

WPŁYW DODATKÓW PRÓCHNICZNYCH NA WŁAŚCIWOŚCI GLEB PARKÓW MIEJSKICH W KRAKOWIE

Łukasz Pawlik^{1, 2✉}  0009-0006-2144-6791, Marcin Pietrzykowski¹  0000-0001-6930-8730

¹ Katedra Inżynierii Ekologicznej i Hydrologii Leśnej, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

² Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie

ABSTRAKT

Cel pracy

Celem pracy była ocena właściwości gleb technogenicznych wzbogacanych dodatkami próchnicznymi pochodzenia antropogenicznego (kompostem) oraz materiałem glebowym nawiezionym z terenu leśnego, zastosowanych do odtworzenia biotopu dla replantowanych gatunków runa leśnego. Założono, że zastosowanie jednorodnych glebowych substratów próchnicznych w warunkach konkretnego obiektu parkowego może prowadzić do zróżnicowania warunków mikrosiedliskowych dla wprowadzanych roślin.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono w trzech krakowskich parkach: Parku Jordana, Parku Lotników Polskich oraz Parku Rzecznym Wilga. W każdej lokalizacji wyznaczono powierzchnie badawcze w układzie w pełni zrandomizowanym, na których zastosowano różne warianty wzbogacania wierzchnich warstw gleb przy użyciu kompostu z miejskiej kompostowni oraz materiału glebowego pozyskanego z wierzchnich poziomów gleb leśnych. Po rozplantowaniu dodatków próchnicznych pobrano próbki gleb z warstw 0–10 cm i 40–45 cm. W laboratorium oznaczono podstawowe właściwości gleb: uziarnienie, pH (w H₂O i KCl), przewodność elektrolityczną właściwą (EC), zawartości węgla organicznego (Corg), azotu ogółem (Nt), stosunek C/N, właściwości kompleksu sorpcyjnego oraz zawartości makroelementów (Mg²⁺, Ca²⁺, Na⁺, K⁺, P) i mikroelementów (Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr).

Wyniki i wnioski

Badania pokazały, że zastosowanie stosunkowo homogenicznych dodatków próchnicznych pochodzenia naturalnego (materiału glebowego z poziomów powierzchniowych gleb leśnych) oraz antropogenicznego (kompostu z biomasy pochodzącej z terenów parków miejskich) w odmiennych warunkach glebowych poszczególnych parków prowadzi do powstania zróżnicowanych mikrosiedlisk dla replantowanych gatunków runa leśnego. Oznacza to, że skuteczność działań rewitalizacyjnych i efekty w postaci przeżywalności replantowanych gatunków runa leśnego mogą się różnić w zależności od lokalizacji, ponieważ gleby ulegały modyfikacjom wynikającym ze specyfiki siedliskowej danego parku. Uzyskane wyniki mają istotne znaczenie dla opracowania skutecznych metod rewitalizacji parków miejskich w kontekście wspierania i rozwijania usług ekosystemowych.

Słowa kluczowe: parki miejskie, mikrosiedliska, renaturalizacja, gleba miejska, topsoiling

✉ e-mail: lukasz.pawlik@student.urk.edu.pl

WPROWADZENIE

Parki miejskie odgrywają istotną rolę w kształtowaniu jakości życia mieszkańców. Pełnią zarówno funkcje rekreacyjne, jak i środowiskowe. Kontakt z naturą, możliwość aktywnego wypoczynku i spotkań z innymi ludźmi należą do najważniejszych oczekiwań społecznych dotyczących parków miejskich (Nowak-Rząsa, 2009). Obiekty te odpowiadają również na rosnącą wśród mieszkańców dużych miast potrzebę obcowania z przyrodą. Wzrost znaczenia i oczekiwań społecznych względem usług ekosystemowych świadczonych przez parki miejskie wynika z ewolucji społecznej percepcji środowiska oraz dążenia do minimalizacji negatywnych skutków urbanizacji. Jednym z postulatów na rzecz zwiększenia różnorodności biologicznej w parkach miejskich jest rezygnacja ze standardowych praktyk gospodarczych i pielęgnacyjnych w obrębie ekologicznie cennych fragmentów zadrzewień, które mogą stanowić lokalne „hotspoty” bioróżnorodności (Szwed i in., 2009).

Parki miejskie stanowią środowiska silnie przekształcone antropogenicznie. Gleby występujące na ich obszarze często znacznie różnią się właściwościami od gleb naturalnych, zarówno pod względem struktury, jak i dostępności składników pokarmowych dla roślin. Do czynników przyczyniających się do utraty różnorodności biologicznej należą działania gospodarczo-inwestycyjne oraz intensywna pielęgnacja, czyli tzw. standardowe praktyki utrzymaniowe. W ich ramach najczęściej prowadzi się wielokrotne koszenie trawników w ciągu sezonu wegetacyjnego, połączone z usuwaniem biomasy roślinnej, a także systematyczne grabienie i wywożenie opadłych liści – nie tylko z trawników, ale również z powierzchni pod koronami drzew i krzewów. Zabiegi te prowadzą do stopniowego zubożenia gleby w materię organiczną, w szczególności w węgiel organiczny (Corg) (Ferlauto i in., 2024), co skutkuje obniżeniem jej zasobności i żyzności. Dodatkowo, poruszanie się ciężkiego sprzętu wykorzystywanego do utrzymania terenów zieleni oraz intensywne użytkowanie rekreacyjne sprzyjają zagęszczeniu (kompakcji) gleby w parkach. Proces ten ogranicza przepływ powietrza i wody w profilu glebowym, pogarszając warunki siedliskowe zarówno dla organizmów glebowych (Bonhotal i Schwarz, 2024), jak i dla roślin (Rompato i in., 2025). Kolejnym czyn-

nikiem negatywnie wpływającym na różnorodność biologiczną jest stosowanie środków ochrony roślin, głównie herbicydów. Zabiegi chemiczne, pielęgnacja trawników i usuwanie ściółki powinny być ściśle kontrolowane, w miarę możliwości ograniczane, a w niektórych przypadkach nawet całkowicie wyeliminowane (Bekier i in., 2023).

W ostatnich latach coraz większą uwagę poświęca się analizie gleb miejskich pod kątem ich jakości, właściwości fizykochemicznych oraz możliwości ich wzbogacania w celu poprawy bioróżnorodności i zdolności retencyjnych. Obecność materiałów antropogenicznych stanowi czynnik, który w największym stopniu różnicuje gleby miejskie. Zmienność ta ma zarówno charakter jakościowy, jak i ilościowy (Greinert, 2015). Dogłębne zrozumienie procesów zachodzących w glebach parkowych jest niezbędne do oceny warunków siedliskowych dla roślinności parkowej i jakości życia mieszkańców miast, oczekujących rozwoju usług ekosystemowych. Wiedza w tym zakresie powinna ponadto wspierać planistów w procesie zarządzania zasobami glebowymi, dostarczając argumentów przemawiających za racjonalną koncentracją zabudowy w centrach miast oraz ochroną przed degradacją gleb naturalnych na obszarach jeszcze nieurbanizowanych, położonych w otoczeniu miejskiej zabudowy (Lorenz i Kandeler, 2005).

Oprócz ochrony istniejących zasobów glebowych ważnym zagadnieniem jest rekultywacja oraz odtwarzanie gleb o jak najlepszych parametrach dla tworzenia i renaturyzacji siedlisk w parkach miejskich. Gleby miejskie różnią się od gleb naturalnych ekosystemów leśnych, co – jak wspomniano – wynika z intensywnego użytkowania i silnego oddziaływania czynników antropogenicznych. Na terenach silnie zdegradowanych, tzw. bezglebowych, podstawowym zadaniem rekultywacji na wczesnym etapie odbudowy ekosystemu jest zainicjowanie procesów glebotwórczych, akumulacja materii organicznej i kluczowych makroelementów (N, P, K, Ca, Mg), a także odtworzenie ich sprawnego obiegu w cyklach biogeochemicznych (Bendtfeldt i in., 2001; Pietrzykowski i in., 2013; Pietrzykowski, 2019). Choć w środowisku miejskim nie występują typowe tereny bezglebowe, jak w przypadku obszarów przemysłowych, to jednak gleby miejskie często cechują się ubogą zawartością materii organicznej, zaburzoną strukturą oraz obniżoną aktywnością mikro-

biologiczną (Bakhmatova i in., 2022). Pula materii organicznej (ang. *soil organic matter* – SOM) w takich glebach może być zredukowana (Vodyanitskii, 2015). Wzbogacenie gleb miejskich w SOM przyczynia się do poprawy ich właściwości, jednak samo zwiększenie zawartości materii organicznej nie jest wystarczające – konieczna jest także intensyfikacja transformacji materii organicznej w bardziej dojrzałe i stabilne formy (Lorenz i Rattan, 2005). Jednym ze sposobów długoterminowego zwiększania SOM i poprawy jakości gleb miejskich w parkach jest stosowanie dodatków organicznych, w tym naturalnego humusu leśnego, stanowiącego cenne źródło dobrze przetworzonej materii organicznej.

Stosowanie humusu leśnego, czyli materiału pozyskiwanego z wierzchnich poziomów gleb leśnych, stanowi dobrą metodę użyźniania gleb miejskich parków. Jego zastosowanie jest jednak ograniczone ze względu na konieczność ochrony gleb leśnych oraz ograniczone zasoby terenów, z których można pozyskiwać tego typu materiał (McGuire i in., 2013; Huot i in., 2017). Pozyskanie humusu jest możliwe głównie w sytuacjach prowadzenia inwestycji na terenach leśnych, co w oczywisty sposób ogranicza dostępność tego surowca do celów renaturyzacji siedlisk parkowych. Zastosowanie materii organicznej pochodzącej z wierzchnich poziomów gleb leśnych pozwala jednak uzyskać przez gleby parków miejskich właściwości zbliżone do gleb leśnych, a przede wszystkim sprzyja tzw. zaszczepieniu mikroorganizmami charakterystycznymi dla tych ekosystemów (Petrova i in., 2022). Ze względu na ograniczone – również przepisami prawa (Ustawa 1991, art. 30) – możliwości korzystania z żywej gleby pochodzenia leśnego, zasadne jest poszukiwanie alternatywnych substratów pochodzenia antropogenicznego. W tym kontekście szczególnie obiecujące wydaje się wykorzystanie kompostu, który może stanowić wartościowe źródło zarówno materii organicznej, jak i mikroorganizmów glebowych. Stosowanie dodatków kompostowych poprawia warunki siedliskowe dla zieleni miejskiej oraz zwiększa aktywność mikrobiologiczną gleb (Ferrini i in., 2016). Wykazano, że dodatek materii organicznej przyczynia się nie tylko do szybkiego zwiększenia zawartości węgla organicznego, lecz także do wzrostu biomasy mikroorganizmów glebowych (Wiseman i Day, 2012).

W zakresie dbałości o poprawę warunków siedliskowych, oprócz wzbogacenia gleb parkowych w SOM, ważnym zadaniem jest poprawa właściwości powietrzno-wodnych i struktury gleb. Badania pokazują, że poprawa struktury gleby prowadzi do zwiększenia retencji wody i odporności na erozję (Madejón i in., 2018).

Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie, w oparciu o założenia projektowe (Zarządzenie 2019), sukcesywnie wyznacza na terenie krakowskich parków specjalne enklawy mające na celu ochronę bioróżnorodności oraz poprawę funkcji ekohydrologicznych, tzw. strefy biocenotyczne. Biotopy w tych obszarach kształtowane są w sposób zbliżony do naturalnych, poprzez minimalizację ingerencji człowieka – w szczególności zaprzestanie koszenia, grabienia liści oraz pozostawianie martwego drewna. Działania te mają na celu zwiększenie bioróżnorodności, poprawę warunków siedliskowych oraz przybliżenie układów parkowych do charakteru naturalnych ekosystemów leśnych. Podejście to zostało rozwinięte i usystematyzowane w dokumencie opracowanym wspólnie przez Zarządy Zieleni Miejskiej w Krakowie i we Wrocławiu we współpracy z Fundacją Sendzimira (Standardy 2022).

W pracy dokonano oceny wpływ „topsoilingu” z zastosowaniem kompostu oraz materiału glebowego pochodzącego z poziomów powierzchniowych gleb leśnych na zmiany wybranych właściwości gleb parków miejskich, w kontekście odtwarzania biotopów dla replantowanych gatunków runa leśnego. Postawiono hipotezę, że warunki wyjściowe dla wzrostu replantowanych roślin runa leśnego, mimo zastosowania jednorodnych substratów ulepszających, mogą różnić się pomiędzy poszczególnymi obiektami parkowymi. Założenie to wynika z faktu, że warunki wyjściowe mogą być modyfikowane nie tylko poprzez dany substrat, ale również właściwości gleb występujących w danym parku. Charakterystyka gleb wykonana na początku zabiegów renaturyzacyjnych umożliwi w przyszłości, po upływie określonego czasu, ocenę kierunku i zakresu zmian ich właściwości fizykochemicznych. W ramach kilkuletniego eksperymentu z replantacją gatunków runa leśnego zaplanowano ponowne badania, które pozwolą określić wpływ zastosowanych działań na stan gleb w parkach miejskich.

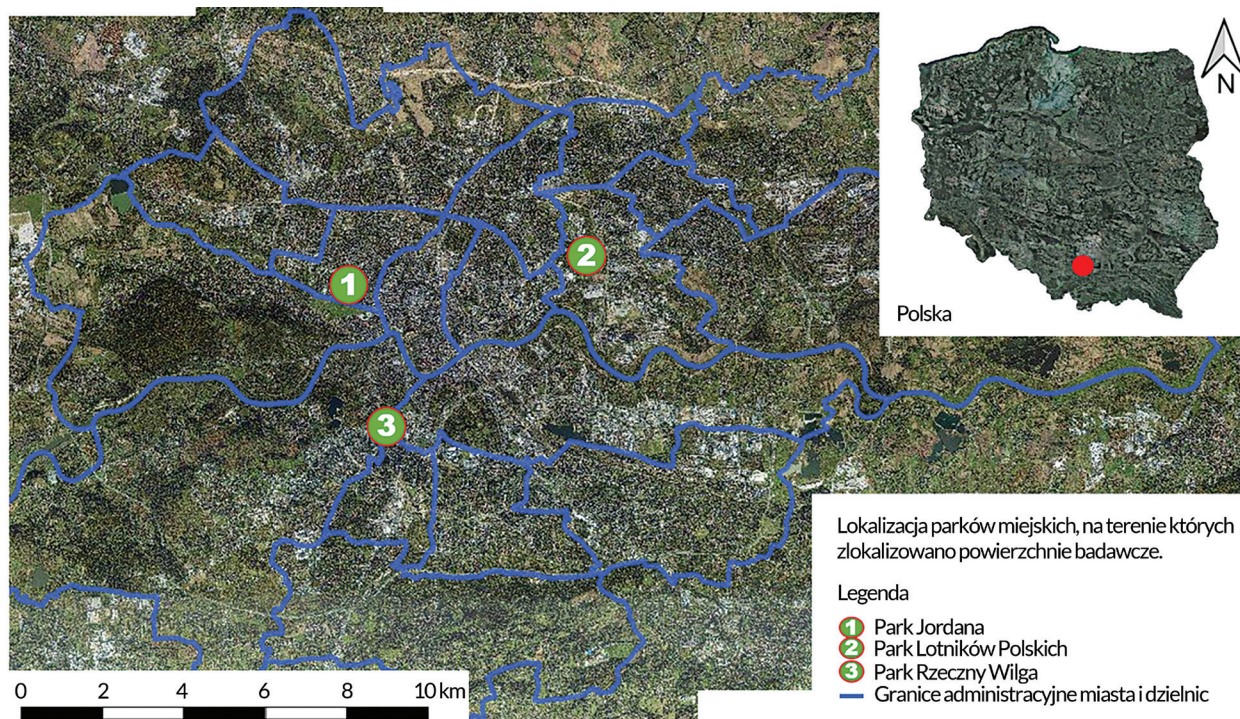
MATERIAŁY I METODY

Obszary badawcze i układ doświadczalny badań

Eksperyment przeprowadzono w wybranych parkach miejskich Krakowa: Parku Jordana, Parku Lotników Polskich oraz Parku Rzecznym Wilga (Ryc. 1). W obrębie tych obiektów wyznaczono powierzchnie badawcze, na których testowano zastosowanie różnych materiałów próchnicznych. Dla każdego z wybranych miejsc zidentyfikowano potencjalne zbiorowiska roślinne, rozumiane jako „obecna potencjalna roślinność naturalna”. Tuxen (1956) definiował ją jako hipotetyczny naturalny stan roślinności, który mógłby występować na danym obszarze, gdyby wpływ człowieka został wyeliminowany, a pozostałe warunki środowiskowe nie uległy zmianie. Obecną potencjalną roślinność naturalną na badanych powierzchniach określono na podstawie mapy potencjalnej roślinności naturalnej Polski (Matuszkiewicz i Wolski, 2023). We wszystkich trzech parkach jest to grąd subkontynentalny, odmiana małopolska, forma wyżynna, seria uboga.

Park Jordana jest jednym z najstarszych parków Krakowa. Został założony w 1889 r. na terenie Błóń Czarnowiejskich, w miejscu, gdzie w 1897 r. odbyła się wystawa rolniczo-przemysłowa. Początkowo zajmował powierzchnię około 9 ha (Majdecki, 2009), natomiast obecnie jego obszar wynosi około 22 ha. Powierzchnia badawcza została zlokalizowana w nowszej części parku, na terenach o charakterze antropogenicznym. Park położony jest w granicach Bramy Krakowskiej i Doliny Wisły (Izmailow i Michno, 2023). Na jego obszarze dominują utwory aluwialne (Gradziński i Gradziński, 2013), które w wierzchnich partiach uległy silnym przekształceniom antropogenicznym, prowadzącym do wytworzenia gleb technogenicznych w podtypie aggerosoli. Sporadycznie występują również mady właściwe, nieprzekształcone antropogenicznie, związane z pierwotnym przebiegiem rzeki Rudawy.

Park Lotników Polskich jest jednym z największych parków Krakowa, o powierzchni około 42 ha. Zlokalizowany jest w Dolinie Wisły (Izmailow i Michno, 2023). Pod względem geologicznym dominują tu



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych w parkach miejskich Krakowa

Fig. 1. Location of research areas in Krakow's urban parks

utwory lessowe oraz aluwialne (Gradziński i Gradziński, 2013). Tereny badawcze pokryte są jednak materiałem nasypnym, powstałym w wyniku uformowania powierzchni po zniszczeniu w 1951 r. fortu reditowego nr 15 „Pszorna”. Stąd też przeważają tu gleby technogeniczne w podtypie aggerosoli. Na sąsiednich, nieprzekształconych obszarach występują gleby brunatne (Cambisols).

Park Rzeczny Wilga w swojej południowej części stanowi typowy przykład parku rzeczno. Położony jest w dolinie rzeki Wilgi, która obecnie płynie w uregulowanym, głębokim korycie. Teren ten został udostępniony mieszkańcom w 2021 r. po wybudowaniu infrastruktury rekreacyjnej. Projekt modernizacji przewidywał również wyznaczenie strefy wyłączzonej z użytkowania, w której nie zaplanowano żadnej ingerencji związanej z zagospodarowaniem terenu. Park zlokalizowany jest na terenie Bramy Krakowskiej (Izmań i Michno, 2023). Występują tu utwory aluwialne (Gradziński i Gradziński, 2013), wśród których dominują gleby typu mady właściwe.

Plan doświadczenia

Na powierzchniach badawczych, na trzy lata przed rozpoczęciem eksperymentu (tj. od 2020 r.), zaprzestano standardowych zabiegów pielęgnacyjnych, takich jak koszenie i zbieranie liści. Dodatkowy wpływ na właściwości gleb w badanych parkach miejskich miały działania związane z ich wzbogaceniem poprzez zastosowanie kompostu, materiału glebowego pochodzącego z poziomów powierzchniowych gleb leśnych oraz wprowadzenie roślin poprzez transplantację runa leśnego. Założono, że modyfikacje te powinny sprzyjać pojawianiu się roślinności spontanicznej oraz zwiększać szanse przeżywalności wprowadzanych gatunków runa leśnego.

Każdy z obszarów parku pomniejszono o strefę buforową o szerokości kilku metrów, obejmującą alejki, przedepty, ogrodzenia oraz infrastrukturę techniczną. W obrębie analizowanych parków wyznaczono regularną siatkę kwadratów o wymiarach 4×4 m, służącą do losowego wytypowania powierzchni badawczych. Z losowania wykluczono kwadraty bezpośrednio ze sobą sąsiadujące oraz te, na których znajdo-

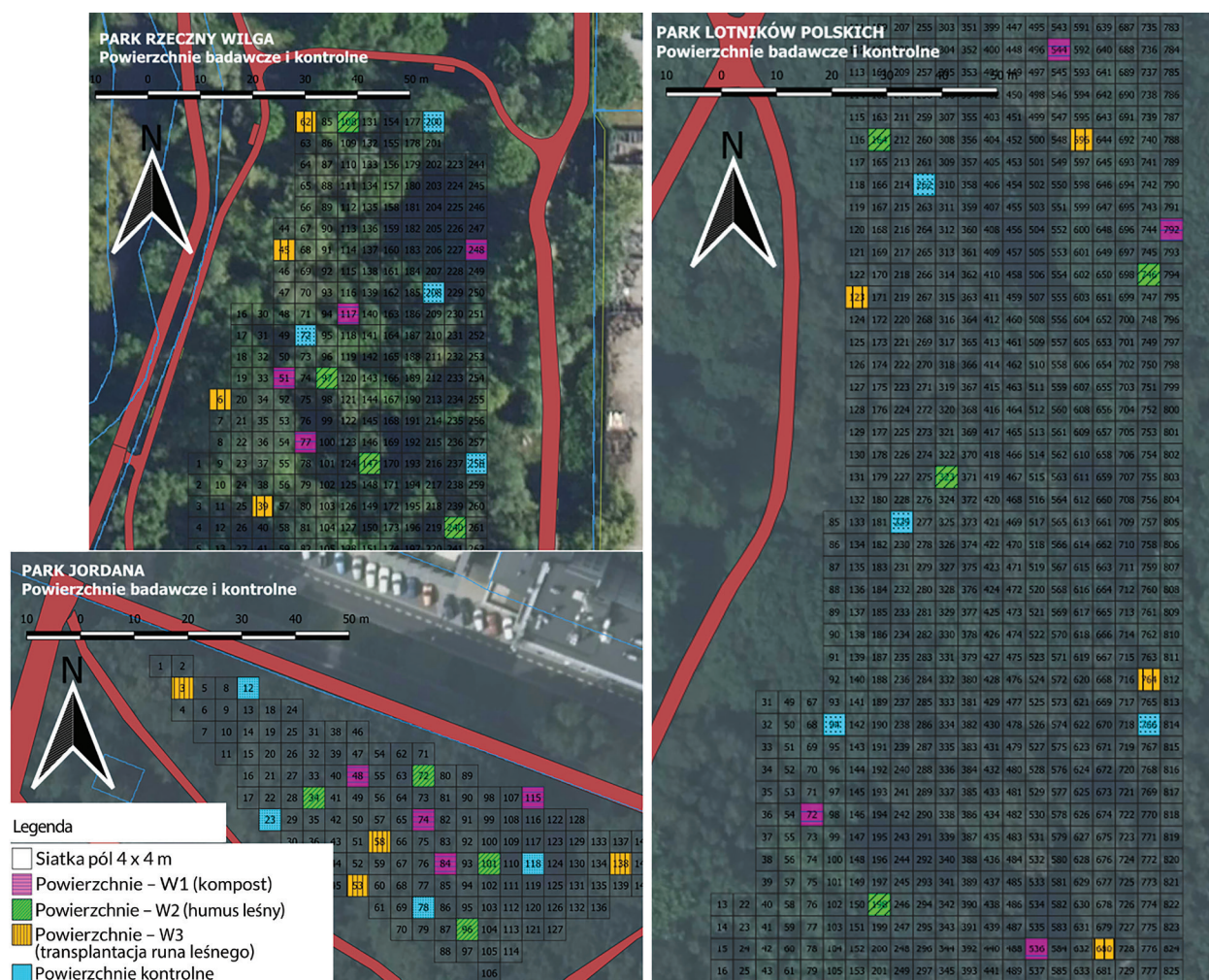
wały się pnie dużych, starszych, drzew lub inne istotne przeszkody terenowe.

Powierzchnie badawcze przyporządkowano do trzech wariantów eksperymentalnych oraz jednego kontrolnego. W wariancie 1 (W1) zastosowano 4-centymetrową warstwę kompostu pochodzącego z miejskiej kompostowni; w wariancie 2 (W2) użyto 4-centymetrowej warstwy materiału glebowego pozyskanego z poziomów powierzchniowych naturalnych gleb leśnych. W przypadku gleb grądowych pobierano warstwę o miąższości 0–20 cm, obejmującą ściółkę, poziom organiczny oraz górną część poziomu A (łączna miąższość w miejscu poboru wynosiła ok. 20 cm). Dla gleb łęgowych pobierano warstwę o miąższości 0–20 cm, obejmującą ściółkę, poziom organiczny oraz górną część poziomu A o łącznej miąższości ok. 30 cm. W wariancie 3 (W3) przeprowadzono transplantację roślin runa leśnego wraz z glebą w pojemnikach C9. W każdym parku wyznaczono łącznie 16 powierzchni badawczych – po cztery dla każdego wariantu (W1, W2, W3) oraz cztery powierzchnie kontrolne.

Losowanie powierzchni badawczych oraz analizy przestrzenne wykonano w środowisku GIS, wykorzystując oprogramowanie QGIS w wersji 3.16.13-Hannover.

Materiał glebowy użyty w wariancie W2 pochodzi z dwóch typów siedlisk: lasu grądowego (LG) – Las Wolski, oraz lasu łęgowego (LŁ) – starorzecze Wisły w rejonie ul. Wrzosowej w Krakowie. W Parku Rzecznym Wilga zastosowano materiał z lasu łęgowego, natomiast w Parku Lotników Polskich oraz Parku Jordana – z lasu grądowego. Przed pobraniem wierzchniej warstwy gleby teren został skontrolowany pod kątem występowania gatunków roślin chronionych, inwazyjnych oraz obecności patogenów.

W kwietniu 2023 r. z każdej z 48 powierzchni badawczych pobrano próbki glebowe z głębokości 0–10 cm oraz 40–45 cm. Pobrano je przy użyciu cylindrycznego próbnika o średnicy 5 cm, z pięciu punktów pomiarowych – czterech w narożnikach i jednego w centrum powierzchni badawczej. Próbkę z poszczególnych głębokości połączono w jedną próbkę zbiorczą, reprezentatywną dla danej powierzchni badawczej.



Ryc. 2. Lokalizacja powierzchni badawczych (kompozycje mapowe przygotowane w aplikacji QGIS)

Fig. 2. Location of research areas (map compositions prepared in the QGIS application)

Pobieranie i analiza próbek gleby

Analizy laboratoryjne wykonano zgodnie ze standardowymi procedurami stosowanymi w gleboznawstwie (Ostrowska i in., 1991). Próbkę gleby wysuszone, a następnie przesiano przez sito o średnicy oczek 2,0 mm. Analizę składu granulometrycznego przeprowadzono przy użyciu analizatora laserowego. Kolejną próbkę zmielono w agatowym młynku moździerzyowym marki Fritsch.

W próbkach oznaczono: pH w H₂O i KCl metodą potencjometryczną (w proporcji 1:2,5), przewodność elektrolityczną w wodnym wyciągu glebowym (w proporcji 1:5), wyrażoną w $\mu\text{S}/\text{cm}$, zawartość azo-

tu ogółem (Nt), węgla organicznego (Corg) oraz siarki (S) za pomocą analizatora LECO TruMac® CNS. Przed oznaczeniem zawartości węgla organicznego próbki gleby poddano działaniu 10% roztworu kwasu solnego (HCl) w celu usunięcia węglanów. Zawartość przyswajalnego fosforu (Pav) oznaczono metodą Egnera-Riehma, wykorzystując spektrofotometr UV-Vis Varian CARY 300 Conc. Pojemność wymienną kationową (CEC) obliczono jako sumę kationów wymiennych (Sh) oraz kwasowości wymiennej (Hh). Całkowitą zawartość mikroelementów: manganu (Mn), cynku (Zn), miedzi (Cu), ołowiu (Pb), kadmu (Cd), niklu (Ni) i chromu (Cr) oznaczono po trawie-

niu próbek mieszaniną 60% kwasu nadchlorowego (HClO_4) i 65% kwasu azotowego (HNO_3) w proporcji 3:1, za pomocą ICP-OES (iCAP™ 6000 Series).

Analizy statystyczne

Analiza różnic w glebach parkowych obejmowała ocenę ich właściwości fizykochemicznych w poszczególnych lokalizacjach, niezależnie od zastosowanych modyfikacji (wariantów doświadczenia). Zbadano wpływ dodatków próchnicznych na skład chemiczny i granulometryczny gleby w obrębie każdego z parków. Porównano również gleby w różnych lokalizacjach w wariantach bazowych, niemodyfikowanych (powierzchnie kontrolne), aby określić, czy nawet bez wprowadzonych zmian występują istotne różnice w warstwie powierzchniowej, mogące wpływać na warunki wyjściowe dla rozwoju roślinności.

Do oceny wpływu wariantów doświadczenia na właściwości gleb zastosowano analizę wariancji (ANOVA). Przed wykonaniem testu ANOVA zbiory danych poddano ocenie pod kątem normalności rozkładu z wykorzystaniem testu Shapiro-Wilka oraz jednorodności wariancji przy użyciu testu Levene'a. W przypadku stwierdzenia istotnych różnic ($p < 0,05$) zastosowano test porównania średnich Tukey'a HSD. Dla zmiennych o rozkładzie nienormalnym użyto testu Kruskala-Wallisa, a następnie testu post-hoc Dunna z korektą Bonferroniego. Analizy wykonano niezależnie dla każdego z badanych parametrów gleby. Obliczenia przeprowadzono w środowisku R (RStudio 2024.12.1+563 „Kousa Dogwood” Release).

WYNIKI

Charakterystyka wybranych parametrów wyjściowych materiałów próchnicznych użytych w eksperymencie

Wierzchnia warstwa gleby pobrana z lasu grądowego – LG (Las Wolski) wykazywała wyższą zawartość frakcji pyłu (51,1%) i iłu (7,0%), niż materiał pozyskany z lasu łęgowego (LŁ) – zawartość frakcji pyłu 25,2% oraz iłu 4,1%.

Pojemność sorpcyjna materiału pozyskanego z LG wynosiła $16,61 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, a z LŁ – $15,70$

$\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Wartość pojemności kompleksu sorpcyjnego kompostu miejskiego (ang. *municipal solid waste compost* – MSWC) była znacząco wyższa i wynosiła $38,58 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartość węgla organicznego (Corg) w próbkach z LG wynosiła 5,12%, z LŁ – 3,40%, natomiast w MSWC – aż 14,84%. Stosunek C/N kształtował się na poziomie 15,21 w próbkach LG, 12,28 w LŁ oraz 11,34 w MSWC. Zawartość siarki (S) wynosiła odpowiednio: 0,042% w LG, 0,035% w LŁ oraz 0,133% w MSWC. Przewodność elektryczna (EC), będąca wskaźnikiem zasolenia i ogólnej ilości rozpuszczonych soli mineralnych, była najniższa w próbkach pobranych z LG ($85 \mu\text{S}/\text{cm}$), wyższa w próbkach z LŁ ($147 \mu\text{S}/\text{cm}$) i najwyższa w MSWC ($813 \mu\text{S}/\text{cm}$) (Tab. 1).

Charakterystyka wybranych parametrów gleb

Gleby badane na terenie Parku Jordana i Parku Lotników zaklasyfikowano jako technogeniczne (podtyp aggerosole), natomiast na terenie Parku Rzecznego Wilgi – mady właściwe. Gleby wzbogacone warstwą MSWC, LG, LŁ oraz powierzchnie kontrolne – wszystkie w większości należą do grupy granulometrycznej glin lekkich pylastych, glin piaszczystych (frakcja pyłu mieści się w zakresie od 48,2 do 72,6%, a frakcja iłu od 4,4 do 10,4%). Wartości frakcji pyłu i iłu są wartościami przybliżonymi, ponieważ uziarnienie gleb oznaczono metodą dyfrakcji laserowej. Odczyn gleb ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) był obojętny do lekko zasadowego (5,26–7,61), przy wartościach pH_{KCl} mieszczących się w przedziale od 4,99 do 7,12. Przewodność elektrolityczna (EC) wynosiła od 50,50 do $157,25 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, co wskazuje na niskie zasolenie. Zawartość węgla organicznego (Corg) wahała się od 1,67 do 4,02%, a azotu ogólnego (Nt) od 0,17 do 0,28%. Stosunek C/N był względnie zrównoważony i wynosił od 9,86 do 14,46. Zawartość siarki całkowitej (S) była niska i mieściła się w zakresie od 0,019 do 0,042%. Pojemność sorpcyjna (CEC) wynosiła od 9,46 do $20,42 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, co pozwala zaklasyfikować je jako gleby do niskiej do umiarkowanej pojemności sorpcyjnej (Mocek, 2024), przy czym wyższe wartości odnotowano w Parku Jordana, a niższe w Parku Lotników Polskich i Parku Rzecznym Wilga (Tab. 2).

Tabela 1. Wybrane właściwości poziomów powierzchniowych gleb leśnych (grądowej i łęgowej) oraz kompostu użytych do „topsoilingu” gleb parkowych (próba mieszania) (Źródło: opracowanie własne)

Table 1. Selected applications of surface forest soils (hornbeam and riparian) and compost published for topsoiling of park soils (mixing test) (Source: author’s own elaboration)

Cecha Feature	Powierzchniowe poziomy gleb leśnych Surface levels of forest soils		MSWC
	LG	LŁ	
Zawartość frakcji pyłu Silt content (0,05–0,002 mm) [%]	51,1	25,2	23,7
Zawartość frakcji iłu Clay content (< 0,002 mm) [%]	7,0	4,1	4,3
pH H ₂ O	5,22	6,65	8,04
pH KCl	4,415	6,10	7,34
Corg [%]	5,12	3,40	14,84
C/N	15,21	12,28	11,34
Nt [%]	0,335	0,28	1,31
S [%]	0,042	0,035	0,133
Przewodność elektrolityczna Electrical conductivity (EC) [μS/cm]	85	147,00	813,00
Pojemność sorpcyjna Cation Exchange Capacity (CEC) [cmol(+) · kg ⁻¹]	16,605	15,70	38,58

Objaśnienia: LG – las grądowy; LŁ – las łęgowy. Uwaga: uziarnienie gleb oznaczono metodą dyfrakcji laserowej, dlatego zawartość frakcji pyłu i iłu należy traktować jako wartości przybliżone.

Explanations: LG – oak-hornbeam forest; LŁ – riparian forest. Note: the soil grain size was determined using the laser diffraction method, therefore the content of silt and clay fractions should be treated as approximate values.

Tabela 2. Średnie wartości niektórych właściwości gleb w badanych wariantach dla poszczególnych parków miejskich (Źródło: opracowanie własne)

Table 2. Average values of some soil properties in the studied variants for individual urban parks (Source: author’s own elaboration)

Cecha Feature	Głębokość Depth	Obiekt i wariant Facility and variant											
		PJ				PL				PRW			
		W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna
Zawartość frakcji pyłu Silt content (0,05–0,002 mm) [%]	0–10 cm	48,2 (4,5)	56,0 (13,0)	50,3 (4,2)	50,2 (7,1)	65,7 (4,9)	72,6 (0,8)	68,9 (5,7)	63,4 (13,3)	53,6 (9,4)	62,3 (10,3)	58,3 (14,2)	46,2 (14,6)
	40–45 cm	40,1 (5,4)	50,3 (5,6)	45,5 (7,0)	46,1 (9,1)	74,5 (3,1)	72,1 (2,8)	72,3 (9,4)	71,3 (13,7)	46,9 (10,6)	58,7 (9,1)	50,0 (19,9)	41,7 (14,3)
Zawartość frakcji iłu Clay content (< 0,002 mm) [%]	0–10 cm	4,4 (0,4)	6,4 (2,7)	5,5 (0,7)	5,0 (0,6)	6,5 (1,2)	8,0 (0,7)	7,7 (1,3)	6,8 (1,6)	8,4 (1,5)	9,7 (6,1)	10,4 (4,0)	6,8 (2,1)
	40–45 cm	4,7 (0,4)	5,6 (1,3)	6,7 (1,6)	6,1a (1,8)	11,2 (3,6)	10,8 (1,4)	13,8 (7,4)	12,7b (3,7)	9,5 (2,2)	13,1 (10,1)	13,2 (8,2)	7,4a (0,8)

Cecha Feature	Głębokość Depth	Obiekt i wariant Facility and variant											
		PJ				PL				PRW			
		W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna
pH H ₂ O	0–10 cm	6,50	7,35	7,61	7,54	6,45	6,34	5,94	6,08	5,26	6,66	6,12	6,19
		(0,83)	(0,19)	(0,24)	(0,31)	(0,74)	(0,53)	(0,44)	(1,01)	(0,90)	(1,25)	(1,04)	(1,15)
	40–45 cm	6,86	7,67	7,22	6,61	6,06	6,24	6,38	6,35	6,12	6,11	6,30	6,59
		(1,21)	(0,26)	(1,34)	(1,30)	(0,45)	(0,47)	(0,49)	(1,03)	(0,39)	(1,21)	(0,82)	(1,07)
pH KCl	0–10 cm	5,73	6,96	7,12	7,05	5,67	5,43	5,01	5,34	4,99	5,90	5,34	5,29
		(1,23)	(0,08)	(0,21)	(0,20)	(0,82)	(0,59)	(0,65)	(1,30)	(0,62)	(1,29)	(1,27)	(1,39)
	40–45 cm	6,11	7,32	6,72	6,05	5,06	5,15	5,47	5,40	5,35	5,18	5,53	5,89
		(1,54)	(0,21)	(1,57)	(1,66)	(0,60)	(0,55)	(0,67)	(1,42)	(0,58)	(1,43)	(0,92)	(1,29)
Corg [%]	0–10 cm	4,02	3,46	2,77	3,66b	1,85	1,67	1,69	1,94a	1,95	2,53	2,63	2,11a
		(0,38)	(0,39)	(0,31)	(0,41)	(0,32)	(0,14)	(0,21)	(0,15)	(0,32)	(0,44)	(0,41)	(0,42)
	40–45 cm	3,58	3,06	2,34	3,11b	0,79	0,70	0,73	1,00a	0,99	1,23	1,27	0,93a
		(0,41)	(0,57)	(0,24)	(0,40)	(0,36)	(0,27)	(0,16)	(0,36)	(0,37)	(0,23)	(0,30)	(0,31)
Nt [%]	0–10 cm	0,28	0,27	0,21	0,28b	0,18	0,17	0,17	0,19a	0,19	0,23	0,24	0,20a
		(0,04)	(0,03)	(0,02)	(0,05)	(0,02)	(0,01)	(0,01)	(0,02)	(0,03)	(0,04)	(0,03)	(0,03)
	40–45 cm	0,21	0,20	0,16	0,20b	0,11	0,10	0,11	0,12a	0,12	0,14	0,14	0,12a
		(0,03)	(0,04)	(0,01)	(0,06)	(0,03)	(0,02)	(0,01)	(0,01)	(0,02)	(0,02)	(0,03)	(0,02)
C/N	0–10 cm	14,46	12,73	13,22	13,49b	10,34	9,86	9,90	10,34a	10,50	10,92	11,13	10,69a
		(0,93)	(0,13)	(1,36)	(2,32)	(0,40)	(0,47)	(0,57)	(1,11)	(0,45)	(0,28)	(0,36)	(0,48)
	40–45 cm	17,37	15,32	14,42	16,56	6,78	6,56	6,62	8,31	7,95	8,99	8,84	7,72
		(1,27)	(2,14)	(2,29)	(6,08)	(1,39)	(1,54)	(0,69)	(2,84)	(1,59)	(0,62)	(0,62)	(1,11)
S [%]	0–10 cm	0,035	0,027	0,019	0,033	0,024	0,023	0,024	0,024	0,026	0,032	0,042	0,027
		(0,014)	(0,002)	(0,006)	(0,014)	(0,003)	(0,002)	(0,002)	(0,009)	(0,003)	(0,013)	(0,009)	(0,005)
	40–45 cm	0,016	0,016	0,014	0,016	0,017	0,016	0,016	0,017	0,019	0,026	0,034	0,019
		(0,003)	(0,001)	(0,004)	(0,006)	(0,005)	(0,002)	(0,002)	(0,004)	(0,002)	(0,011)	(0,013)	(0,004)
Pojemność sorpcyjna Cation Exchange Capacity (CEC) [cmol(+)·kg ⁻¹]	0–10 cm	19,72	20,42	17,64	19,24b	10,64	9,46	9,66	11,74a	11,65	15,67	15,61	11,18a
		(1,40)	(2,87)	(1,87)	(1,51)	(1,97)	(0,98)	(1,95)	(3,97)	(0,92)	(3,04)	(3,90)	(1,14)
	40–45 cm	20,81	22,38	19,23	20,37b	7,44	7,47	7,24	9,16a	9,14	13,75	12,70	9,56a
		(1,59)	(1,47)	(2,02)	(2,70)	(1,87)	(1,81)	(0,86)	(3,45)	(1,73)	(6,05)	(5,04)	(1,52)

Tabela 2. cd. – Table 2. cont.

Cecha Feature	Głębokość Depth	Obiekt i wariant Facility and variant											
		PJ				PL				PRW			
		W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna
Przewodność elektrolityczna Electrical conductivity (EC) [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	0–10 cm	112,25	157,25	111,75	98,75	64,75	57	53,25	77	50,50	84,25	88,75	83,50
		(77,85)	(44,40)	(20,16)	(13,57)	(25,47)	(18,92)	(14,68)	(40,52)	(31,78)	(38,76)	(40,81)	(59,50)
	40–45 cm	104,75	149,00	114,75	83,00	55,25	48,50	64,00	52,25	72,50	59,00	74,25	90,25
		(75,65)	(66,45)	(53,73)	(50,02)	(32,57)	(28,03)	(55,28)	(24,13)	(52,75)	(22,58)	(32,58)	(62,16)

Objaśnienia: średnia (odchylenie standardowe); PJ – Park Jordana; PL – Park Lotników; PRW – Park Rzeczny Wilga; W1 – wariant z 4-centymetrową warstwą kompostu pochodzącego z miejskiej kompostowni; W2 – wariant z 4-centymetrową warstwą materiału glebowego pobranego z powierzchniowych poziomów gleb leśnych; W3 – wariant z transplantacją roślin runa leśnego; a, b, c – średnie oznaczone tą samą literą nie różnią się istotnie na poziomie $p < 0,05$. Oznaczenia literowe wstawiono wyłącznie dla parametrów, dla których stwierdzono istotne różnice pomiędzy badanymi lokalizacjami. Uwaga: uziarnienie gleb oznaczono metodą dyfrakcji laserowej, dlatego zawartość frakcji pyłu i iłu należy traktować jako wartości przybliżone.

Explanations: mean (standard deviation); PJ – Jordan Park; PL – Aviators' Park; PRW – Wilga River Park; W1 – variant with a 4-cm layer of compost originating from the municipal composting plant; W2 – variant with a 4-cm layer of soil material collected from the surface horizons of forest soils; W3 – variant with transplantation of forest understory plants; a, b, c – means marked with the same letter do not differ significantly at $p < 0.05$. Letter designations are shown only for parameters for which significant differences were found between the studied locations. Note: soil texture was determined using the laser diffraction method; therefore, the silt and clay fractions should be considered as approximate values.

Zawartość kationów wymiennych była zróżnicowana w zależności od lokalizacji powierzchni badawczej. Zawartość Mg^{2+} mieściła się w przedziale od 0,40 do 1,70 $\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, natomiast zawartość wapnia Ca^{2+} – od 0,15 do 17,67 $\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, przy czym najwyższe wartości odnotowano w warstwach powierzchniowych gleb PJ. Stężenia sodu (Na^+) i potasu (K^+) były niższe i wynosiły odpowiednio 0,05–0,14 oraz 0,07–0,50 $\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Zawartość przyswajalnego fosforu (Pav) wynosiła od 1,01 do 13,50 $\text{mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$, przy czym najwyższe wartości odnotowano w powierzchniowych poziomach gleb PJ. Zakres ten wskazuje na bardzo niską do wysokiej dostępność fosforu w warstwach wierzchnich oraz tendencję spadkową w głębszych poziomach (Norma 1996) (Tab. 3).

W Polsce dopuszczalną zawartość pierwiastków śladowych w glebach użytkowanych rekreacyjnie regulują przepisy prawa (Rozporządzenie 2016). W odniesieniu do manganu (Mn) nie podają one wartości granicznej – najwyższe stwierdzone stężenie wyniosło

365,93 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wartości pozostałych pierwiastków śladowych mieściły się w obowiązujących normach dla gleb nieskażonych (Tab. 4). Dla manganu normy te nie zostały określone, ponieważ pierwiastek ten ma niską toksyczność w glebach, występuje w nierozpuszczalnych i mniej biodostępnych formach, a jako mikroelement odgrywa istotną rolę w metabolizmie roślin, zwłaszcza w procesach fotosyntezy i aktywacji enzymów (Mukhopadhyay i Sharma, 1991).

Wyniki badań wykazały istotne różnice w podstawowych właściwościach fizykochemicznych gleb, zależne od lokalizacji (parku) ($p < 0,05$). W tabelach literami oznaczono grupy jednorodne średnich wartości, które nie różnią się istotnie na poziomie $p < 0,05$; oznaczenia te podano jedynie dla parametrów, w przypadku których stwierdzono istotne różnice pomiędzy badanymi lokalizacjami. Otrzymane wyniki wskazują, że lokalne warunki panujące na terenie poszczególnych parków stanowiły główny czynnik różnicujący podstawowe właściwości fizykochemiczne gleby.

Tabela 3. Zawartość makroskładników w glebach badanych parków w przyjętych wariantach i typach powierzchni badawczej (Źródło: opracowanie własne)

Table 3. The content of macroelements in the soils of the studied parks in the adopted variants and types of research areas (Source: author's own elaboration)

Cecha Feature	Głębokość Depth	Obiekt i wariant Facility and variant											
		PJ				PL				PRW			
		W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W1	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna
Mg^{2+} [cmol(+)-kg ⁻¹]	0–10 cm	0,74	0,94	0,59	0,80	0,99	0,80	0,79	0,84	0,94	1,33	1,70	0,78
		(0,24)	(0,11)	(0,14)	(0,34)	(0,17)	(0,20)	(0,23)	(0,14)	(0,16)	(0,77)	(0,74)	(0,13)
	40–45 cm	0,62	0,60	0,40	0,64	0,71	0,61	0,64	0,61	0,73	1,17	1,38	0,66
		(0,14)	(0,06)	(0,08)	(0,22)	(0,19)	(0,18)	(0,11)	(0,10)	(0,21)	(0,93)	(0,92)	(0,18)
Ca^{2+} [cmol(+)-kg ⁻¹]	0–10 cm	17,05	17,67	15,53	16,73	6,12	5,27	5,35	7,24	6,62	10,92	10,81	6,28
		(1,19)	(2,54)	(2,04)	(1,72)	(2,05)	(0,90)	(2,13)	(5,62)	(1,54)	(4,26)	(4,28)	(2,42)
	40–45 cm	1,30	1,35	1,15	1,24b	0,15	0,16	0,16	0,39a	0,18	0,43	0,24	0,17a
		(0,28)	(0,28)	(0,33)	(0,62)	(0,03)	(0,04)	(0,05)	(0,50)	(0,06)	(0,30)	(0,10)	(0,08)
Na^{+} [cmol(+)-kg ⁻¹]	0–10 cm	0,10	0,14	0,09	0,11	0,08	0,06	0,06	0,08	0,07	0,10	0,09	0,07
		(0,04)	(0,02)	(0,02)	(0,04)	(0,03)	(0,00)	(0,02)	(0,02)	(0,02)	(0,03)	(0,03)	(0,03)
	40–45 cm	0,12	0,12	0,07	0,09	0,07	0,07	0,06	0,06	0,05	0,08	0,07	0,08
		(0,03)	(0,03)	(0,03)	(0,03)	(0,02)	(0,01)	(0,02)	(0,02)	(0,01)	(0,03)	(0,01)	(0,03)
K^{+} [cmol(+)-kg ⁻¹]	0–10 cm	0,32	0,35	0,21	0,30a	0,17	0,14	0,13	0,13b	0,22	0,29	0,50	0,22c
		(0,12)	(0,07)	(0,04)	(0,07)	(0,08)	(0,06)	(0,05)	(0,02)	(0,05)	(0,13)	(0,25)	(0,04)
	40–45 cm	0,25	0,20	0,15	0,18a	0,09	0,08	0,07	0,07b	0,13	0,18	0,30	0,10c
		(0,06)	(0,04)	(0,05)	(0,05)	(0,04)	(0,05)	(0,01)	(0,01)	(0,04)	(0,16)	(0,22)	(0,02)
P (Pav) [mg·100g ⁻¹]	0–10 cm	12,04	12,34	12,82	12,05b	1,51	2,10	1,62	2,09a	1,45	2,25	2,07	2,00a
		(3,75)	(3,00)	(5,75)	(3,14)	(0,48)	(1,07)	(0,47)	(0,69)	(0,23)	(1,01)	(1,45)	(0,93)
	40–45 cm	10,57	9,23	12,85	13,50b	1,01	1,45	1,39	1,18a	1,01	1,69	1,34	1,14a
		(2,87)	(3,03)	(6,04)	(5,27)	(0,45)	(0,47)	(0,41)	(0,49)	(0,66)	(0,95)	(1,02)	(0,68)

Objaśnienia: średnia (odchylenie standardowe); W1 – wariant z 4-centymetrową warstwą kompostu pochodzącego z miejskiej kompostowni; W2 – wariant z 4-centymetrową warstwą materiału glebowego pobranego z powierzchniowych poziomów gleb leśnych; W3 – wariant z transplantacją roślin runa leśnego; a, b, c – średnie oznaczone tą samą literą nie różnią się istotnie na poziomie $p < 0,05$. Uwaga: oznaczenia literowe wstawiono wyłącznie dla parametrów, dla których stwierdzono istotne różnice pomiędzy badanymi lokalizacjami.

Explanations: mean (standard deviation); W1 – variant with a 4-cm layer of compost originating from the municipal composting plant; W2 – variant with a 4-cm layer of soil material collected from the surface horizons of forest soils; W3 – variant with transplantation of forest understory plants; a, b, c – means marked with the same letter do not differ significantly at $p < 0.05$. Note: letter designations are shown only for parameters for which significant differences were found between the studied locations.

Tabela 4. Zawartość mikroskładników i pierwiastków śladowych w badanych glebach parków w przyjętych wariantach doświadczenia (Źródło: opracowanie własne)

Table 4. Content of microelements and trace elements in the tested park soils in the adopted experimental variants (Source: author's own elaboration)

Cecha Feature	Głębokość Depth	Obiekt i wariant Facility and variant											
		PJ				PL				PRW			
		W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna	W1	W2	W3	Próba kontrolna
Mn [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	232,02 (19,88)	260,31 (31,30)	291,33 (142,24)	222,60a (26,23)	360,40 (64,73)	348,01 (41,39)	363,93 (101,48)	311,46b (69,23)	129,98 (28,69)	152,28 (51,00)	182,25 (67,08)	121,17c (33,46)
	40–45 cm	265,36 (32,62)	226,58 (38,55)	210,05 (32,32)	211,61a (14,65)	316,04 (59,22)	312,26 (22,89)	308,38 (72,19)	299,95b (70,61)	114,29 (49,45)	144,47 (78,28)	150,63 (70,72)	124,12c (38,59)
Zn [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	158,44 (49,84)	142,84 (23,82)	147,67 (40,97)	155,78 (76,33)	107,89 (36,08)	132,62 (102,49)	98,15 (25,01)	101,25 (15,42)	54,89 (10,92)	86,28 (12,73)	65,49 (16,23)	110,20 (127,09)
	40–45 cm	171,42 (18,34)	134,93 (50,29)	138,87 (63,11)	163,82 (139,54)	56,94 (27,91)	94,41 (98,29)	52,23 (13,46)	76,23 (42,94)	39,79 (7,19)	61,41 (28,52)	47,41 (14,10)	97,14 (121,95)
Cu [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	28,65 (6,83)	23,72 (2,33)	22,93 (6,47)	27,03b (12,89)	7,81 (1,77)	7,05 (0,95)	7,62 (1,24)	7,30a (0,36)	9,53 (1,78)	11,05 (3,29)	12,63 (4,35)	8,86a (1,06)
	40–45 cm	32,34 (7,66)	26,65 (7,22)	25,35 (6,56)	23,50b (6,29)	5,42 (1,69)	5,67 (1,75)	5,69 (1,66)	6,13a (1,02)	7,07 (1,19)	9,05 (3,65)	10,13 (5,00)	6,38a (1,27)
Pb [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	108,90 (63,25)	72,67 (14,28)	68,79 (10,04)	87,63b (14,99)	34,27 (8,28)	40,10 (19,26)	33,68 (5,67)	32,43a (7,90)	21,29 (1,87)	25,16 (5,65)	23,45 (2,16)	22,57a (2,32)
	40–45 cm	116,77 (13,20)	91,66 (26,68)	111,28 (43,36)	84,10b (12,05)	21,59 (8,94)	22,86 (7,62)	22,50 (5,40)	24,62a (4,41)	14,90 (2,63)	57,43 (82,16)	17,95 (3,73)	15,47a (3,13)
Cd [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	0,72 (0,09)	0,67 (0,06)	0,60 (0,09)	0,67 (0,10)	0,63 (0,13)	0,68 (0,21)	0,65 (0,10)	0,63 (0,05)	0,47 (0,16)	0,57 (0,17)	0,49 (0,06)	0,46 (0,14)
	40–45 cm	0,61 (0,12)	0,54 (0,12)	0,42 (0,04)	0,56b (0,05)	0,35 (0,20)	0,37 (0,18)	0,38 (0,15)	0,44a (0,09)	0,30 (0,07)	0,33 (0,05)	0,29 (0,05)	0,36a (0,09)
Ni [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	9,77 (0,67)	10,38 (1,73)	9,56 (1,31)	9,63 (0,84)	9,13 (2,52)	8,73 (0,87)	8,60 (1,13)	8,56 (0,34)	8,29 (1,07)	11,15 (4,29)	13,15 (6,22)	8,16 (1,61)
	40–45 cm	10,38 (1,02)	9,45 (1,63)	8,38 (0,79)	8,74 (0,18)	8,60 (1,30)	8,85 (1,51)	8,20 (0,91)	8,37 (0,38)	8,73 (2,58)	11,69 (5,96)	13,85 (7,96)	7,97 (1,92)
Cr [mg·kg ⁻¹]	0–10 cm	16,83 (2,16)	19,22 (1,82)	17,86 (0,71)	17,38a (0,25)	24,19 (3,58)	23,94 (2,02)	24,68 (3,04)	22,61b (3,08)	16,09 (1,03)	17,63 (2,71)	14,88 (1,52)	16,19a (2,20)
	40–45 cm	15,56 (2,09)	15,02 (1,81)	13,66 (0,68)	13,24 (2,63)	20,21 (2,12)	20,90 (1,42)	19,46 (0,38)	19,55 (3,45)	15,90 (2,05)	15,99 (1,36)	13,35 (2,87)	15,24 (1,91)

Objaśnienia: średnia (odchylenie standardowe); W1 – wariant z 4-centymetrową warstwą kompostu pochodzącego z miejskiej kompostowni; W2 – wariant z 4-centymetrową warstwą materiału glebowego pobranego z powierzchniowych poziomów gleb leśnych; W3 – wariant z transplantacją roślin runa leśnego; a, b, c – średnie oznaczone tą samą literą nie różnią się istotnie na poziomie $p < 0,05$. Uwaga: oznaczenia literowe wstawiono wyłącznie dla parametrów, dla których stwierdzono istotne różnice pomiędzy badanymi lokalizacjami.

Explanations: mean (standard deviation); W1 – variant with a 4-cm layer of compost originating from the municipal composting plant; W2 – variant with a 4-cm layer of soil material collected from the surface horizons of forest soils; W3 – variant with transplantation of forest understory plants; a, b, c – means marked with the same letter do not differ significantly at $p < 0.05$. Note: letter designations are shown only for parameters for which significant differences were found between the studied locations.

Mimo zastosowania jednakowych wariantów dodatków próchnicznych we wszystkich trzech lokalizacjach, gleby w poszczególnych parkach wykazały odmienne właściwości, co wynikało z interakcji użytych dodatków próchnicznych z miejscowym podłożem. Ten sam wariant zastosowany w różnych parkach charakteryzował się odmiennymi właściwościami, co potwierdza wpływ lokalnej gleby parkowej na właściwości wprowadzonego materiału próchnicznego.

Zawartość węgla organicznego (Corg) znacząco różniła się pomiędzy parkami. Najwyższe zawartości węgla organicznego (Corg), azotu całkowitego (Nt) oraz pojemności wymiany kationów (CEC) odnotowano w glebach Parku Jordana (PJ), niższe w Parku Rzecznym Wilga (PRW), a najniższe w Parku Lotników Polskich (PL). Gleby PJ charakteryzowały się odczynem obojętnym do lekko zasadowego, podczas gdy w pozostałych parkach był on słabo kwaśny. Przewodność elektrolityczna oraz zawartość kationów wapnia (Ca^{2+}), magnezu (Mg^{2+}) i fosforu przyswajalnego (Pav) były najwyższe w PJ, pośrednie w PRW i najniższe w PL.

DISKUSJA

Gleba stanowi podstawowy element ekosystemu, kształtujący warunki funkcjonowania fitocenoz, mikrobiocenoz i obiegu materii, a jednocześnie należy do najmniej odpornych na degradację elementów ekosystemu (Kraamwinkel i in., 2021). Na terenach miejskich podlega trwałym przekształceniom, będącym wynikiem działalności człowieka. Regeneracja środowiska glebowego jest bardzo powolna i może trwać nawet kilkadziesiąt lat. Na terenach parkowych, które powstały w miejscach przekształceń, wsparcie regeneracji gleby jest istotnym czynnikiem odnowy całego siedliska.

Badane obszary parków Krakowa obejmowały głównie gleby przekształcone przez człowieka – technogeniczne, które były poddane różnym stopniom antropopresji, wymagające dalszej regeneracji. Do największych przekształceń dochodziło podczas zakładania parków. W przypadkach Parku Jordana nowa część powstała w latach 50. XX w., z kolei Park Lotników Polskich został założony w 1966 r. w miejscu zburzonego Fortu nr 15 „Pszorna”). W przypadku Parku Rzecznego Wilga najbardziej znaczących prze-

kształceń dokonano podczas regulacji rzeki Wilgi (lata 40. XX w.).

W celu określenia właściwego kierunku modyfikacji gleb parkowych oraz oczekiwanego efektu renaturyzacji roślin runa – rozumianej jako przywracanie naturalnego, zgodnego z siedliskiem składu gatunkowego – dla badanych lokalizacji zdefiniowano obecną potencjalną roślinność naturalną. Badania wykazały, że użyte do modyfikacji gleb parkowych materiały próchniczne mają potencjał poprawy właściwości tych gleb, celem odtworzenia biotopu dla replantowanych gatunków runa leśnego. Wykorzystanie wierzchnich poziomów (organicznych i próchnicznych) gleb leśnych może ostatecznie przyczynić się do lepszego rozwoju rodzimych gatunków runa leśnego. Wierzchnia warstwa gleby pobrana z lasu grądowego (LG) charakteryzowała się najwyższą zawartością frakcji pyłu, co wskazuje na duże zdolności retencjonowania wody, podwyższoną pojemność sorpcyjną oraz akumulację składników odżywczych. Zawartość frakcji pyłu i ilu determinuje maksymalny poziom magazynowania węgla i azotu w glebie (Matus, 2021).

Pojemność wymiany kationów (CEC), będąca wskaźnikiem zdolności gleby do wiązania i zatrzymywania składników pokarmowych, w materiale z lasu grądowego i łęgowego jest niższa w porównaniu z kompostem z miejskiej kompostowni, dla którego CEC osiągnęła wartość $38,58 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Świadczy to o jego wysokim potencjale buforującym i nawozowym (Wall i in., 2018).

Stosunek C/N we wszystkich wariantach kształtował się na podobnym poziomie, charakterystycznym dla procesów mineralizacji azotu, w których pierwszy ten uwalniany jest już na wczesnym etapie rozkładu. Jego wartość (poniżej 20:1) wskazuje na proces mineralizacji azotu, który jest uwalniany na wczesnym etapie procesu rozkładu (Swangjang, 2015). Zawartość siarki, pierwiastka ważnego dla syntezy białek i aktywności enzymatycznej mikroorganizmów w kompoście, była wysoka (0,133%).

Przewodność elektryczna właściwa (EC), będąca miarą zasolenia i ilości rozpuszczonych soli mineralnych, była najwyższa w kompoście ($813 \mu\text{S}/\text{cm}$). Najwyższa przewodność elektryczna właściwa odnotowana w kompoście wskazuje, że spośród analizowanych materiałów próchnicznych jest on najbogatszym źródłem łatwo dostępnych składników pokarmowych,

co czyni go najkorzystniejszym pod względem szybkiego zaopatrzenia roślin w niezbędne makro- i mikroskładniki (Raviv, 2005).

Odczyn pH próbek wskazywał na kwaśny odczyn materiału pobranego z lasu grądowego, lekko kwaśny do obojętnego w próbce pobranej z lasu łęgowego oraz odczyn alkaliczny w przypadku kompostu. Parametry kompostu z miejskiej kompostowni spełniają wymagania określone w polskiej normie branżowej (Norma 1989). Dzieli ona kompost na trzy klasy jakościowe, określając wymagania dotyczące zawartości substancji odżywczych oraz dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich. Kompost użyty w eksperymencie spełnia wymagania kompostu klasy 1 pod względem obecności metali ciężkich, pH, przewodności oraz stosunku C/N (charakteryzuje się znacząco niższą zawartością metali ciężkich).

Jedynym parametrem nieznacznie poniżej normy jest zawartość węgla organicznego (14,84%, według normy >18%). Może to stanowić przyczynę jego szybszego rozkładu po rozplantowaniu w parku. Pomimo że wartość pH kompostu (8,04) mieści się w dopuszczalnym zakresie (5,0–8,5), to wartość ta jest bliska jego górnej granicy.

Zastosowanie kompostu wpływa na podniesienie pH gleby, co jest korzystne w przypadku gleb kwaśnych, ponieważ skutecznie neutralizuje kwasowość gleb zdegradowanych i poprawia ich zdolność do retencji składników pokarmowych. Stosowanie kompostu o odczynie zasadowym na glebach zasadowych powinno być jednak ograniczone, aby nie doprowadzić do nadmiernego wzrostu pH. W eksperymencie to ryzyko nie występowało. Kompost z miejskiej kompostowni użyty w doświadczeniu może być użyteczny w rekultywacji miejskich terenów zieleni, ponieważ jego wysoka zasadowość i niższy stosunek C/N przyspieszają dostępność składników pokarmowych. Włączenie kompostu do gleb miejskich może pomóc w ich regeneracji. Wykorzystanie kompostu wpływa na poprawę właściwości fizycznych gleby (Giusquiani i in., 1995).

Zawartość całkowitego węgla organicznego (Corg) w glebach parkowych wykazuje zróżnicowanie w zależności od lokalizacji, co może wynikać zarówno z wpływu antropopresji, jak i ze specyfiki siedliska oraz historycznego użytkowania terenu. W niektórych lokalizacjach, np. w Parku Jordana, stosunek

C/N sugeruje spowolniony rozkład materii organicznej, natomiast w Parku Lotników Polskich wartości te wskazują na intensywną mineralizację i szybszy obieg składników pokarmowych.

Występujące w parkach gleby technogeniczne (agerosole) lub mady właściwe miały wpływ na parametry zastosowanych materiałów próchnicznych. Oznacza to, że ten sam wariant zastosowany w różnych parkach wykazywał odmienne właściwości, wynikające z interakcji z lokalną glebą. Różnice te były efektem odmiennych warunków siedliskowych oraz zróżnicowanej historii użytkowania poszczególnych terenów. Właściwości gleby różnią się w obrębie parku. Węgiel organiczny w glebie, przewodność elektryczna, rozpuszczalne sole, głębokość penetracji i charakterystyka roślinności – wszystkie te parametry zmieniają się pod wpływem działalności człowieka (Pariente i in., 2015).

Porównanie właściwości fizykochemicznych gleb występujących w parkach do gleby leśnej (grądowej i łęgowej) w zakresie zawartości frakcji pyłu i iłu, węgla organicznego (Corg), azotu całkowitego (Nt), stosunku C/N, siarki całkowitej (S), pH H₂O, pojemności sorpcyjnej (CEC) oraz przewodności elektrolitycznej (EC) wskazuje, że parametry fizykochemiczne gleb parkowych nie odbiegają istotnie od wartości charakterystycznych dla gleb leśnych siedliska grądowego. Zbliżony udział frakcji ilastej oraz umiarkowane różnice w pH, zawartości Nt i CEC wskazują na częściową zgodność właściwości gleby z układami naturalnymi. Z uwagi na duże zróżnicowanie siedliskowe oraz zróżnicowanie gleb na terenie miasta, ocena gleb miejskich tymi samymi metodami co w obszarach agroekosystemów oraz w obszarach gospodarki leśnej jest procesem złożonym.

WNIOSKI

Właściwości gleb technogenicznych i mad właściwych w parkach miejskich po zastosowaniu zabiegu „topsoilingu” wykazały duże zróżnicowanie, wynikające nie tylko z użycia różnych materiałów, lecz także z ich pierwotnych właściwości. Gleby, do których wprowadzono te same dodatki próchniczne, wykazywały odmienne właściwości fizykochemiczne, będące wynikiem wzajemnych interakcji pomiędzy dodatkiem a miejscowym podłożem. Potwierdza to, że sku-

teczność renaturyzacji może się różnić w zależności od lokalizacji i charakterystyki glebowej parku.

Gleby z dodatkiem materiałów próchnicznych odznaczały się wyższą pojemnością sorpcyjną (CEC) oraz wolniejszym rozkładem materii organicznej, o czym świadczył wyższy stosunek C/N. W Parku Lotników Polskich (PL) stwierdzono niższą pojemność sorpcyjną (CEC) i intensywniejszą mineralizację, co potwierdza niższy C/N. Natomiast gleby w Parku Rzecznym Wilga (PRW) wykazały wartości pośrednie – umiarkowaną pojemność sorpcyjną i tempo mineralizacji. Badanie potwierdziło, że lokalizacja jest głównym czynnikiem różnicującym właściwości gleb parkowych.

Warianty z wykorzystaniem dodatków próchnicznych pobranych z wierzchnich poziomów (organicznych i próchnicznych) gleb leśnych – zwłaszcza z lokalizacji LG – tworzyły warunki najbardziej zbliżone do gleb leśnych i wykazywały największy potencjał wspierania sukcesji gatunków leśnych w runie (Macdonald i in., 2015). Ich przydatność do rewitalizacji poszczególnych stanowisk zależy jednak od specyfiki lokalnych warunków siedliskowych. Wprowadzenie do gleb parków miejskich różnych materiałów próchnicznych może sprzyjać sukcesji gatunków leśnych runa, jednak w dalszych badaniach konieczna jest szczegółowa analiza ich wpływu na przeżywalność roślinności.

FINANSOWANIE

Badania zrealizowano w Katedrze Inżynierii Ekologicznej i Hydrologii Leśnej Wydziału Leśnego Uniwersytetu Rolniczego im. H. Kołłątaja w Krakowie w ramach projektu Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego „Doktorat wdrożeniowy” pt. Optymalizacja algorytmu postępowania w zakresie restytucji mikrosiedlisk renaturyzowanych zbiorowisk lasów miejskich i zadrzewień parkowych, finansowanego ze środków budżetu państwa (nr umowy: DWD/6/0204/2022).

LITERATURA

Bakhmatova, K.A., Matynyan, N.N., Sheshukova, A.A. (2022). Anthropogenic soils of urban parks: a review. *Eurasian Soil Science*, 55, 64–80.

- Bekier, J., Jamroz, E., Walenczak-Bekier, K., Uściła, M. (2023). Soil organic matter composition in urban soils: a study of Wrocław Agglomeration, SW Poland. *Sustainability*, 15(3), 2277. <https://doi.org/10.3390/su15032277>
- Bendfeldt, E.S., Burger, J.A., Daniels, W.L. (2001). Quality of amended mine soils after sixteen years. *Soil Science Society of America Journal*, 65(6), 1736–1744. DOI:10.2136/sssaj2001.1736
- Bonhot, J., Schwarz, M. (2024). Improving turf and soil health, reducing energy use and assessing tick populations by mulching leaves in place. *Compost Science & Utilization*, 31(3–4), 116–132. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2024.2370854>
- Fini, A., Degl’Innocenti, C., Ferrini, F. (2016). Effect of mulching with compost on growth and physiology of *Ulmus* ‘FL634’ planted in an urban park. *Arboriculture & Urban Forestry*, 42(3), 192–200. DOI: <https://doi.org/10.48044/jauf.2016.017>
- Ferlauto, M., Schmitt, L., Burghardt, K. (2024). Legacy effects of long-term autumn leaf litter removal slow decomposition rates and reduce soil carbon in suburban yards. *Plants, People, Planet*, 6(4), 875–884. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10499>
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*, 24(1), 175–182. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010024x>
- Gradziński, M., Gradziński, R. (2013). Budowa geologiczna. [w:] Degórska, B., Baścik, M. (red.), *Środowisko przyrodnicze Krakowa: zasoby – ochrona – kształtowanie*. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Urząd Miasta Krakowa, Katedra Gospodarki Przestrzennej i Nauk o Środowisku Przyrodniczym, Wydział Geodezji i Kartografii Politechniki Warszawskiej, Kraków–Warszawa, 13–19.
- Greinert, A. (2015). The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1725–1737. DOI:10.1007/s11368-014-1054-6
- Huot, H., Joyner, J.L., Córdoba, A., Shaw, R.K. (2017). Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities. *Journal of Soils and Sediments*, 17(2), 393–407. DOI:10.1007/s11368-016-1552-9
- Izmailow, B., Michno, A. (2023). Ukształtowanie powierzchni obszaru miasta Krakowa. *Wszechświat*, 124(10–12), 258–268. <https://ruj.uj.edu.pl/xmlui/handle/item/327499>
- Kraamwinkel, C., Beaulieu, A., Dias, T., Howison, R. (2021). Planetary limits to soil degradation. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 249. DOI:10.1038/s43247-021-00323-3

- Lorenz, K., Kandeler, E. (2005). Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(7), 1373–1385. DOI:10.1016/j.soilbio.2004.12.009
- Lorenz K., Rattan, L. (2005). The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Advances in Agronomy*, 88, 35–66. DOI:10.1016/S0065-2113(05)88002-2
- Madejón, P., Domínguez Nuñez, M.T., Gil-Martínez, M., Navarro Fernández, C.M. (2018). Evaluation of amendment addition and tree planting as measures to remediate contaminated soils: The Guadiamar case study (SW Spain). *Catena*, 166. DOI:10.1016/j.catena.2018.03.016
- Matus, F.J. (2021). Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 11(1), 6438. DOI:10.1038/s41598-021-84821-6
- Majdecki, L. (2009). *Historia ogrodów. 2: Od XVIII wieku do współczesności*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz, J.M., Wolski, J. (2023). Potencjalna roślinność naturalna Polski (wersja wektorowa). IGiPZ PAN, Warszawa.
- Macdonald, S.E., Snively, A.E.K., Fair, J.M., Landhäusser, S.M. (2015). Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: influence of forest floor placement and a cover crop. *Restoration Ecology*, 23(5), 698–706. <https://doi.org/10.1111/rec.12217>
- McGuire, K.L., Payne, S.G., Palmer, M.I., Gillikin, C.M. (2013). Digging the New York City skyline: soil fungal communities in green roofs and city parks. *PLOS One*, 8(3):e58020. DOI:10.1371/journal.pone.0058020
- Mocek, A. (red.). (2024). *Gleboznawstwo*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mukhopadhyay, M.J., Sharma, A. (1991). Manganese in cell metabolism of higher plants. *Botanical Review*, 57(2), 117–149. <https://doi.org/10.1007/BF02858767>
- Norma (1989). Unieszkodliwianie odpadów miejskich. Kompost z odpadów miejskich. BN-89/9103-09.
- Norma (1996). Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego fosforu w glebach mineralnych. PN-R-04023:1996.
- Nowak-Rzasa, M. (2009). Współczesne funkcje parków miejskich w aspekcie oczekiwań społecznych. *Nauka, Przyroda, Technologie*, 3(1). https://www.npt.up-poznan.net/pub/art_3_11.pdf
- Ostrowska, A., Gawliński, S., Szczubiałka, Z. (1991). *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin: katalog*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Pariente, S., Zhevelev, H.M., Oz, A. (2015). Urban park soil and vegetation: effects of natural and anthropogenic factors. *Pedosphere*, 25(3), 392–404. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30007-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30007-2)
- Petrova, S., Velcheva, I., Nikolov, B., Angelov, N. (2022). Nature-based solutions for the sustainable management of urban soils and quality of life improvements. *Land* 11(4), 569. <https://doi.org/10.3390/land11040569>
- Pietrzykowski, M., Woś, B., Haus, N. (2013). Scots pine needles macronutrient (N, P, K, CA, MG, and S) supply at different reclaimed mine soil substrates-as an indicator of the stability of developed forest ecosystems. *Springer Nature*, 185, 7445–7457.
- Pietrzykowski, M. (2019). Tree species selection and reaction to mine soil reconstructed at reforested post-mine sites: central and eastern European experiences. *Ecological Engineering*, 142 (Suppl.). <https://doi.org/10.1016/j.ecoena.2019.100012>
- Raviv, M. (2005). Production of high-quality composts for horticultural purposes: A mini-review. *HortTechnology*, 15(1), 52–57. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.15.1.0052>
- Rompato, B., Mondanelli, L., Lo Piccolo, E., Cocozza, C., Mastrodonato, G., Giagnoni, L., Fantoni, G., Bizzarri, A., Mariotti, B., Verdi, L. (2025). Cork and compost as mitigators of soil compaction from trampling in urban green areas: Effects on plant growth and soil functionality. *Urban Science* 9(1), 5. <https://doi.org/10.3390/urbansci9010005>
- Rozporządzenie (2016). Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, Dz.U. 2016.1395.
- Standardy (2022). Zarząd Zieleni Miejskiej w Krakowie. Standardy utrzymania terenów zieleni w mieście. <https://zzm.krakow.pl/standardy-utrzymania.html>
- Swangjang, K. (2015). Soil carbon and nitrogen ratio in different land use. In *International Conference on Advances in Environment Research*, 87(7), 36–40. DOI: 10.7763/IPCBEE.2015.V87.7
- Szwed, W., Sikorski, P., Rodziewicz, A., Sikorska, D., Wierzba, M. (2009). „Ancient forest” plant species as ecological indicators of woodland condition in parks and their implications for park restoration. *Rocznik Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego*, 57, 15–22. <http://www.ptd.pl/ptd/wp-content/download/2009/15-22.pdf>
- Tuxen, R. (1956). Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie*, 13. Selbstverl. d. Bundesanst. für Vegetationskartierung, Stolzenau, Weser.

- Ustawa (1991). Ustawa z dnia 28 września 1991 o lasach art. 30. Dz.U. 2025.567.
- Vodyanitskii, Yu.N. (2015). Organic matter of urban soils: a review. *Eurasian Soil Science*, 48, 802–811. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.005>
- Wall, D.P., O’Sullivan, L., Creamer, R., McLaughlin, M.J. (2018). Soil fertility and nutrient cycling. [w:] Creamer, R., O’Sullivan, L. (eds.). *The soils of Ireland*. World Soils Book Series. Springer, Cham, 223–234. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71189-8_15
- Wiseman, P.E., Day, S.D. (2012). Organic amendment effects on soil carbon and microbial biomass in the root zone of three landscape tree species. *Arboriculture and Urban Forestry*, 38(6), 262–276. DOI: <https://doi.org/10.48044/jauf.2012.036>
- Zarządzenie (2019). Prezydent Miasta Krakowa. Zarządzenie nr 2282/2019 z dnia 9.09.2019 r. w sprawie określenia kierunków rozwoju i zarządzania terenami zieleni w Krakowie na lata 2019–2030.

THE INFLUENCE OF HUMIC ADDITIVES ON THE PROPERTIES OF URBAN PARK SOILS IN KRAKOW

ABSTRACT

Aim of the study

The aim of the study was to assess the properties of soils created using substrates of anthropogenic origin-compost and imported fertile humus-rich soil obtained from forest areas for the purpose of restoring biotopes for replanted forest understory species. It was assumed that the use of homogeneous humus-rich soil substrates in a given urban park may nonetheless result in diverse microhabitat conditions for the introduced plants.

Material and methods

The research was conducted in three urban parks in Krakow: Jordan Park, Polish Aviators Park, the Wilga River Park. In each location, research plots were established in a fully randomized design, with different variants of topsoil enrichment using compost from the municipal composting facility and topsoil horizons of forest soils. After distributing the humus-rich amendments, soil samples were collected from the 0–10 cm and 40–45 cm layers. In the laboratory, basic soil properties were determined: texture, pH, EC, Corg, Nt, C/N, properties of the sorption complex, the content of macroelements (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , P), microelements (Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Cr).

Results and conclusions

The study showed that the application of relatively homogeneous, humus-rich amendments of both natural and anthropogenic origin resulted in microhabitat-diverse conditions for replanted forest understory species. This means that the effectiveness of the restoration work and the outcomes in terms of the survival of replanted forest understory species may vary depending on the location, as soils underwent modifications influenced by the site conditions in each park. These findings are crucial for developing effective techniques to revitalise urban parks, thereby enhancing ecosystem services.

Keywords: urban soil, microhabitats, renaturalization, city parks, topsoiling