1C zawartość węgla karbonylowego była wyższa w warstwie 15-30 cm (S2B30, S2C30) w porównaniu z warstwą 0-15 cm (S2B15, S2C15). Dla

najdłużej rekultywowanego obszaru w S1 zaobserwowano różnice w zawartości węgla karbonylowego pomiędzy badanymi głębokościami gleby. W przypadku S2 zaobserwowano niższą zawartość węgla karbonylowego w warstwie gleby 15-30 cm w porównaniu z warstwą 0-15 cm dla wszystkich badanych obszarów. Najwyższą zawartość węgla karbonylowego stwierdzono dla S2B15 ($15,7 \pm 1,12\%$). Dla obszarów S2B zaobserwowano największe różnice w zawartości węgla karbonylowego pomiędzy obiema badanymi głębokościami gleby.

Dla obszaru S1 i S2 (z wyjątkiem S2D15, S2D30) we wszystkich badanych obszarach w obu warstwach gleby węgiel O-alkilowy był dominującą formą węgla.

Rekultywacja gleb poeksploatacyjnych z aplikacją osadów ściekowych powoduje wzrost udziału stabilnych form C (węgla alkilowego i aromatycznego) w głębszych warstwach gleby (15-30 cm) oraz jego spadek w warstwach górnych. Towarzyszy temu spadek węgla karbonylowego i wzrost zawartości węgla O-alkilowego, reprezentujących nietrwałe formy węgla podatne na szybką degradację. Tak więc, silniejszą stabilizację sekwestrowanego C w głębszej warstwie gleby zaobserwowano w przypadku rekultywacji z zastosowaniem wstępnej aplikacji osadów ściekowych (S2). Uważa się, że taka proporcja stabilnych i nietrwałych form C w głębszych warstwach gleby sprzyja sekwestracji C w perspektywie długoterminowej, co zostało potwierdzone przez del Mar Montiel-Rozas i in. (2016). Ponadto, Wan i in. (2021) udowodnili, że tworzenie się struktury jonów Ca^{2+} z SOC (Ca-SOC) potencjalnie może być stabilną pulą SOC. W niniejszym badaniu, nie zaobserwowano zależności między wysoką zawartością jonów Ca^{2+} w S1 i stabilnymi formami węgla. Ponadto, Dick i in. (2006) zasugerowali, że wysoki udział węgla O-alkilowego i karbonylowego w glebie może wynikać z zanieczyszczenia węglem stanowiska rodzimego, co w niniejszych badaniach jest mało prawdopodobne ze względu na podobne wartości dla obu badanych gleb pogórnicych.

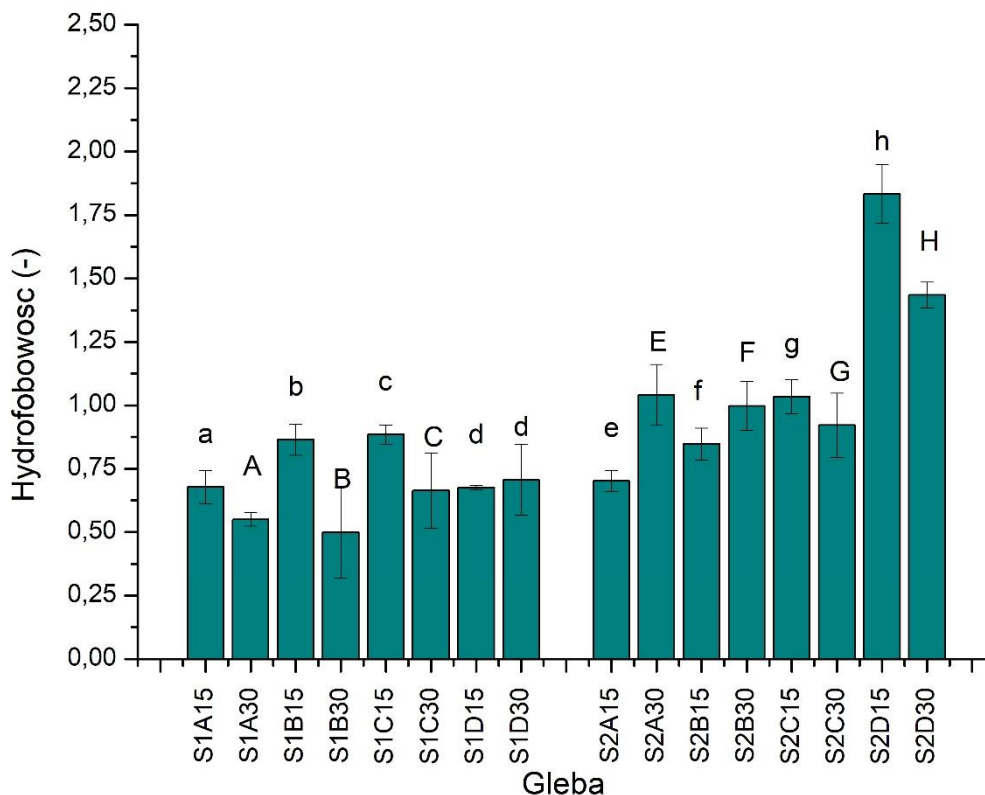


Rysunek 28. Procentowa zawartość form węgla w badanych glebach. A-węgiel alkilowy, B-węgiel O-alkilowy, C-węgiel aromatyczny, D-węgiel karbonylowy (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3)

Stabilność SOC

W badaniu obliczono cztery ważne wskaźniki sekwestracji węgla w glebie. Hydrofobowość dla S1 wykazała istotne statystycznie różnice pomiędzy badanymi warstwami gleby dla S1A, S1B i S1C (Rys. 30). We wszystkich wymienionych obszarach hydrofobowość była mniejsza w głębszej warstwie gleby 15-30 cm w porównaniu z warstwą 0-15 cm. Dla obszaru S1D hydrofobowość była podobna dla obu badanych głębokości gleby. Hydrofobowość w S1 nie zmieniała się pomiędzy obszarami o różnym stopniu zaawansowania rekultywacji gleby. Dla S2 zaobserwowano statystycznie istotne różnice w hydrofobowości między głębokościami gleby, przy czym była ona wyższa w głębszej warstwie gleby dla S1A i S1B, a mniejsza dla S1C i S1D. Hydrofobowość wykazała tendencję wzrostową wraz z latami rekultywacji dla gleb

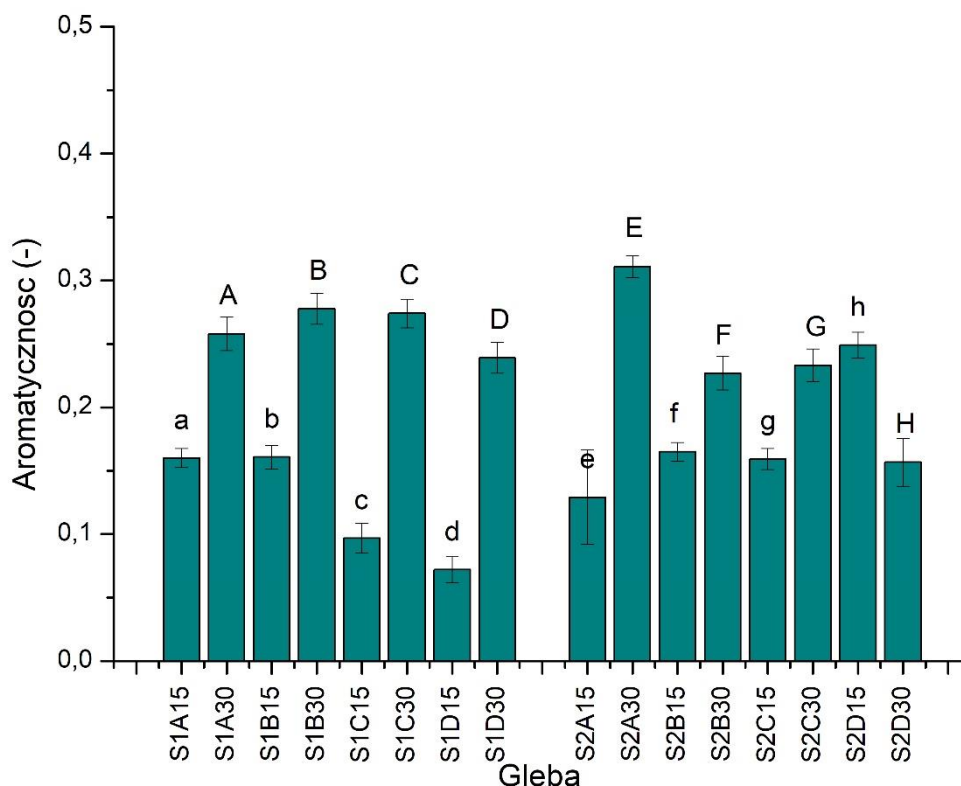
poeksploatacyjnych węgla brunatnego (S2), a największa była dla S2D (ponad 2-krotnie większa dla S1D15 w porównaniu z S1A15).



Rysunek 29. Hydrofobowość badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi). Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Ponadto, zaobserwowano statystycznie istotne różnice aromatyczności dla wszystkich badanych gleb (Rys. 31). Dla S1 aromatyczność była znacznie wyższa w głębszej warstwie gleby (15-30 cm) na wszystkich badanych obszarach. Aromatyczność wykazała tendencję do zmniejszania się wraz ze stopniem zaawansowania rekultywacja dla S1 na głębokości 0-15 cm, podczas gdy dla głębokości 15-30 cm była podobna dla wszystkich badanych etapów rekultywacji. Dla S2 aromatyczność była wyższa w głębszej warstwie gleby dla wszystkich obszarów badań z wyjątkiem S2D. Największe różnice w aromatyczności między głębokościami gleby

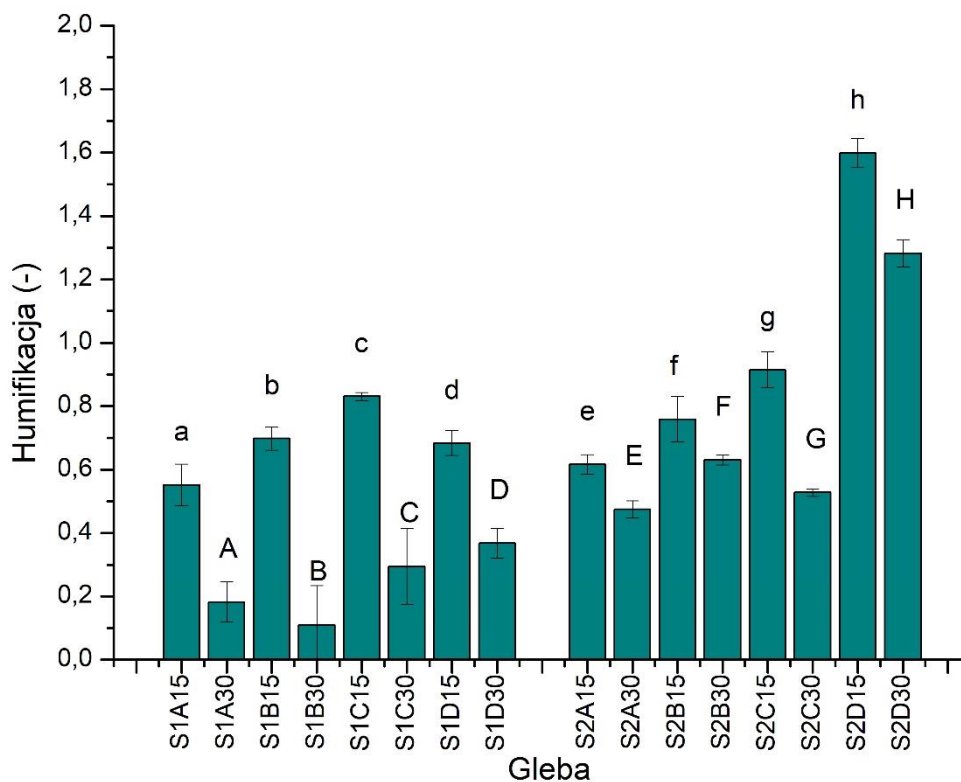
zaobserwowano dla obszarów o najkrótszych latach rekultywacji (S2A), gdzie aromatyczność była 2-krotnie wyższa dla S2A30 w porównaniu z S2A15. Aromatyczność wykazała tendencję do wzrostu w warstwach gleby 0-15 cm wraz z postępem rekultywacji dla gleby S2. Natomiast w warstwach gleby o miąższości 15-30 cm aromatyczność malała wraz z zaawansowaniem rekultywacji.



Rysunek 30. Aromatyczność badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

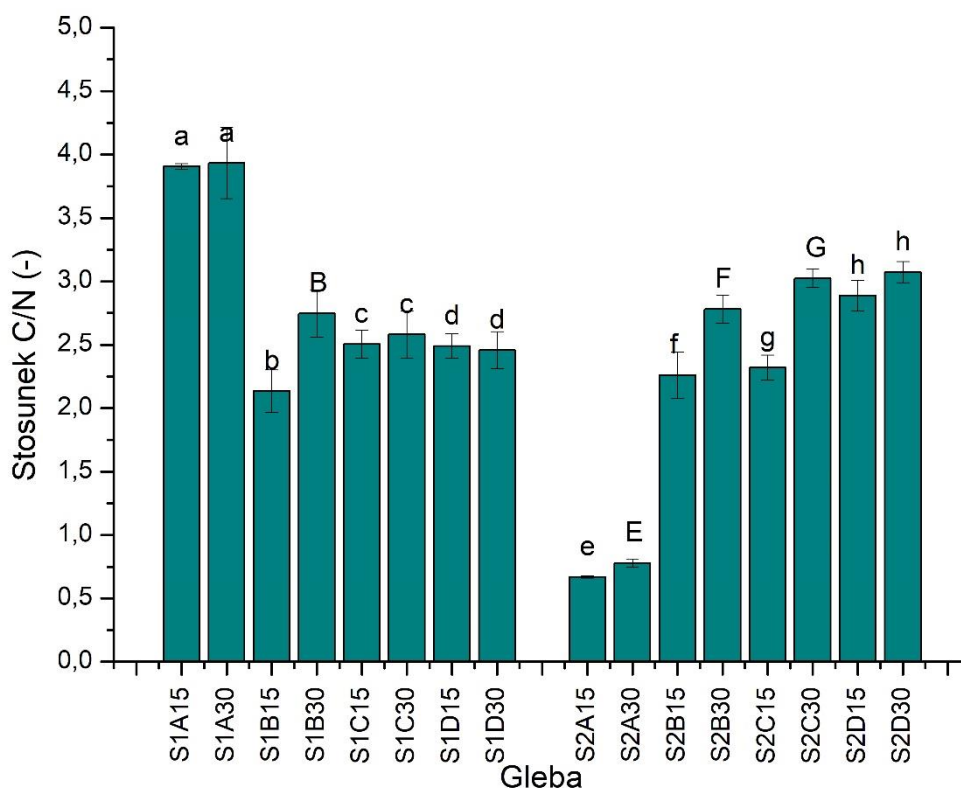
Humifikacja była mniejsza dla głębszej warstwy gleby 15-30 cm w porównaniu z warstwą 0-15 cm dla wszystkich badanych terenów pogórnicych (Rys. 32). Dla S2 humifikacja wykazała tendencję do wzrostu (z wyjątkiem S1D) wraz z latami rekultywacji w warstwie gleby 0-15 cm.

Dla S1D15 humifikacja zmniejszała się wraz z latami rekultywacji w porównaniu z S1C15, osiągając poziom podobny do S1B15. Dla głębokości gleby 15-30 cm humifikacja w S1 ma tendencję do wzrostu (z wyjątkiem S1B). Humifikacja dla S2 była większa na głębokości 0-15 cm w porównaniu do 15-30 cm dla wszystkich badanych obszarów. Ponadto, dla gleby S2 zaobserwowano stopniowy wzrost humifikacji wraz z postępem rekultywacji dla obu badanych głębokości (z wyjątkiem S2C30). Największą humifikację odnotowano dla S2D dla obu głębokości gleby.



Rysunek 31. Humifikacja badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Stosunek C/N dla S1 wykazał statystycznie istotne różnice między głębokościami gleby tylko dla obszaru S1B, gdzie stosunek C/N był wyższy w glebie głębszej 15-30 cm w porównaniu do 0-15 cm (Rys. 33). Stosunek C/N był najwyższy dla obszaru S1A i zmniejszał się wraz z latami rekultywacji gleby w S1B, S1C i S1D w porównaniu z S1A, jednak po tym spadku po 8 latach rekultywacji pozostał stabilny dla S1C i S1D. Dla S2 zaobserwowano statystycznie istotne różnice dla S2A, S2B i S2C między głębokościami gleby. Stosunek C/N był wyższy w glebach głębszych (15-30 cm) w porównaniu do 0-15 cm dla wszystkich wymienionych obszarów. W przeciwieństwie do S1, dla S2 zaobserwowano, że stosunek C/N był najniższy dla S2A i ma tendencję do wzrostu dla S2B, po czym następuje stabilizacja dla pozostałych badanych postępów w rekultywacji.



Rysunek 32. Stosunek C/N badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi). Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)

Poprawiona hydrofobowość w głębszej warstwie gleby dla gleb poeksploatacyjnych sugeruje lepszą stabilizację SOC i ograniczenie jej podatności na rozkład mikrobiologiczny (Miller i in., 2019). Zatem taka poprawa wierzchniej i podpowierzchniowej warstwy gleby wskazuje na lepsze magazynowanie C w glebie (Sakar i in., 2021), co sprzyja łagodzeniu zmian klimatycznych. Nieliczne badania w tym zakresie potwierdzają uzyskane w badaniu wyniki, że aromatyczność była wyższa po rekultywacji gleby (Abakumov i in., 2018). Takie obserwacje dla gleb pogórnicych potwierdzili Singh i in. (2022). Inne badania wykazały wzrost węgla alkilowego, aromatycznego, karbonylowego i O/N-alkilowego dla gleby rekultywowanej (Suleymanov i in., 2022). An i in. (2021) zasugerowali, że użytkowanie gruntów leśnych poprawia jakość węgla organicznego w glebie, co zostało potwierdzone w niniejszym badaniu. Ponadto, badanie to potwierdziło, że ponowne zalesianie ma bardzo pozytywny wpływ na jakość SOC (Hou i in., 2020; Lozano-García i in., 2016). Taki pozytywny wpływ widoczny jest również w głębi gleby. Zaobserwowano jednak inny rozkład SOC i jego stabilizację przy wdrożonej metodzie rekultywacji, a większą poprawę odnotowano dla rekultywacji osadami ściekowymi. Podobnie jak w niniejszym badaniu zauważono, że różne praktyki zalesiania skutkują różnymi ścieżkami akumulacji SOC na różnych głębokościach gleby (Guo i in., 2020). W przypadku gleby S1 rekultywowanej odnotowano mniej korzystną poprawę stabilności SOC wraz z długością rekultywacji, co pozwala twierdzić, że rekultywacja z zastosowaniem osadów ściekowych jest bardziej korzystna dla intensyfikacji i stabilizacji sekwestracji węgla w glebach pokopalnianych.

7.3.2. Model do szacowania pionowej stabilności C w glebach poeksploatacyjnych

W pracy zauważono, że na podstawie kalkulacji hydrofobowości odpowiadającej iloczynowi stabilnych i labilnych form węgla w glebie można obliczyć pionowy stopień stabilności węgla w glebie. Po obliczeniu wartości hydrofobowości w poszczególnych warstwach gleby obliczono iloczyn ich wartości według równania 19:

$$HF_{\Delta\text{głębokość}} = \frac{HF_{15-30\text{ cm}}}{HF_{0-15\text{ cm}}} \quad (\text{Równanie 19})$$

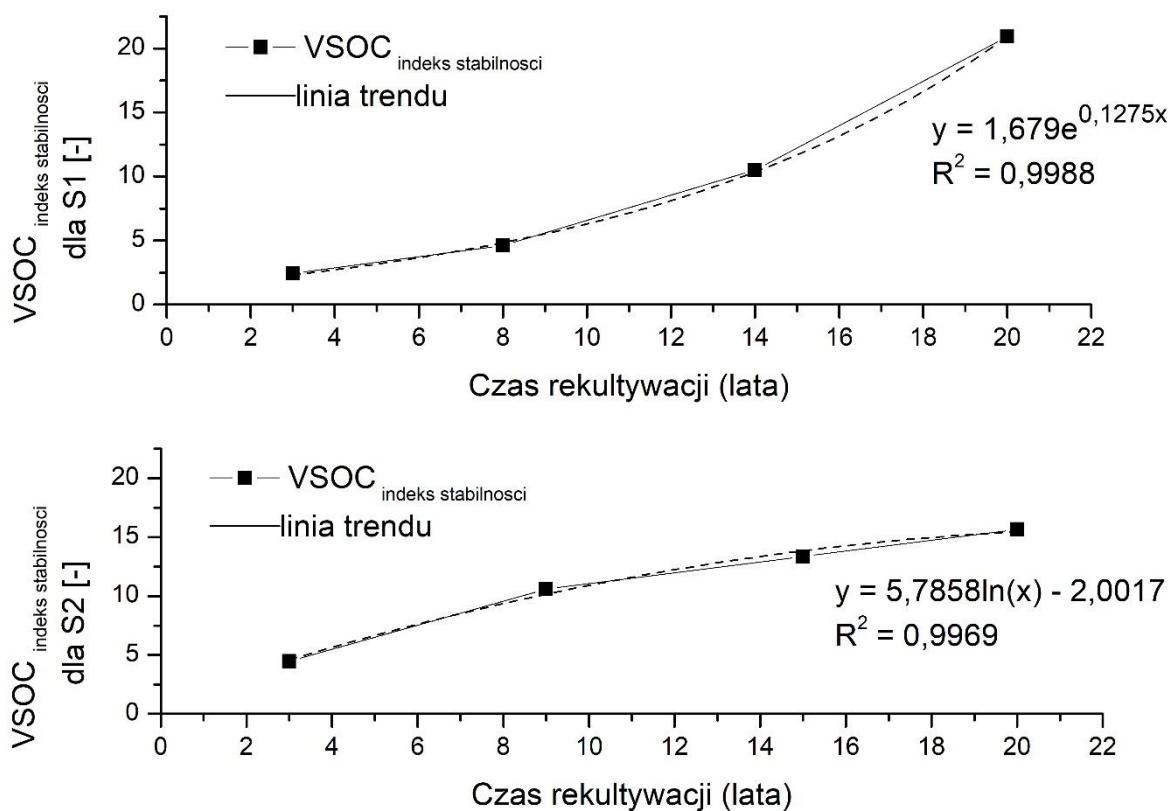
gdzie „ $HF_{15-30\text{ cm}}$ ” oznacza hydrofobowość dla warstwy gleby o grubości 15-30 cm, a „ $HF_{0-15\text{ cm}}$ ” oznacza hydrofobowość dla warstwy gleby o grubości 0-15 cm.

Następnie uwzględniono czas rekultywacji zgodnie ze równaniem 20:

$$VSOC_{\text{indeks stabilności}} = HF_{\Delta\text{głębokość}} \times t \quad (\text{Równanie 20})$$

gdzie „ t ” oznacza czas rekultywacji [lata].

Postępując w ten sposób, uzyskano prawidłowości dla obu badanych gruntów poeksploatacyjnych: dla S1 zaobserwowano wykładniczą funkcję wskaźnika stabilności VSOC, natomiast dla S2 zaobserwowano logarytmiczną zależność wskaźnika stabilności VSOC od czasu rekultywacji (Rys. 34).



Rysunek 33. Zależność wskaźnika stabilności VSOC dla badanych gleb. S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi

Zatem dla S1 VSOC przyjmuje wartości zgodnie z równaniem 21:

$$VSOC_{indeks\ stabilności\ S1} = 1,679e^{0,1275t} \quad (\text{Równanie 81})$$

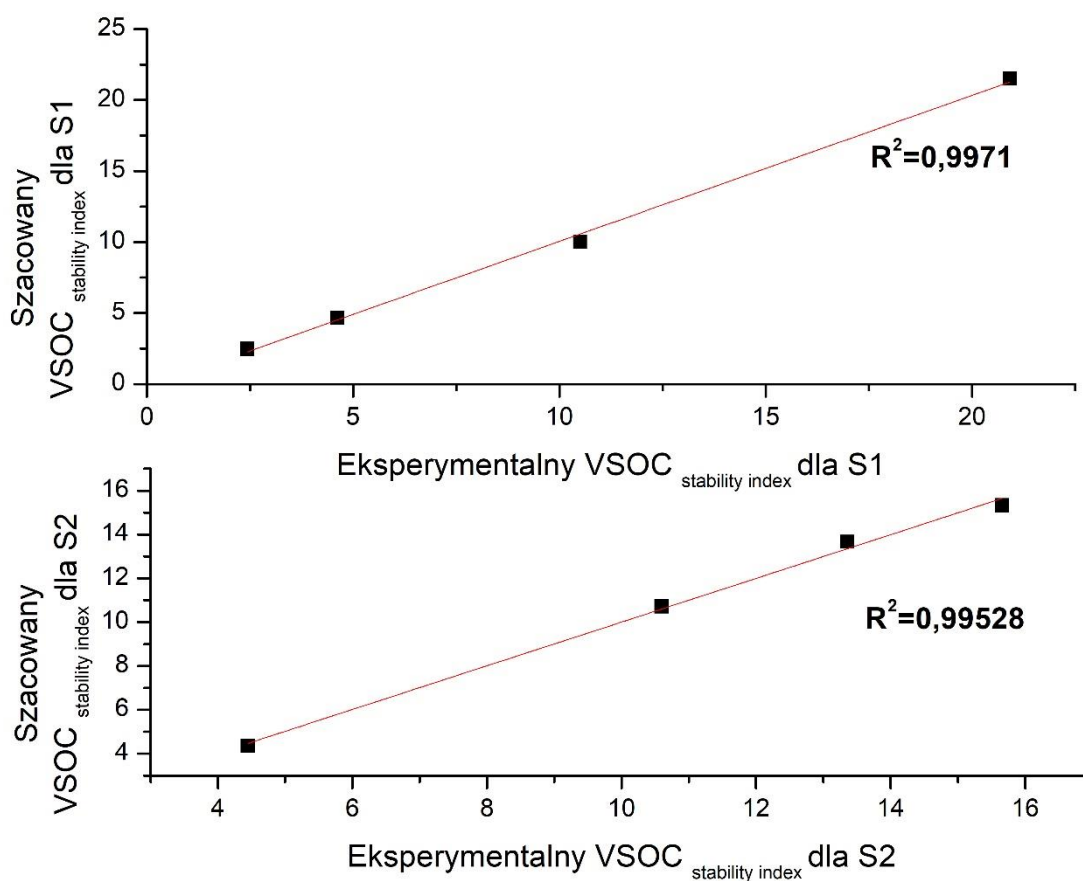
Natomiast dla S2 VSOC przyjmuje wartości zgodnie z równaniem 22:

$$VSOC_{indeks\ stabilności\ S2} = 5.7858 \ln(t) - 2,0017 \quad (\text{Równanie 22})$$

gdzie „t” oznacza czas prowadzenia rekultywacji w latach.

Walidacja matematyczna modeli

Porównanie uzyskanego modelu wskaźnika $VSOC_{\text{indeks stabilności}}$ w porównaniu z eksperymentalnym indeksem $VSOC_{\text{indeks stabilności}}$ dla funkcji przedstawiono na Rys. 35. Indeks $VSOC_{\text{indeks stabilności}}$ zapewnia dokładne oszacowanie wartości docelowych. Z drugiej strony, indeks $VSOC_{\text{indeks stabilności}}$ zapewnia dobre oszacowanie i zapewnia wartość R^2 dla uczenia i testowania odpowiednio 0.99710 (dla S1) i 0.99628 (dla S2).



Rysunek 34. Wykres regresji przewidywanego wskaźnika $VSOC_{\text{stability}}$ względem eksperymentalnego wskaźnika $VSOC_{\text{stability}}$ dla badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi)

Dokonano obszernej analizy błędów obu modeli stabilizacji węgla w glebach poeksploatacyjnych. Obliczono błąd (Et), błąd procentowy (PEt), błąd średni (ME), średni błąd bezwzględny (MAE), błąd średniokwadratowy (MSE) i pierwiastek błędu średniokwadratowego (RMSE) zgodnie z równaniami przedstawionymi w tab. 2.

Wartości błędów obliczeń dla proponowanych modeli przedstawiono w tab. 11. Wszystkie błędy modelowania obliczone dla proponowanego wskaźnika były na ogół bardzo korzystne, co wskazuje na przydatność modelu, poprawność i wiarygodność prognozowania.

Tabela 10. Obliczone błędy dla proponowanych modeli

Model		E_t	PE_t	ME	MAE	MSE	RMSE
VSOC _{indeks} stabilności dla S1	S1A	-0,02545	-1,0447	-0.03929	2,359535	0,147499	0,384055
	S1B	-0,04074	-0,88277				
	S1C	0,494683	4,7109				
	S1D	-0,58564	-2,79977				
VSOC _{indeks} stabilności dla S2	S2A	0,094081	2,114781	-0.00007	1,888384	0,055306	0,235173
	S2B	-0,11335	-1,06961				
	S2C	-0,30622	-2,29203				
	S2D	0,325198	2,07712				

Podczas gdy dostępnych jest kilka wskaźników stabilności SOC w glebie zapewniających dobry wgląd w powstawanie stabilnych frakcji SOC, brakuje wskaźnika do płynnego i łatwego określania stabilności pionowej sekwestrowanej SOC. W niniejszym badaniu **po raz pierwszy zaproponowano model wskaźnika do scharakteryzowania przenikania stabilnych form C w glebie do głębszych warstw gleby, co jest wypełnieniem częściowego celu użytecznego założonego w niniejszej rozprawie.** Taki model wskaźnika w funkcji czasu rekultywacji pozwala przewidzieć pionowy rozkład stabilnego SOC. Dlatego też dzięki zaproponowanym wskaźnikom można skutecznie zarządzać rekultywacją gleb pogórnich rekultywowanych osadami ściekowymi lub bez nich, co ma duże znaczenie zwłaszcza dla sekwestracji gleby C i łagodzenia zmian klimatycznych. Ze względu na odmienny charakter metody rekultywacji taki wskaźnik nie może być uniwersalny, dlatego zaproponowano indywidualne wskaźniki dla obu badanych gleb pogórnich. Wyraźna tendencja i niski błąd modelowania obliczone podczas walidacji zapewniają dobre prognozy i mogą być skutecznie wykorzystane zarówno do opisu stateczności pionowej w przeszłości, jak i w przyszłości w ramach 20-letniego procesu naprawczego.

8. Wnioski

Przeprowadzone badania potwierdzają ogromny potencjał gleb poeksploatacyjnych do sekwestracji C. Ponadto pozwalają wysnuć poniższe wnioski:

- **Istnieje związek pomiędzy metodą rekultywacji a potencjałem sekwestracji węgla. Rekultywacja terenów pokopalnianych z wykorzystaniem osadów ściekowych zwiększa sekwestrację węgla w glebie (potwierdzenie Tezy 1 i 2)**

Długookresowe badania wykazały, że tworzenie się nielabilnego C wraz z długością rekultywacji jest bardziej wyraźne dla obszaru poeksploatacyjnego węgla brunatnego rekultywowanego z zastosowaniem osadów ściekowych (S2), natomiast w glebie poeksploatacyjnej wapienia rekultywowanej nasypem (S1) zaobserwowano mniejszą zawartość nielabilnej frakcji C po 18 latach rekultywacji. Zatem obserwowana poprawa hydrofobowości, aromatyczności, humifikacji i stosunku C/N dla gleb poeksploatacyjnych węgla brunatnego rekultywowanego z wykorzystaniem osadów ściekowych (S2) wskazuje na zdolność tego typu gleby do stabilizacji sekwestrowanego C. Gleby pogórnice rekultywowane z wykorzystaniem osadów ściekowych wykazywały lepszą stabilność zsekwestrowanego C, wskazując na jego dłuższe utrzymywanie się w glebie. Takie obserwacje potwierdzają istotną rolę rekultywacji obszarów pokopalnianych w łagodzeniu zmian klimatu i obniżeniu globalnego ocieplenia.

- **Dynamika przepływów netto CO₂ i sekwestracji węgla zmienia się w czasie na różnych etapach rekultywacji**

Stwierdzono dodatnie sprzężenie zwrotne C w glebie zrekultywowanej wraz ze wzrostem SOC w glebach pogórnich po roku dzięki zastosowaniu przyjaznych dla klimatu praktyk gospodarki leśnej na badanych glebach pogórnich – zarówno wapiennych, jak i brunatnych (Publikacja 2). Rekultywacja gleb poprzez zalesianie uzupełnione osadami ściekowymi przyczynia się do większej sekwestracji SOC, co prowadzi do łagodzenia zmian klimatycznych. Ujemna emisja netto CO₂ (NCER) i oddychanie gleby (Ce) obserwowane w obu rekultywowanych glebach pogórnich wskazywały na przeważanie pochłaniania CO₂ węgla z atmosfery nad jego uwalnianiem z gleby. Oprócz poprawy sekwestracji węgla, obie techniki rekultywacji gleb

poeksploatacyjnych wykazały również poprawę zawartości składników pokarmowych (np. spadek stężenia metali ciężkich po rocznej rekultywacji na każdym etapie rekultywacji dla obu badanych gleb pokopalnianych). Tak pozytywna złożona interakcja między rekultywacją gruntów pogórnicych a dynamiką SOC sugeruje właściwy krok w kierunku procesu łagodzenia zmian klimatu.

- **Technika rekultywacji wpływa na stabilność SOC w głębszej warstwie gleby**

W glebie pokopalnianej rekultywowanej z wykorzystaniem osadów ściekowych zaobserwowano lepszą stabilność SOC w głębi gruntu w porównaniu z gruntami poeksploatacyjnymi wapiennymi rekultywowanymi nasypem. Ponadto, rekultywacja z wykorzystaniem osadów ściekowych (S2) wpłynęła na zwiększenie liczebności mikroorganizmów, co może bezpośrednio być rezultatem zastosowaniem bioodpadów stanowiących ważny substrat dla mikroorganizmów promujących ich proliferację. Ponadto, gleba pokopalniana rekultywowana z wykorzystaniem osadów ściekowych (S2) wykazała dodatnią korelację między zawartością GRSP a populacją grzybów w glebie.

- **Gleby pokopalniane mogą skutecznie wpływać na ograniczenie stężenia CO₂ w atmosferze**

Ujemna emisja netto CO₂ (NCER) i oddychanie gleby (Ce) obserwowane w obu rekultywowanych glebach pogórnicych wskazywały na przeważanie pochłaniania CO₂ węgla z atmosfery nad jego uwalnianiem z gleby. Zjawisko to dowodzi, że gleby poeksploatacyjne są studniowymi pochłaniaczami dwutlenku węgla i mogą być pomocne w łagodzeniu zmian klimatycznych.

- **Stabilność zsekwestrowanego węgla w głębszej warstwie rekultywowanych gleb pokopalnianych może być opisana za pomocą zaproponowanego modelu wskaźnika „VSOC indeks stabilności”**

W badaniach będących przedmiotem niniejszej rozprawy nie zaobserwowaliśmy istotnych zmian zawartości SOC, POXC, TC i LOI w obrębie głębokości gleby i wieku rekultywacji. Sugeruje to, że parametry te nie mogą opisywać rozkładu stabilnego C w warstwach gleby. O ile wskaźniki te wyraźnie pokazują stabilność sekwestrowanej SOC w glebie, o tyle nie mogą one dobrze opisywać pionowej stabilizacji zsekwestrowanego węgla w rekultywowanych glebach pogórnicych. Dlatego też, zaproponowano model wskaźnika pionowej stabilności SOC dla rekultywowanych gleb pokopalnianych (potwierdzenie Tezy 3). Nie jest możliwe podanie

uniwersalnego wskaźnika stateczności pionowej dla obu badanych. Zaproponowany indywidualny wskaźnik pozwala na przewidywanie stabilności pionowej i może być przydatny w zarządzaniu środkami zaradczymi i podejmowaniu decyzji. Dlatego też, ze względu na duże znaczenie stabilizacji SOC w głębszych warstwach gleby dla sekwestracji C, model tego wskaźnika może być pomocny przy podejmowaniu decyzji dotyczących łagodzenia zmian klimatycznych, obniżania śladu węglowego kopalń, a także efektywności rekultywacji gleby.

9. Literatura

- Abakumov, E., Lodygin, E., & Tomashunas, V. (2015). ¹³C NMR and ESR characterization of humic substances isolated from soils of two Siberian arctic islands. *International Journal of Ecology*, 2015.
- Abdallh, A. H. M., & Sahin, U. (2020). Saline-sodic soil reclamation with stabilized sewage sludge and recycled wastewater. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 19(12).
- Abdullahi, A. C., Siwar, C., Shaharudin, M. I. I., & Anizan, I. (2018). Carbon sequestration in soils: the opportunities and challenges. *Carbon capture, utilization and sequestration*.
- Adeyemo, A. J., Akingbola, O. O., & Ojeniyi, S. O. (2019). Effects of poultry manure on soil infiltration, organic matter contents and maize performance on two contrasting degraded alfisols in southwestern Nigeria. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 8, 73-80.
- Ahirwal, J., & Maiti, S. K. (2018). Assessment of soil carbon pool, carbon sequestration and soil CO₂ flux in unreclaimed and reclaimed coal mine spoils. *Environmental earth sciences*, 77, 1-13.
- Ahirwal, J., & Maiti, S. K. (2022). Restoring coal mine degraded lands in India for achieving the United Nations-Sustainable Development Goals. *Restoration Ecology*, 30(5), e13606.
- Alattar, N., & Yousif, J. (2019, December). Evaluating Particulate Matter (PM_{2.5} and PM₁₀) Impact on Human Health in Oman Based on a Hybrid Artificial Neural Network and Mathematical Models. In 2019 International Conference on Control, Artificial Intelligence, Robotics & Optimization (ICCAIRO) (pp. 129-135). IEEE.
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., ... & Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature communications*, 11(1), 5427.
- Ameray, A., Bergeron, Y., Valeria, O., Montoro Girona, M., & Cavard, X. (2021). Forest carbon management: A review of silvicultural practices and management strategies across boreal, temperate and tropical forests. *Current Forestry Reports*, 1-22.

- Amoakwah, E., Lucas, S. T., Didenko, N. A., Rahman, M. A., & Islam, K. R. (2022). Impact of deforestation and temporal land-use change on soil organic carbon storage, quality, and lability. *Plos one*, 17(8), e0263205.
- An, Z., Pokharel, P., Plante, A. F., Bork, E. W., Carlyle, C. N., Williams, E. K., & Chang, S. X. (2022). Biological But Not Thermal Stability of Soil Organic Carbon Differs between Two Agroforestry Systems and Their Component Land-Uses in Western Canada.
- Arnell, N. W., Lowe, J. A., Challinor, A. J., & Osborn, T. J. (2019). Global and regional impacts of climate change at different levels of global temperature increase. *Climatic Change*, 155, 377-391.
- Aryal, D. R., Morales Ruiz, D. E., Tondopo Marroquin, C. N., Pinto Ruiz, R., Guevara Hernandez, F., Venegas Venegas, J. A., ... & Euán Chi, I. (2018). Soil organic carbon depletion from forests to grasslands conversion in Mexico: A review. *Agriculture*, 8(11), 181.
- Badaou, A. A. D., & Sahin, U. (2022). Effects of sewage sludge amendment and wetting–drying cycles of wastewater irrigation on structural improvement of clay soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(7), 6453-6466.
- Bai, X., Guo, Z., Huang, Y., & An, S. (2020). Root cellulose drives soil fulvic acid carbon sequestration in the grassland restoration process. *Catena*, 191, 104575.
- Bai, X., Huang, Y., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P. A., Tao, B., ... & Matocha, C. (2019). Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. *Global change biology*, 25(8), 2591-2606.
- Baier, C., Modersohn, A., Jalowy, F., Glaser, B., & Gross, A. (2022). Effects of recultivation on soil organic carbon sequestration in abandoned coal mining sites: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 12(1), 20090.
- Balaguer-Puig, M., Marqués-Mateu, Á., Lerma, J. L., & Ibáñez-Asensio, S. (2018). Quantifying small-magnitude soil erosion: Geomorphic change detection at plot scale. *Land Degradation & Development*, 29(3), 825-834.
- Bastida, F., Hernández, T., & García, C. (2018). Soil erosion and C losses: Strategies for building soil carbon. In *The future of soil carbon* (pp. 215-238). Academic Press.
- Kravchenko, Y., Yarosh, A., & Chen, Y. (2022). Profile Soil Carbon and Nitrogen Dynamics in Typical Chernozem under Long-Term Tillage Use. *Land*, 11(8), 1165.

- Bernard, L., Basile-Doelsch, I., Derrien, D., Fanin, N., Fontaine, S., Guenet, B., ... & Maron, P. A. (2022). Advancing the mechanistic understanding of the priming effect on soil organic matter mineralisation. *Functional Ecology*, 36(6), 1355-1377.
- Bezić, H., Mance, D., & Balaž, D. (2022). Panel evidence from EU countries on CO₂ emission indicators during the Fourth Industrial Revolution. *Sustainability*, 14(19), 12554.
- Bhatt, A., Ongsakul, W., & Singh, J. G. (2022). Sliding window approach with first-order differencing for very short-term solar irradiance forecasting using deep learning models. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 50, 101864.
- Bondareva, L., & Kudryasheva, N. (2021). Direct and indirect detoxification effects of humic substances. *Agronomy*, 11(2), 198.
- Bongiorno, G., Bünemann, E. K., Oguejiofor, C. U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., ... & de Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators*, 99, 38-50.
- Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H., & Kätterer, T. (2012). Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 245-257.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical reviews in plant sciences*, 23(6), 481-504.
- Bradford, M. M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72(1-2), 248-254.
- Buck, H. J., & Palumbo-Compton, A. (2022). Soil carbon sequestration as a climate strategy: what do farmers think?. *Biogeochemistry*, 161(1), 59-70.
- Buragienė, S., Šarauskis, E., Romanekas, K., Adamavičienė, A., Kriaučiūnienė, Z., Avižienytė, D., ... & Naujokienė, V. (2019). Relationship between CO₂ emissions and soil properties of differently tilled soils. *Science of the Total Environment*, 662, 786-795.
- Button, E. S., Pett-Ridge, J., Murphy, D. V., Kuzyakov, Y., Chadwick, D. R., & Jones, D. L. (2022). Deep-C storage: Biological, chemical and physical strategies to enhance carbon stocks in agricultural subsoils. *Soil Biology and Biochemistry*, 108697.

- Cai, Z., Yan, X., & Gu, B. (2022). Applying C: N ratio to assess the rationality of estimates of carbon sequestration in terrestrial ecosystems and nitrogen budgets. *Carbon Research*, 1(1), 2.
- Casida Jr, L. E., Klein, D. A., & Santoro, T. (1964). Soil dehydrogenase activity. *Soil science*, 98(6), 371-376.
- Çetiner, H., & Burhan, K. A. R. A. (2022). Recurrent neural network based model development for wheat yield forecasting. *Adıyaman Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 9(16), 204-218.
- Chen, R., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., Lin, X., ... & Kuzyakov, Y. (2014). Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global change biology*, 20(7), 2356-2367.
- Chicco, D., Warrens, M. J., & Jurman, G. (2021). The coefficient of determination R-squared is more informative than SMAPE, MAE, MAPE, MSE and RMSE in regression analysis evaluation. *PeerJ Computer Science*, 7, e623.
- Cox, B., Innis, S., Kunz, N. C., & Steen, J. (2022). The mining industry as a net beneficiary of a global tax on carbon emissions. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 17.
- Damilola, T. (2023). Residence Awareness of Improper Disposal of Waste at dump site: A case study of New Igando community. *International Journal of Environmental Sciences*, 6(2), 34-49.
- Danish, M., & Ahmad, T. (2018). A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 87, 1-21.
- Das, S. K. (2019). Soil carbon sequestration strategies under organic production system: a policy decision. *Indian Journal*, 8(1), 1-6.
- Das, S., Deb, S., Sahoo, S. S., & Sahoo, U. K. (2023). Soil microbial biomass carbon stock and its relation with climatic and other environmental factors in forest ecosystems: A review. *Acta Ecologica Sinica*.
- De Notaris, C., Olesen, J. E., Sørensen, P., & Rasmussen, J. (2020). Input and mineralization of carbon and nitrogen in soil from legume-based cover crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 116, 1-18.

- del Mar Montiel-Rozas, M., Panettieri, M., Madejón, P., & Madejón, E. (2016). Carbon sequestration in restored soils by applying organic amendments. *Land Degradation & Development*, 27(3), 620-629.
- Delibacak, S., Voronina, L., & Morachevskaya, E. (2020). Use of sewage sludge in agricultural soils: Useful or harmful. *Eurasian Journal of Soil Science*, 9(2), 126-139.
- Di Lonardo, D. P., De Boer, W., Gunnewiek, P. K., Hannula, S. E., & Van der Wal, A. (2017). Priming of soil organic matter: chemical structure of added compounds is more important than the energy content. *Soil Biology and Biochemistry*, 108, 41-54.
- Dick, D. P., Knicker, H., Ávila, L. G., Inda Jr, A. V., Giasson, E., & Bissani, C. A. (2006). Organic matter in constructed soils from a coal mining area in southern Brazil. *Organic geochemistry*, 37(11), 1537-1545.
- Dignac, M. F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., ... & Basile-Doelsch, I. (2017). Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for sustainable development*, 37, 1-27.
- Dlamini, P., Chivenge, P., & Chaplot, V. (2016). Overgrazing decreases soil organic carbon stocks the most under dry climates and low soil pH: A meta-analysis shows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 258-269.
- Dominguez-Haydar, Y., Velasquez, E., Carmona, J., Lavelle, P., Chavez, L. F., & Jiménez, J. J. (2019). Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators. *Ecological Indicators*, 103, 182-193.
- Duan, Y., Tarafdar, A., Kumar, V., Ganeshan, P., Rajendran, K., Giri, B. S., ... & Awasthi, M. K. (2022). Sustainable biorefinery approaches towards circular economy for conversion of biowaste to value added materials and future perspectives. *Fuel*, 325, 124846.
- Dudek, M., Łabaz, B., Bednik, M., & Medyńska-Juraszek, A. (2022). Humic substances as indicator of degradation rate of chernozems in south-eastern Poland. *Agronomy*, 12(3), 733.
- Dutta, R. K., Kumar, P., & Gnananandarao, T. (2019). Neural network based prediction of shear wave velocity for soils. *International Journal of Geological and Geotechnical Engineering*, 5(2), 23-34.
- Egnér, H. A. N. S., Riehm, H., & Domingo, W. R. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden.

II. *Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor-und Kaliumbestimmung. Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler*, 26, 199-215.

- Ekane, N., Barquet, K., & Rosemarin, A. (2021). Resources and risks: Perceptions on the application of sewage sludge on agricultural land in Sweden, a case study. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 647780.
- Ekaterina, I., Elizaveta, P., Dina, K., Olga, R., Evgeny, A., & Evgeny, A. (2019). Soil microbiome in chronosequence of spoil heaps of Kursk Magnetic Anomaly. *Biological Communications*, 64(3), 219-225.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussi re, B., Kennedy, C., Parwani, R., & Graham, S. (2019). The role of hardpan formation on the reactivity of sulfidic mine tailings: A case study at Joutel mine (Québec). *Science of the total environment*, 654, 118-128.
- Elsalam, H. E. A., El-Sharnouby, M. E., Mohamed, A. E., Raafat, B. M., & El-Gamal, E. H. (2021). Effect of sewage sludge compost usage on corn and faba bean growth, carbon and nitrogen forms in plants and soil. *Agronomy*, 11(4), 628.
- Emran, M., Doni, S., Macci, C., Masciandaro, G., Rashad, M., & Gispert, M. (2020). Susceptible soil organic matter, SOM, fractions to agricultural management practices in salt-affected soils. *Geoderma*, 366, 114257.
- Eurostat 2023a, European Commission, Recycling of biowaste, dost p on-line 02.03.2023 https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/CEI_WM030__custom_354910/bookmark/table?lang=en&bookmarkId=fc05c670-a84a-4ba6-8f61-90eefd9ad363
- Eurostat 2023b, European Commission, Sewage sludge production and disposal from urban wastewater (in dry substance (d.s)), dost p on-line 02.03.2023 https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/TEN00030/default/table?lang=en&category=env.env_wat.env_nwat
- FAO. 2011. The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW)—managing systems at risk.
- FAO. 2019. Global Soil Organic Carbon, GSOCmap, dost p on-line 02.03.2022 <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/global-soil-organic-carbon-map-gsocmap/en/>
- FAO. 2021. Standard Operating Procedure for Soil Organic Carbon: Tyurin Spectrophotometric Method.

- Fatidinovich, N. U., Atoevich, O. S., & Abdurashidovich, U. A. (2020). The Analysis Of Influence Of Productions Of Open Mountain Works On Environment At Formation Of Various Zones On Deep Open-Cast Mines. *The American Journal of Applied Sciences*, 02(12), 177–185.
- Feng, Y., Wang, J., Bai, Z., & Reading, L. (2019). Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. *Earth-Science Reviews*, 191, 12-25.
- Feng, Y., Wang, J., Bai, Z., & Reading, L. (2019). Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. *Earth-Science Reviews*, 191, 12-25.
- Fernández-Caliani, J. C., Giráldez, M. I., Waken, W. H., Del Río, Z. M., & Córdoba, F. (2021). Soil quality changes in an Iberian pyrite mine site 15 years after land reclamation. *Catena*, 206, 105538.
- Ferreira, C. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment*, 805, 150106.
- Fischer, A. M., Fraser, L. H., Van Hamme, J. D., Bottos, E. M., & Gardner, W. C. Post-Mining Reclamation in South-Central British Columbia: Investigating Microbial and Geochemical Changes in Topsoil Stockpiles in Opencast Mining (NTS 092I/09, 093A/12).
- Frouz, J., & Vindušková, O. (2018). Soil organic matter accumulation in postmining sites: Potential drivers and mechanisms. In *Soil Management and Climate Change* (pp. 103-120). Academic Press.
- Gairola, S. U., Bahuguna, R., & Bhatt, S. S. (2023). Native Plant Species: a Tool for Restoration of Mined Lands. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 1-11.
- Gao, Q., Ma, L., Fang, Y., Zhang, A., Li, G., Wang, J., ... & Du, Z. (2021). Conservation tillage for 17 years alters the molecular composition of organic matter in soil profile. *Science of the Total Environment*, 762, 143116.
- Garden, X. T. B. (2016). Response of soil labile organic carbon fractions to forest conversions in subtropical China. *Tropical Ecology*, 57(4), 691-699.
- Gerke, J. (2018). Concepts and misconceptions of humic substances as the stable part of soil organic matter: A review. *Agronomy*, 8(5), 76.
- Ghosh, D., & Maiti, S. K. (2021). Effect of invasive weed biochar amendment on soil enzymatic activity and respiration of coal mine spoil: A laboratory experiment study. *Biochar*, 3(4), 519-533.

- Gomiero, T. (2016). Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. *Sustainability*, 8(3), 281.
- Gour, S. S., Muthekar, V. V., & Saner, A. B. A (2022). Comparative Study of ANN Models developed for predicting Soil Compaction Parameters using MS Excel and MATLAB. *GIS Science Journal*, 9(5), 1975.
- Guan, S. Y., Zhang, D., & Zhang, Z. (1986). Soil enzyme and its research methods. *Agricultural, Beijing, 1986*, 274-297.
- Guéablé, Y. K. D., Bezrhoud, Y., Moulay, H., Moughli, L., Hafidi, M., El Gharouss, M., & El Mejahed, K. (2021). New approach for mining site reclamation using alternative substrate based on phosphate industry by-product and sludge mixture. *Sustainability*, 13(19), 10751.
- Gunina, A., & Kuzyakov, Y. (2022). From energy to (soil organic) matter. *Global change biology*, 28(7), 2169-2182.
- Guo, J., Wang, B., Wang, G., Myo, S.T.Z., Cao, F. (2020). Effects of three cropland afforestation practices on the vertical distribution of soil organic carbon pools and nutrients in eastern China. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00913.
- GUS, Główny Urząd Statystyczny, Ochrona środowiska 2022, dostęp on-line: 20.02.2023 <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2022,1,23.html>
- Hafez, M., Ge, S., Tsvika, K. I., Popov, A. I., & Rashad, M. (2022). Enhancing Calcareous and Saline-Sodic Soils Fertility by Increasing Organic Matter Decomposition and Enzyme Activities: An Incubation Study. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 53(18), 2447-2459.
- Halecki, W., & Klatka, S. (2018). Long term growth of crop plants on experimental plots created among slag heaps. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 86-92.
- Halecki, W., & Klatka, S. (2021). Application of soil productivity index after eight years of soil reclamation with sewage sludge amendments. *Environmental Management*, 67, 822-832.
- Hamidov, A., Khamidov, M., & Ishchanov, J. (2020). Impact of climate change on groundwater management in the northwestern part of Uzbekistan. *Agronomy*, 10(8), 1173.
- Hamidović, S., Cvijović, G. G., Waisi, H., Životić, L., Šoja, S. J., Raičević, V., & Lalević, B. (2020). Response of microbial community composition in soils affected by coal mine exploitation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 1-17.

- Hittmeir, M., Ekelhart, A., & Mayer, R. (2019, December). Utility and privacy assessments of synthetic data for regression tasks. In 2019 IEEE International Conference on Big Data (Big Data) (pp. 5763-5772). IEEE.
- Hou, G., Delang, C.O., Lu, X., Gao, L. (2020). A meta-analysis of changes in soil organic carbon stocks after afforestation with deciduous broadleaved, sempervirent broadleaved, and conifer tree species. *Annual of Forest Science* 77(4), 1-13.
- Hu, Y. L., Niu, Z. X., Zeng, D. H., & Wang, C. Y. (2015). Soil amendment improves tree growth and soil carbon and nitrogen pools in Mongolian pine plantations on post-mining land in Northeast China. *Land Degradation & Development*, 26(8), 807-812.
- Hübllová, L., & Frouz, J. (2021). Contrasting effect of coniferous and broadleaf trees on soil carbon storage during reforestation of forest soils and afforestation of agricultural and post-mining soils. *Journal of environmental management*, 290, 112567.
- Hudcová, H., Vymazal, J., & Rozkošný, M. (2019). Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil and Water Research*, 14(2), 104-120.
- Hung, H., Halsall, C., Ball, H., Bidleman, T., Dachs, J., De Silva, A., ... & Wilson, S. (2022). Climate change influence on the levels and trends of persistent organic pollutants (POPs) and chemicals of emerging Arctic concern (CEACs) in the Arctic physical environment—a review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(10), 1577-1615.
- IEA 2023, CO₂ Emissions in 2022, dostęp online 02.03.2023
<https://iea.blob.core.windows.net/assets/3c8fa115-35c4-4474-b237-1b00424c8844/CO2Emissionsin2022.pdf>
- Iepema, G., Hoekstra, N. J., de Goede, R., Bloem, J., Brussaard, L., & van Eekeren, N. (2022). Extending grassland age for climate change mitigation and adaptation on clay soils. *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13134.
- Ignatyeva, M., Yurak, V., & Pustokhina, N. (2020). Recultivation of post-mining disturbed land: Review of content and comparative law and feasibility study. *Resources*, 9(6), 73.
- International Energy Agency, Net Zero by 2050, IEA, Paryż, dostęp on-line 03.12.2021
<https://www.iea.org/reports/net-zero-by-2050>

- Iram, N., Maher, D. T., Lovelock, C. E., Baker, T., Cadier, C., & Adame, M. F. (2022). Climate change mitigation and improvement of water quality from the restoration of a subtropical coastal wetland. *Ecological Applications*, 32(5), e2620.
- ISO 10390:2005. Soil quality — Determination of pH
- Jackson, R. B., Le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Korsbakken, J. I., Liu, Z., ... & Zheng, B. (2018). Global energy growth is outpacing decarbonization. *Environmental Research Letters*, 13(12), 120401.
- Jin, X., Gall, A. R., Saeed, M. F., Li, S., Filley, T., & Wang, J. (2020). Plastic film mulching and nitrogen fertilization enhance the conversion of newly-added maize straw to water-soluble organic carbon. *Soil and Tillage Research*, 197, 104527.
- Jin, Y., Luan, Y., Ning, Y., & Wang, L. (2018). Effects and mechanisms of microbial remediation of heavy metals in soil: a critical review. *Applied Sciences*, 8(8), 1336.
- John, K., Abraham Isong, I., Michael Kebonye, N., Okon Ayito, E., Chapman Agyeman, P., & Marcus Afu, S. (2020). Using machine learning algorithms to estimate soil organic carbon variability with environmental variables and soil nutrient indicators in an alluvial soil. *Land*, 9(12), 487.
- Joniec, J., Oleszczuk, P., Jezierska-Tys, S., & Kwiatkowska, E. (2019). Effect of reclamation treatments on microbial activity and phytotoxicity of soil degraded by the sulphur mining industry. *Environmental Pollution*, 252, 1429-1438.
- Joshi, A. (2022). Nine things to keep in mind about mathematical modelling in ecology and evolution. *Journal of Biosciences*, 47(2), 19.
- Joshua, V., Priyadharson, S. M., & Kannadasan, R. (2021). Exploration of machine learning approaches for paddy yield prediction in eastern part of Tamilnadu. *Agronomy*, 11(10), 2068.
- Kabała, C.; Karczewska, A. (2008). *Metodyka Analiz Laboratoryjnych Gleb I Roślin*, Uniwersytet Przyrodniczy We Wrocławiu. Wrocław, Polska.
- Kacprzak, M., Grobelak, A., Grosser, A., & Prasad, M. N. V. (2014). Efficacy of biosolids in assisted phytostabilization of metalliferous acidic sandy soils with five grass species. *International journal of phytoremediation*, 16(6), 593-608.

- Kacprzak, M., Kupich, I., Jasinska, A., & Fijalkowski, K. (2022). Bio-based waste'substrates for degraded soil improvement—Advantages and challenges in European context. *Energies*, *15*(1), 385.
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijalkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., ... & Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental research*, *156*, 39-46.
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijalkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., ... & Singh, B. R. (2017). Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. *Environmental research*, *156*, 39-46.
- Kästner, M., Miltner, A., Thiele-Bruhn, S., & Liang, C. (2021). Microbial necromass in soils—Linking microbes to soil processes and carbon turnover. *Frontiers in Environmental Science*, *9*, 597.
- Keneni, Y. G., Hvoslef-Eide, A. T., & Marchetti, J. M. (2019). Mathematical modelling of the drying kinetics of *Jatropha curcas* L. seeds. *Industrial crops and products*, *132*, 12-20.
- Kobierski, M., Kondratowicz-Maciejewska, K., Banach-Szott, M., Wojewódzki, P., & Peñas Castejón, J. M. (2018). Humic substances and aggregate stability in rhizospheric and non-rhizospheric soil. *Journal of Soils and Sediments*, *18*, 2777-2789.
- Kögel-Knabner, I., & Amelung, W. (2021). Soil organic matter in major pedogenic soil groups. *Geoderma*, *384*, 114785.
- Kopittke, P. M., Dalal, R. C., Hoeschen, C., Li, C., Menzies, N. W., & Mueller, C. W. (2020). Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio. *Geoderma*, *357*, 113974.
- Kowalska, A., & Grobelak, A. (2020). Organic matter decomposition under warming climatic conditions. In *Climate Change and Soil Interactions* (pp. 397-412). Elsevier.
- Krogstad, T. *Methods for Soil Analysis*; NLH Report No. 6; Institutt for Jordfag, Norwegian University of Life Sciences: Ås, Norway, 1992
- Kumar, A., Bhattacharya, T., Mukherjee, S., & Sarkar, B. (2022). A perspective on biochar for repairing damages in the soil–plant system caused by climate change-driven extreme weather events. *Biochar*, *4*(1), 22.

- Kumar, A., Singh, B., Raigond, P., Sahu, C., Mishra, U. N., Sharma, S., & Lal, M. K. (2021). Phytic acid: Blessing in disguise, a prime compound required for both plant and human nutrition. *Food Research International*, 142, 110193.
- Kumar, M., Matassa, S., Bianco, F., Oliva, A., Papirio, S., Pirozzi, F., ... & Esposito, G. (2023). Effect of Varying Zinc Concentrations on the Biomethane Potential of Sewage Sludge. *Water*, 15(4), 729.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
- Lewu, F. B., Volova, T., Thomas, S., & Rakhimol, K. R. (Eds.). (2020). Controlled release fertilizers for sustainable agriculture. Academic Press.
- Li, D., Yin, N., Xu, R., Wang, L., Zhang, Z., & Li, K. (2021). Sludge amendment accelerating reclamation process of reconstructed mining substrates. *Scientific Reports*, 11(1), 2905.
- Li, T., Yuan, Y., Mou, Z., Li, Y., Kuang, L., Zhang, J., ... & Liu, Z. (2023). Faster accumulation and greater contribution of glomalin to the soil organic carbon pool than amino sugars do under tropical coastal forest restoration. *Global Change Biology*, 29(2), 533-546.
- Lipczynska-Kochany, E. (2018). Humic substances, their microbial interactions and effects on biological transformations of organic pollutants in water and soil: A review. *Chemosphere*, 202, 420-437.
- Liu, J., Li, G., & Li, X. A. (2021). Geotechnical engineering properties of soils solidified by microbially induced CaCO₃ precipitation (MICP). *Advances in Civil Engineering*, 2021, 1-21.
- Liu, S., Li, J., Liang, A., Duan, Y., Chen, H., Yu, Z., ... & Pan, H. (2022). Chemical Composition of Plant Residues Regulates Soil Organic Carbon Turnover in Typical Soils with Contrasting Textures in Northeast China Plain. *Agronomy*, 12(3), 747.
- López-Tercero, A. M., Andrade, M. L., & Marcet, P. (2005). Organic nitrogen mineralization rate in sewage sludge-amended mine soil. *Communications in soil science and plant analysis*, 36(7-8), 1005-1019.
- Lozano-García, B.; Parras-Alcántara, L.; Brevik, E. C. (2016). Impact of topographic aspect and vegetation (native and reforest-ed areas) on soil organic carbon and nitrogen budgets in Mediterranean natural areas. *Science of Total Environment*, 544, 963-970.

- Ma, X., Zhu, Z., Zhang, H., Tian, S., Li, X., Fan, H., & Fu, S. (2022). Superhydrophobic and deacidified cellulose/CaCO₃-derived granular coating toward historic paper preservation. *International Journal of Biological Macromolecules*, 207, 232-241.
- Maiti, S. K., & Ahirwal, J. (2019). *Ecological Restoration of Coal Mine Degraded Lands. Phytomanagement of Polluted Sites*, 83–111.
- Mannina, G., Barbara, L., Cosenza, A., & Wang, Z. (2023). Treatment and disposal of sewage sludge from wastewater in a circular economy perspective. In *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* (pp. 11-30). Elsevier.
- Markowicz, A., Bondarczuk, K., Cycoń, M., & Sułowicz, S. (2021). Land application of sewage sludge: response of soil microbial communities and potential spread of antibiotic resistance. *Environmental Pollution*, 271, 116317.
- Meena, R. S., Kumar, S., & Yadav, G. S. (2020). Soil carbon sequestration in crop production. *Nutrient dynamics for sustainable crop production*, 1-39.
- Meerschaert, M. M. (2013). *Mathematical modeling*. Academic press.
- Mendoza, O., De Neve, S., Deroo, H., Li, H., & Sleutel, S. (2022). Do interactions between application rate and native soil organic matter content determine the degradation of exogenous organic carbon?. *Soil Biology and Biochemistry*, 164, 108473.
- Miller, G. A., Rees, R. M., Griffiths, B. S., Ball, B. C., & Cloy, J. M. (2019). The sensitivity of soil organic carbon pools to land management varies depending on former tillage practices. *Soil and Tillage Research*, 194, 104299.
- Mohsin, M., Zhu, Q., Naseem, S., Sarfraz, M., & Ivascu, L. (2021). Mining industry impact on environmental sustainability, economic growth, social interaction, and public health: an application of semi-quantitative mathematical approach. *Processes*, 9(6), 972.
- Mooney, D. D., & Swift, R. J. (2021). *A course in mathematical modeling (Vol. 13)*. American Mathematical Society.
- Mühlbachová, G., Kusá, H., Růžek, P., & Vavera, R. (2022). CO₂ emissions in a soil under different tillage practices. *Plant, Soil and Environment*, 68(6), 253-261.
- Mukherjee, S., & Pahari, D. P. (2019). Underground and opencast coal mining methods in India: a comparative assessment. *Space and Culture, India*, 7(1), 39-55

- Mukhopadhyay, S., Maiti, S. K., & Mastro, R. E. (2014). Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecological Engineering*, 71, 10-20.
- Murano, H., Suzuki, K., Kayada, S., Saito, M., Yuge, N., Arishiro, T., ... & Isoi, T. (2018). Influence of humic substances and iron and aluminum ions on the sorption of acetamiprid to an arable soil. *Science of the Total Environment*, 615, 1478-1484.
- Muyen, Z., & Wrigley, R. J. (2016). Reclamation of sodic soils with organic amendments: a review. *Imp. J. Interdiscip. Res*, 2, 317-324.
- Nardi, S., Schiavon, M., & Francioso, O. (2021). Chemical structure and biological activity of humic substances define their role as plant growth promoters. *Molecules*, 26(8), 2256.
- Ngole-Jeme, V. M. (2019). Fire-induced changes in soil and implications on soil sorption capacity and remediation methods. *Applied Sciences*, 9(17), 3447.
- Nguyen, T. B., & Shima, K. (2019). Composting of sewage sludge with a simple aeration method and its utilization as a soil fertilizer. *Environmental management*, 63, 455-465.
- Nissim, W. G., Cincinelli, A., Martellini, T., Alvisi, L., Palm, E., Mancuso, S., & Azzarello, E. (2018). Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds. *Environmental research*, 164, 356-366.
- Nobile, C. M., Bravin, M. N., Becquer, T., & Paillat, J. M. (2020). Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. *Chemosphere*, 239, 124709.
- Nußholz, J., Çetin, S., Eberhardt, L., De Wolf, C., & Bocken, N. (2023). From circular strategies to actions: 65 European circular building cases and their decarbonisation potential. *Resources, Conservation & Recycling Advances*, 200130
- Özbolat, O., Sánchez-Navarro, V., Zornoza, R., Egea-Cortines, M., Cuartero, J., Ros, M., ... & Martínez-Mena, M. (2023). Long-term adoption of reduced tillage and green manure improves soil physicochemical properties and increases the abundance of beneficial bacteria in a Mediterranean rainfed almond orchard. *Geoderma*, 429, 116218.
- Pärnpuu, S., Astover, A., Tõnutare, T., Penu, P., & Kauer, K. (2022). Soil organic matter qualification with FTIR spectroscopy under different soil types in Estonia. *Geoderma Regional*, 28, e00483.

- Pastor-Jáuregui, R., Paniagua-López, M., Aguilar-Garrido, A., Martín-Peinado, F., & Sierra-Aragón, M. (2021). Long-term assessment of remediation treatments applied to an area affected by a mining spill in Spain. *Land Degradation & Development*, 32(8), 2481-2492.
- Pellegrini, A. F., Harden, J., Georgiou, K., Hemes, K. S., Malhotra, A., Nolan, C. J., & Jackson, R. B. (2022). Fire effects on the persistence of soil organic matter and long-term carbon storage. *Nature Geoscience*, 15(1), 5-13.
- Pérez-Esteban, J., Escolástico, C., Sanchis, I., Masaguer, A., & Moliner, A. (2019). Effects of pH conditions and application rates of commercial humic substances on Cu and Zn mobility in anthropogenic mine soils. *Sustainability*, 11(18), 4844.
- Piotrowska-Długosz, A., Długosz, J., Frąć, M., Gryta, A., & Breza-Boruta, B. (2022). Enzymatic activity and functional diversity of soil microorganisms along the soil profile—A matter of soil depth and soil-forming processes. *Geoderma*, 416, 115779.
- Placek, A., Grobelak, A., Hiller, J., Stępień, W., Jelonek, P., Jaskulak, M., & Kacprzak, M. (2017). The role of organic and inorganic amendments in carbon sequestration and immobilization of heavy metals in degraded soils. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 5(4), 509-517.
- Placek, A., Grobelak, A., Hiller, J., Stępień, W., Jelonek, P., Jaskulak, M., & Kacprzak, M. (2017). The role of organic and inorganic amendments in carbon sequestration and immobilization of heavy metals in degraded soils. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 5(4), 509-517.
- Placek-Lapaj, A., Grobelak, A., Fijalkowski, K., Singh, B. R., Almås, Å. R., & Kacprzak, M. (2019). Post-Mining soil as carbon storehouse under polish conditions. *Journal of environmental management*, 238, 307-314.
- PN-ISO 10694:2002. Jakość gleby. Oznaczenie zawartości węgla organicznego i całkowitej zawartości węgla po suchym spalaniu (analiza elementarna)
- PN-ISO 11047:2001. Jakość gleby. Oznaczenie kadmu, chromu, kobaltu, miedzi, ołowiu, manganu, niklu i cynku w ekstraktach gleby wodą królewską. Metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej
- PN-ISO 11261:2002. Jakość gleby. Oznaczenie azotu ogólnego. Zmodyfikowana metoda Kjeldahla

- Qiao, Z., & Lissel, F. (2021). MALDI Matrices for the analysis of low molecular weight compounds: rational design, challenges and perspectives. *Chemistry–An Asian Journal*, 16(8), 868-878.
- Qiu, L., Zhang, Q., Zhu, H., Reich, P. B., Banerjee, S., van der Heijden, M. G., ... & Wei, X. (2021). Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality. *The ISME journal*, 15(8), 2474-2489.
- Qu, J. F., Hou, Y. L., Ge, M. Y., Wang, K., Liu, S., Zhang, S. L., ... & Chen, F. (2017). Carbon dynamics of reclaimed coal mine soil under agricultural use: a chronosequence study in the Dongtan mining area, Shandong Province, China. *Sustainability*, 9(4), 629.
- Rai, P. K. (2022). Environmental degradation by invasive alien plants in the anthropocene: challenges and prospects for sustainable restoration. *Anthropocene Science*, 1(1), 5-28.
- Rasool, S., Rasool, T., & Gani, K. M. (2022). A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances*, 100301.
- Rékási, M., Ragályi, P., Sándor, D. B., Szabó, A., Rivier, P. A., Farkas, C., ... & Uzzinger, N. (2023). Effect of composting and vermicomposting on potentially toxic element contents and bioavailability in sewage sludge digestate. *Bioresource Technology Reports*, 21, 101307.
- Ritchie H., Roser M., Forests and Deforestation. Dostęp on-line 05.12.2021 <https://ourworldindata.org/forests-and-deforestation>
- Saco, P. M., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Baartman, J., Yetemen, O., & Rodríguez, J. F. (2018). Vegetation and soil degradation in drylands: non-linear feedbacks and early warning signals. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 67-72.
- Saidy, A. R., Hayati, A., & Septiana, M. (2020). Different effects of ash application on the carbon mineralization and microbial biomass carbon of reclaimed mining soils. *Journal of soil science and plant nutrition*, 20, 1001-1012.
- Santagata, M., Bobet, A., Johnston, C. T., & Hwang, J. (2008). One-dimensional compression behavior of a soil with high organic matter content. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 134(1), 1-13.
- Sarkar, B., Mukhopadhyay, R., Ramanayaka, S., Bolan, N., & Ok, Y. S. (2021). The role of soils in the disposition, sequestration and decontamination of environmental contaminants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20200177.

- Shahabi, M., Ghorbani, M. A., Naganna, S. R., Kim, S., Hadi, S. J., Inyurt, S., ... & Yaseen, Z. M. (2022). Integration of Multiple Models with Hybrid Artificial Neural Network-Genetic Algorithm for Soil Cation-Exchange Capacity Prediction. *Complexity*, 2022.
- Shao, P., Liang, C., Lynch, L., Xie, H., & Bao, X. (2019). Reforestation accelerates soil organic carbon accumulation: Evidence from microbial biomarkers. *Soil Biology and Biochemistry*, 131, 182-190.
- Sharma, S., & Dhaliwal, S. S. (2019). Effect of sewage sludge and rice straw compost on yield, micronutrient availability and soil quality under rice–wheat system. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50(16), 1943-1954.
- Shen, X., Wang, L., Yang, Q., Xiu, W., Li, G., Zhao, J., & Zhang, G. (2021). Dynamics of soil organic carbon and labile carbon fractions in soil aggregates affected by different tillage managements. *Sustainability*, 13(3), 1541.
- Shrestha, R. K., & Lal, R. (2006). Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International*, 32(6), 781–796.
- Silva, R.M., Canelas L.P., Organic matter in the pest and plant disease control: a meta-analysis. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1), 70
- Singh, P., Ghosh, A. K., Kumar, S., Jat, S. L., Seema, K., Pradhan, S. N., & Kumar, M. (2022). A Molecular and Spectroscopic Approach to Reclamation of Coal Mine Soil Using Tree Species: a Case Study of Gevra Mining Area, Korba, India. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(2), 2205-2220.
- Singh, P., Ghosh, A., Kumar, S., Kumar, M., Chahar, S., & Jat, S. (2020). Carbon dynamics. *Authorea Preprints*.
- Sirotiak, M., Pastierová, A., & Blinová, L. (2021). Study Into the Changes in Soil Organic Matter, Caused By Laboratory Simulated Fires in Four Slovak Soils 1. UV-VIS Spectrum Analysis. *Research Papers Faculty of Materials Science and Technology Slovak University of Technology*, 29(48), 131-142.
- Skousen, J., & Zipper, C. E. (2021). Coal mining and reclamation in Appalachia. *Appalachia's Coal-Mined Landscapes: Resources and Communities in a New Energy Era*, 55-83.
- So, H. B., da Silva, I. R., Gomes, L. C., & de Oliveira, T. S. (2022). Subsoil and Surface Soil Constraints of Mined Land and Tailings. In *Subsoil Constraints for Crop Production* (pp. 161-177). Cham: Springer International Publishing.

- Song, E., Goyne, K. W., Kremer, R. J., Anderson, S. H., & Xiong, X. (2021). Certain soil surfactants could become a source of soil water repellency after repeated application. *Nanomaterials*, 11(10), 2577.
- SopialenaA, S., Rosfiansyah, R., & Sila, S. (2017). The benefit of top soil and fertilizer mixture to improve the ex-coal mining land. *Nusantara Bioscience*, 9(1), 36-43.
- Spaccini, R., Mbagwu, J. S. C., Conte, P., & Piccolo, A. (2006). Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia. *Geoderma*, 132(1-2), 9-19.
- Suleymanov, A., Suleymanov, R., Polyakov, V., Dorogaya, E., & Abakumov, E. (2022). Conventional Tillage Effects on the Physico-Chemical Properties and Organic Matter of Chernozems Using ¹³C-NMR Spectroscopy. *Agronomy*, 12(11), 2800.
- Sun, H., Zhang, X., Zheng, Z., Cui, M., Liu, H., Wu, P., & Liu, H. (2023). Effective mitigation of ammonia in sewage-sludge-derived fermentation liquid using flow-electrode capacitive deionization. *Journal of Environmental Management*, 325, 116630.
- Swain, S., Khanam, R., Bhaduri, D., Dash, P. K., Padhy, S. R., Nayak, A. K., & Bhattacharyya, P. (2023). Comparative assessment of soil properties and heavy metals indices at rehabilitated and non-rehabilitated sites in coal mine spoils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-14.
- Tee, J. X., Selvarajoo, A., & Arumugasamy, S. K. (2022). Prediction of carbon sequestration of biochar produced from biomass pyrolysis by artificial neural network. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107640.
- The Green Deal, dostęp online: 01.03.2023 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1588580774040&uri=CELEX:52019DC0640>
- Tran, V. Q. (2022). Predicting and Investigating the Permeability Coefficient of Soil with Aided Single Machine Learning Algorithm. *Complexity*, 2022.
- Tregubova, P., Koptsik, G., & Stepanov, A. (2019, November). Remediation of degraded soils: effect of organic additives on soil properties and heavy metals' bioavailability. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 368, No. 1, p. 012054). IOP Publishing.
- Trzaskowska-Latawiec, A. (2021). Pewne aspekty metodologiczne modelowania matematycznego w ekologii. Dwie Anny i filozofia. Rozmowy z prof. Anną Latawiec i prof. Anną Lemańską oraz wybór tekstów, 28.

- Ustawa z dnia 3 lutego 1995r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Dz. U. 1995 nr 16 poz. 78.
- Ustawa z dnia 9 czerwca 2011r. – Prawo geologiczne i górnicze. Dz. U. 2011 nr 163 poz. 981.
- Valenta, R. K., Lèbre, É., Antonio, C., Franks, D. M., Jokovic, V., Micklethwaite, S., ... & Yahyaei, M. (2023). Decarbonisation to drive dramatic increase in mining waste—Options for reduction. *Resources, Conservation and Recycling*, 190, 106859.
- Valente, F. D., Gomes, L. C., Castro, M. F., Neves, J. C. L., Silva, I. R., & de Oliveira, T. S. (2021). Influence of different tree species on autotrophic and heterotrophic soil respiration in a mined area under reclamation. *Land Degradation & Development*, 32(15), 4288-4299.
- Van Groenigen, J. W., Van Kessel, C., Hungate, B. A., Oenema, O., Powlson, D. S., & Van Groenigen, K. J. (2017). Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environmental Science and Technology*, 51(9), 4738–4739.
- Vidal-Macua, J. J., Nicolau, J. M., Vicente, E., & Moreno-de Las Heras, M. (2020). Assessing vegetation recovery in reclaimed opencast mines of the Teruel coalfield (Spain) using Landsat time series and boosted regression trees. *Science of the Total Environment*, 717, 137250.
- Vikram, N., Sagar, A., Gangwar, C., Husain, R., & Kewat, R. N. (2022). Properties of humic acid substances and their effect in soil quality and plant health. In *Humus and Humic Substances-Recent Advances*. IntechOpen.
- Waisman, H., Bataille, C., Winkler, H., Jotzo, F., Shukla, P., Colombier, M., ... & Trollip, H. (2019). A pathway design framework for national low greenhouse gas emission development strategies. *Nature Climate Change*, 9(4), 261-268.
- Wan, D., Ma, M., Peng, N., Luo, X., Chen, W., Cai, P., ... & Huang, Q. (2021). Effects of long-term fertilization on calcium-associated soil organic carbon: Implications for C sequestration in agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 772, 145037.
- Wang, S., Cao, Y., Pietrzykowski, M., Zhou, W., & Bai, Z. (2022). Research on the influence of vegetation restoration in loess open-pit coal mines of China: Influencing factors and mechanism. *Ecological Engineering*, 177, 106549.
- Wang, X., Teng, Y., Ren, W., Han, Y., Wang, X., & Li, X. (2021). Soil bacterial diversity and functionality are driven by plant species for enhancing polycyclic aromatic hydrocarbons dissipation in soils. *Science of The Total Environment*, 797, 149204.

- Weil, R. R., Islam, K. R., Stine, M. A., Gruver, J. B., & Samson-Liebig, S. E. (2003). Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18(1), 3-17.
- Wen, J., Li, Z., Luo, N., Huang, M., Yang, R., & Zeng, G. (2018). Investigating organic matter properties affecting the binding behavior of heavy metals in the rhizosphere of wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 162, 184-191.
- Wijesekara, H., Bolan, N. S., Thangavel, R., Seshadri, B., Surapaneni, A., Saint, C., ... & Vithanage, M. (2017). The impact of biosolids application on organic carbon and carbon dioxide fluxes in soil. *Chemosphere*, 189, 565-573.
- Worlanyo, A. S., & Jiangfeng, L. (2021). Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. *Journal of Environmental Management*, 279, 111623.
- Wright, S. F., Franke-Snyder, M., Morton, J. B., & Upadhyaya, A. (1996). Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and soil*, 181, 193-203.
- Wu, D., Feng, J., Chu, S., Jacobs, D. F., Tong, X., Zhao, Q., ... & Zeng, S. (2019). Integrated application of sewage sludge, earthworms and *Jatropha curcas* on abandoned rare-earth mine land soil. *Chemosphere*, 214, 47-54.
- Wu, M., Pang, D., Chen, L., Li, X., Liu, L., Liu, B., ... & Ma, L. (2021). Chemical composition of soil organic carbon and aggregate stability along an elevation gradient in Helan Mountains, northwest China. *Ecological Indicators*, 131, 108228.
- Xia, S., Song, Z., Li, Q., Guo, L., Yu, C., Singh, B. P., ... & Wang, H. (2021). Distribution, sources, and decomposition of soil organic matter along a salinity gradient in estuarine wetlands characterized by C: N ratio, $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$, and lignin biomarker. *Global Change Biology*, 27(2), 417-434.
- Xia, S., Song, Z., Wang, W., Fan, Y., Guo, L., Van Zwieten, L., ... & Wang, H. (2023). Patterns and determinants of plant-derived lignin phenols in coastal wetlands: Implications for organic C accumulation. *Functional Ecology*.
- Xiao, L., Zhang, Y., Li, P., Xu, G., Shi, P., & Zhang, Y. (2019). Effects of freeze-thaw cycles on aggregate-associated organic carbon and glomalin-related soil protein in natural-succession grassland and Chinese pine forest on the Loess Plateau. *Geoderma*, 334, 1-8.

- Xu, S., Zhao, Q., Qin, C., Qin, M., Lee, J., Li, C., ... & Yang, J. (2021). Effects of vegetation restoration on accumulation and translocation of heavy metals in post-mining areas. *Land Degradation & Development*, 32(5), 2000-2012.
- Yan, C., Yuan, Z., Shi, X., Lock, T. R., & Kallenbach, R. L. (2020). A global synthesis reveals more response sensitivity of soil carbon flux than pool to warming. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 1208-1221.
- Yan, J., Lei, Z., Li, Z., Wang, Z., Ren, S., Kang, S., ... & Shui, H. (2020). Molecular structure characterization of low-medium rank coals via XRD, solid state ¹³C NMR and FTIR spectroscopy. *Fuel*, 268, 117038.
- Yan, M., Fan, L., & Wang, L. (2020). Restoration of soil carbon with different tree species in a post-mining land in eastern Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, 158, 106025.
- Yang, B., Bai, Z., Cao, Y., Xie, F., Zhang, J., & Wang, Y. (2019). Dynamic changes in carbon sequestration from opencast mining activities and land reclamation in China's loess plateau. *Sustainability*, 11(5), 1473.
- Yu, J., Tang, S., Zhangzhong, L., Zheng, W., Wang, L., Wong, A., & Xu, L. (2020). A deep learning approach for multi-depth soil water content prediction in summer maize growth period. *IEEE Access*, 8, 199097-199110.
- Zaeni, A., Hade, S., & Susilowati, P. E. (2021). Utilization of Compost as ameliorant in a Nickel post mining soil. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1899, No. 1, p. 012031). IOP Publishing.
- Zavarzina, A. G., Danchenko, N. N., Demin, V. V., Artemyeva, Z. S., & Kogut, B. M. (2021). Humic substances: hypotheses and reality (a review). *Eurasian Soil Science*, 54, 1826-1854.
- Zhang, B., Peng, X. H., Zhao, Q. G., & Hallett, P. D. (2004). Eluviation of dissolved organic carbon under wetting and drying and its influence on water infiltration in degraded soils restored with vegetation. *European Journal of Soil Science*, 55(4), 725-737.
- Zhang, C., Zhao, Z., Li, F., & Zhang, J. (2022). Effects of Organic and Inorganic Fertilization on Soil Organic Carbon and Enzymatic Activities. *Agronomy*, 12(12), 3125.
- Zhang, H. S., Zhou, M. X., Zai, X. M., Zhao, F. G., & Qin, P. (2020b). Spatio-temporal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi and soil organic carbon in coastal saline soil of China. *Scientific Reports*, 10(1), 1-13.

- Zhang, P. P., Le Zhang, Y., Jia, J. C., Cui, Y. X., Wang, X., Zhang, X. C., & Wang, Y. Q. (2020a). Revegetation pattern affecting accumulation of organic carbon and total nitrogen in reclaimed mine soils. *PeerJ*, 8, e8563.
- Zhang, Q., Han, G., & Xu, X. (2021b). Reforestation Impacted Soil Heavy Metal Fractionation and Related Risk Assessment in the Karst Area, Southwest China. *Forests*, 12(7), 891.
- Zhang, S., Fang, Y., Luo, Y., Li, Y., Ge, T., Wang, Y., ... & Chang, S. X. (2021). Linking soil carbon availability, microbial community composition and enzyme activities to organic carbon mineralization of a bamboo forest soil amended with pyrogenic and fresh organic matter. *Science of The Total Environment*, 801, 149717.
- Zhang, Z., Wang, J., & Li, B. (2019). Determining the influence factors of soil organic carbon stock in opencast coal-mine dumps based on complex network theory. *Catena*, 173, 433-444.
- Zhao, L., Zhang, Y., Du, C., Jiang, B., Wei, L., & Li, Y. (2021). Characterization of dissolved organic matter derived from coal gangue packed in underground reservoirs of coal mines using fluorescence and absorbance spectroscopy. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 17928-17941.
- Zhong, S., Han, Z., Du, J., Ci, E., Ni, J., Xie, D., & Wei, C. (2019). Relationships between the lithology of purple rocks and the pedogenesis of purple soils in the Sichuan Basin, China. *Scientific Reports*, 9(1), 13272.
- Zhu, W., Li, C., Zhou, S., Duan, Y., Zhang, J., & Jin, F. (2022). Soil organic carbon characteristics affected by peanut shell biochar in saline-sodic paddy field. *Plant, Soil and Environment*, 68(2), 108-114.
- Zhu, X., Liu, Y., Li, L., Shi, Q., Hou, J., Zhang, R., ... & Chen, J. (2019). Nonthermal air plasma dehydration of hydrochar improves its carbon sequestration potential and dissolved organic matter molecular characteristics. *Science of The Total Environment*, 659, 655-663.
- Zoghalmi, R. I., Hamdi, H., Mokni-Tlili, S., Hechmi, S., Khelil, M. N., Aissa, N. B., ... & Jedidi, N. (2020). Monitoring the variation of soil quality with sewage sludge application rates in absence of rhizosphere effect. *International soil and water conservation research*, 8(3), 245-252.

Zuo, W., Gu, C., Zhang, W., Xu, K., Wang, Y., Bai, Y., ... & Dai, Q. (2019). Sewage sludge amendment improved soil properties and sweet sorghum yield and quality in a newly reclaimed mudflat land. *Science of the Total Environment*, 654, 541-549.

10. Spis rysunków

Rysunek 1. Globalna emisja CO ₂ ze spalania energii i procesów przemysłowych i ich roczne zmiany, 1900-2022 (IEA, 2023).....	11
Rysunek 2. Charakterystyka frakcji węgla organicznego w glebie (na podstawie Dignac i in., 2017)	14
Rysunek 3. Węgiel organiczny w glebie na świecie (GSOCmap, FAO soils portal, 2019, www.fao.org).....	15
Rysunek 4. Degradacja gruntów spowodowana odkrywkowym wydobywaniem węgla (Maiti i Ahirwal, 2019).....	19
Rysunek 5. Uproszczony schemat wydobywania surowców i rekultywacji gruntów po eksploatacji odkrywkowej wraz z uproszczonym przepływem CO ₂ w poszczególnych etapach ...	21
Rysunek 6. Recykling bioodpadów w rekultywacji gleb i sekwestracja węgla wobec idei Zrównoważonego Rozwoju i Zielonego Ładu	23
Rysunek 7. Sekwestracja węgla, czynniki limitujące i skutki.....	27
Rysunek 8. Lokalizacja obszarów badawczych na terenach pokopalnianych (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania	41
Rysunek 10. Schemat badań (III etapy badań).....	49
Rysunek 11. Widma 13C CP MAS NMR badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....	55
Rysunek 12. Hydrofobowość badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....	57
Rysunek 13. Aromatyczność badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....	58

- Rysunek 14.** Humifikacja badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....59
- Rysunek 15.** Stosunek C/N badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....60
- Rysunek 16.** Wskaźnik emisji CO₂ netto (NCER) badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie ± SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami(p < 0,05) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)73
- Rysunek 17.** Respiracja gleby (Ce) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie ± SD, n = 3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami(p < 0,05) według testu Tukeya. Małe i duże litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.)74
- Rysunek 18.** Węgiel aktywny (POXC) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie ± SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami(p < 0,05) według testu Tukey’a.

Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.).....75

Rysunek 19. Stosunek C/N w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021 r., 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.).....76

Rysunek 20. Liczebność mikroorganizmów w glebie: A-bakterie mezofilne, B- bakterie termofilne, C- bakterie psychrofilne, D- grzyby (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3.78

Rysunek 21. Zawartość CaCO₃ i azotu w badanych glebach. (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)82

Rysunek 22. Liczebność mikroorganizmów w glebie (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3)85

Rysunek 23. Białka glebowe spokrewnione z glomalinami (GRSP) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb).....86

Rysunek 24. Aktywność ureaz (A) i dehydrogenaz (B) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3).....88

Rysunek 25. Węgiel organiczny w glebie (SOC) (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) ...90

Rysunek 26. Węgiel aktywny (POXC) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n = 3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami($p < 0,05$) według testu Tukeya. Małe i duże litery oznaczają oddzielne analizy dla obu

- próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)91
- Rysunek 27.** Węgiel ogólny (TC) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb)92
- Rysunek 28.** Strata przy prażeniu (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb).....93
- Rysunek 29.** Procentowa zawartość form węgla w badanych glebach. A-węgiel alkilowy, B-węgiel O-alkilowy, C-węgiel aromatyczny, D-węgiel karbonylowy (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3).....96
- Rysunek 30.** Hydrofobowość badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3). Różne litery

przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) ...97

Rysunek 31. Aromatyczność badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) ...98

Rysunek 32. Humifikacja badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) ...99

Rysunek 33. Stosunek C/N badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, $n=3$). Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey'a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) .100

Rysunek 34. Zależność wskaźnika stabilności VSOC dla badanych gleb. S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi..... 103

Rysunek 35. Wykres regresji przewidywanego wskaźnika $VSOC_{stability}$ względem eksperymentalnego wskaźnika $VSOC_{stability}$ dla badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi)104

11. Spis tabel

- Tabela 1.** Powierzchnia i rok rozpoczęcia rekultywacji wyselekcjonowanych obszarów badawczych (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary.40
- Tabela 2.** Zastosowane w badaniu równania błędów modelowania (y_t – wartość zmiennej docelowej; y_t^P – wartość prognozy zmiennej).....47
- Tabela 3.** Charakterystyka badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....51
- Tabela 4.** Procentowy udział form węgla w badanych glebach [%] S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania).....54
- Tabela 5.** Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.).....63
- Tabela 6.** Skład chemiczny badanych gleb. (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1-wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (Wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.).....66

- Tabela 7.** Stężenie wybranych metali ciężkich w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n = 3.68
- Tabela 8.** Węgiel ogólny (TC), glebowy węgiel organiczny (SOC) i straty prażenia (LOI) w badanych glebach (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne okresy poboru próbek –1- wiosna 2021r, 2-wiosna 2022 r.). Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między glebami pobranymi w 2021 r., małe litery w 2022 r.).....71
- Tabela 9.** Pojemność sorpcyjna i pH badanych gleb (S1- gleby z kopalni wapienia rekultywowane nasypem; S2- gleby z kopalni węgla brunatnego rekultywowane osadami ściekowymi. Kolejne litery A-D oznaczają oddzielne obszary rekultywowane o różnym stopniu zaawansowania. Kolejne liczby oznaczają różne głębokości poboru próbek 15- głębokość 0-15 cm, 30- głębokość 15-30 cm. Wartości średnie \pm SD, n=3. Różne litery przy wynikach oznaczają istotne różnice między badanymi glebami ($p < 0,05$) według testu Tukey’a. Małe i wielkie litery oznaczają oddzielne analizy dla obu próbek gleb (wielkie litery oznaczają badania między różnymi głębokościami badanych gleb) ...80
- Tabela 11.** Obliczone błędy dla proponowanych modeli 105