

Chemiczne i biochemiczne
wskaźniki przeobrażeń
zalesionych gleb porolnych
w wieloleciu

Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach
Regionalne Centrum Naukowo-Technologiczne w Podzamczu
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Chemiczne i biochemiczne wskaźniki przeobrażeń zalesionych gleb porolnych w wieloleciu

Elżbieta Zawierucha

Marcin Zawierucha

Elżbieta Jolanta Bielińska

Agnieszka Mocek-Płóćiniak

Przewodniczący Komitetu Redakcyjnego
prof. dr hab. Jacek Wójtowski

Redaktor Działu
Prof. UPP dr hab. Stanisław Grześ

Recenzent
prof. dr hab. inż. Jacek Długosz

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu
Poznań 2022, Poland



Książka jest dostępna na licencji Creative Commons – Uznanie autorstwa – Użycie niekomercyjne – Bez utworów zależnych 4.0 Międzynarodowe (CC BY-NC-ND 4.0)

ISBN 978-83-67112-04-8
e-ISBN 978-83-67112-32-1
<https://doi.org/10.17306/978-83-67112-32-1>

Redakcja
Lucyna Borowczyk

Opracowanie graficzne, komputerowe i projekt okładki
Exemplum

Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu
ul. Witosza 45, 61-693 Poznań
tel. 61 848 78 08, e-mail: wydawnictwo@up.poznan.pl
<https://wydawnictwo.up.poznan.pl>

Wydanie I. Ark. wyd. 3,7.

Wersja elektroniczna dostępna na stronie <https://wydawnictwo.up.poznan.pl/books.html?dostepnosc=open%20access> oraz w serwisie <https://www.ibuk.pl/>

Spis treści

1. Wprowadzenie	7
2. Sposób użytkowania a zawartość węgla organicznego w glebach	11
3. Enzymatyczne wskaźniki przeobrażeń zalesionych gleb porolnych	19
4. Charakterystyka przyrodnicza terenu badań	25
5. Materiał i metody badań	33
6. Zmiany ekochemicznego stanu zalesionych gleb porolnych w latach 2009–2019	37
6.1. Wilgotność aktualna badanych gleb	37
6.2. Odczyn badanych gleb	38
6.3. Zawartość węgla organicznego	39
6.4. Zawartość azotu ogólnego	41
6.5. Aktywność enzymatyczna badanych gleb	43
7. Podsumowanie i wnioski	53
Literatura	56
Streszczenie	66
Abstract	67

1. Wprowadzenie

Postępujące zmiany klimatyczne generują określone, globalne zagrożenia. Emisja gazów cieplarnianych, przede wszystkim CO₂, wpływa istotnie na podwyższenie średniej temperatury Ziemi. Konieczność redukcji emisji ditlenku węgla w skali globalnej nie budzi obecnie wątpliwości. W czerwcu 2019 r. Rada Europejska przyjęła nowy program strategiczny Unii Europejskiej (UE) na lata 2019–2024, określony mianem „Europejskiego Zielonego Ładu”, którego fundamentem jest neutralność klimatyczna i prawo klimatyczne. W lipcu 2019 r. Ursula von der Leyen, Przewodnicząca Komisji Europejskiej, w swoim expose przedstawiła cele klimatyczne jako priorytet dla rozwoju UE. W grudniu 2019 r. Rada Europejska zatwierdziła neutralność klimatyczną jako cel UE do 2050 r.

Liczne dane z literatury przedmiotu, publikowane na przestrzeni kilku dziesięcioleci (Dixon i in., 1994; Dłużewski, 2019; Henderson, 1995; Huntington, 1995; Jobbágy i Jackson, 2000; Lal, 2008), wykazały, że materia organiczna gleb stanowi największy rezerwuuar węgla w ekosystemach lądowych. Z badań tych wynika, że 75% całkowitej ilości węgla zakumulowana jest w glebie, z czego około 40% w glebach leśnych. Ekosystemy leśne tworzą naturalny system pozwalający na efektywną sekwestrację węgla, ponieważ przyczyniają się do zwiększenia akumulacji CO₂ w formie biomasy, a tym samym do zmniejszenia jego ilości w atmosferze (Powers i in., 2012). Sekwestracja węgla organicznego w glebie polega przede wszystkim na selektywnej akumulacji związków organicznych odpornych na biodegradację, takich jak ligniny i polifenole (Lütзов i in., 2006; Schroth, 2003).

Prowadzone w wielu krajach programy zwiększenia powierzchni leśnych wynikają z przyjętych zobowiązań do zmniejszenia emisji CO₂ (Vesterdal i in., 2002; Zhang i in., 2015). Zasoby i formy występowania węgla organicznego

w glebie oraz stan biologiczny środowiska glebowego i narastające od dziesięcioleci zmiany klimatyczne determinują zarówno dostępność tego składnika dla roślin, jak i jego potencjalne straty z ekosystemu (Bielińska i Węgorek, 2010; Dębska i in., 2007; Lal, 2000; Lawton, 2000). Wzrost temperatury sprzyja na ogół rozkładowi ściółki i przyspiesza w ten sposób biogeochemiczny obieg węgla w ekosystemach leśnych, co wiąże się ściśle ze wzrostem aktywności biologicznej gleby (Bielińska i in., 2016). Lal (2000) zwraca uwagę, że wzrost temperatury o 10°C zwiększa 2-krotnie wydajność procesów rozkładu i mineralizacji materii organicznej, a w konsekwencji uwalnianie znacznych ilości ditlenku węgla do atmosfery.

Dobrym wskaźnikiem potencjału mineralizacji materii organicznej oraz aktywności biologicznej gleby są enzymy glebowe (Bielińska i in., 2014; Nannipieri i in., 2002). Stanowią one naturalne mediatory i katalizatory wielu ważnych procesów biochemicznych, kształtujących równowagę ekosystemów leśnych, m.in. takich jak: biosynteza i rozkład próchnicy glebowej, destrukcja substancji organicznej uwalnianej do gleby podczas wegetacji roślin, mineralizacja organicznych związków węgla, azotu, fosforu i siarki (Bielińska i in., 2014; Russel i in., 2006). Poziom aktywności enzymów zależy od typu gleby, okresowych zmian temperatury i wilgotności, warunków wegetacji, sposobu użytkowania gleb, szaty roślinnej i mezofauny (Bielińska i in., 2014; Nannipieri i in., 2002). Ważną rolę odgrywają mikroorganizmy zaliczane do PGPR – *Plant Growth Promoting Rhizobacteria* (Kohler i in., 2009; Mocek-Płóćiniak, 2018). Aktywność enzymów jest uznawana za jeden z bardziej wrażliwych wskaźników funkcjonowania ekosystemów. Odzwierciedla zarówno kierunek i charakter procesów biogeochemicznych, jak i całość podstawowych przemian związanych z właściwościami fizykochemicznymi gleb (Bastida i in., 2008; Bielińska i in., 2014). Pomiar aktywności enzymatycznej dostarcza wczesnych dowodów subtelnych zmian w środowisku glebowym, na długo przed zmianami składu chemicznego i właściwości fizycznych gleb. Zastosowanie testów enzymatycznych do kompleksowej oceny przeobrażeń środowiska glebowego, zachodzących pod wpływem zmiany sposobu użytkowania, pozwala na monitoring długookresowy i identyfikację trendów (Bielińska i in., 2016). Globalne ocieplenie generuje konieczność badania przeobrażeń zalesionych gleb porolnych w wieloletnim w szerokim kontekście rozpoznania czasowej zmienności akumulacji węgla w ekosystemie i potencjalnej redukcji emisji CO₂ do atmosfery. Wyniki tych badań, oparte na systematycznym zbieraniu informacji o funkcjonowaniu

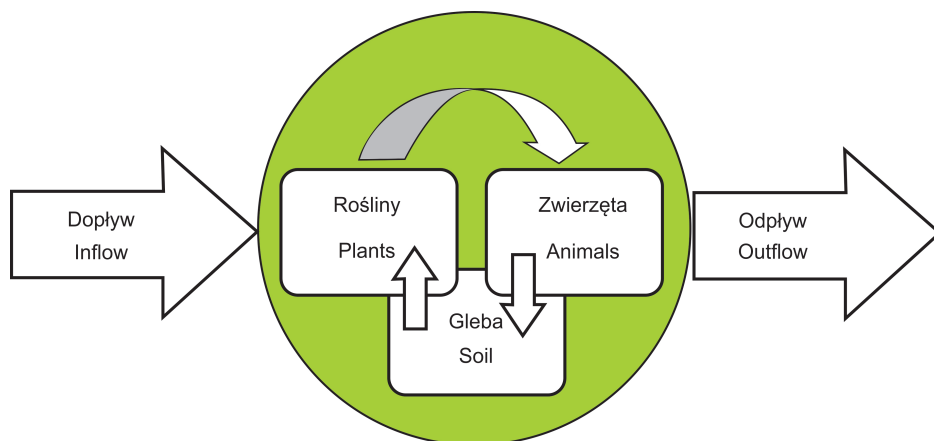
ekosystemu leśnego, mogą być przydatnym narzędziem kontroli efektywności programów zarządzania środowiskowego.

W celu poznania czynników kształtujących czasowe trendy i dynamikę procesów zmian w zalesionych glebach porolnych autorzy niniejszego opracowania prowadzili wieloletnie (2009–2019), ciągłe badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych, zlokalizowanych w różnowiekowych borach świeżych na terenie Nadleśnictwa Sobibór. W warunkach postępujących zmian klimatu, generujących konieczność weryfikacji wskaźników diagnostycznych określających wpływ zmiany sposobu użytkowania gleby na specyficzne procesy glebowe, badano aktywność enzymatyczną, zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego oraz odczyn i wilgotność aktualną gleb. Badaniami objęto enzymy mające istotny wpływ na zasoby oraz obiegi węgla i azotu. W opracowaniu podjęto próbę określenia, w jakim czasie od zalesienia wystąpi w tworzących się ekosystemach leśnych korzystny dryf siedliskowy, wyrażający się większą akumulacją węgla organicznego w badanych glebach.

2. Sposób użytkowania a zawartość węgla organicznego w glebach

Zasoby węgla organicznego w glebach są efektem złożonego, wzajemnego oddziaływania klimatu, organizmów żywych, składu i budowy skał macierzystych, reliefu terenu, warunków wodnych, procesów stokowych oraz wielokierunkowej presji antropogenicznej, w tym sposobu użytkowania (Cernošlávková i in., 2009; Six i in., 2002). W warunkach rolniczego wykorzystania gleb wielopoziomowe zależności występujące w środowisku naturalnym ulegają uproszczeniu w wyniku prowadzonych zabiegów, mających na celu wzrost plonów roślin uprawnych (Conant i in., 2003; Karg, 2007; Zhu i in., 2012). Uprawa mechaniczna wpływa na intensywną mineralizację materii organicznej, co skutkuje zmniejszeniem zasobów węgla w glebie. Odprowadzanie części roślin uprawnych (plon) generuje otwarty cykl obiegu materii (rys. 1), a właściwości chemiczne i biologiczne są modyfikowane przez stosowane nawożenie, środki ochrony roślin (herbicydy i pestycydy). Z agroekosystemu wraz z plonem są usuwane składniki pokarmowe pobrane przez rośliny stanowiące plon (Al-Kaisi i Yin, 2005; Hamouz i in., 2004). Generalnie, użytkowanie rolnicze, zwłaszcza intensywne sposoby produkcji, mogą prowadzić do niekorzystnych przeobrażeń w środowisku glebowym, w tym do zmniejszenia zawartości materii organicznej i aktywności biologicznej gleby (Ciarkowska, 2010; Mazurek, 2015).

Jednym z elementów ekologizacji produkcji rolniczej jest wprowadzanie sieci zadrzewień w krajobrazach rolniczych. Zadrzewienia wpływają na kształtowanie warunków glebowo-klimatycznych na sąsiadujących z nimi polach uprawnych, co ma istotne znaczenie, zwłaszcza w okresach występowania suszy (Casals i in.,



Rys. 1. Główne elementy ekosystemu rolniczego (Piekut i Pawluśkiewicz, 2005)
 Fig. 1. The main elements of the agricultural ecosystem (Piekut and Pawluśkiewicz, 2005)

2009; Koreleski, 2005). Rośliny drzewiaste akumulują CO_2 w formie biomasy, zmniejszając jego ilości w atmosferze (Mazurek, 2015). Zdaniem Waltera i in. (2003) wprowadzenie systemu zadrzewień w skali regionu i kraju może wpływać na procesy globalne związane ze zmianami klimatycznymi. Tego typu obszary ekotonowe, tzw. ekologiczne obszary funkcjonowania (EFA), zostały wpisane jako element zielonej polityki w krajach Unii Europejskiej (Biernat-Jarka, 2012).

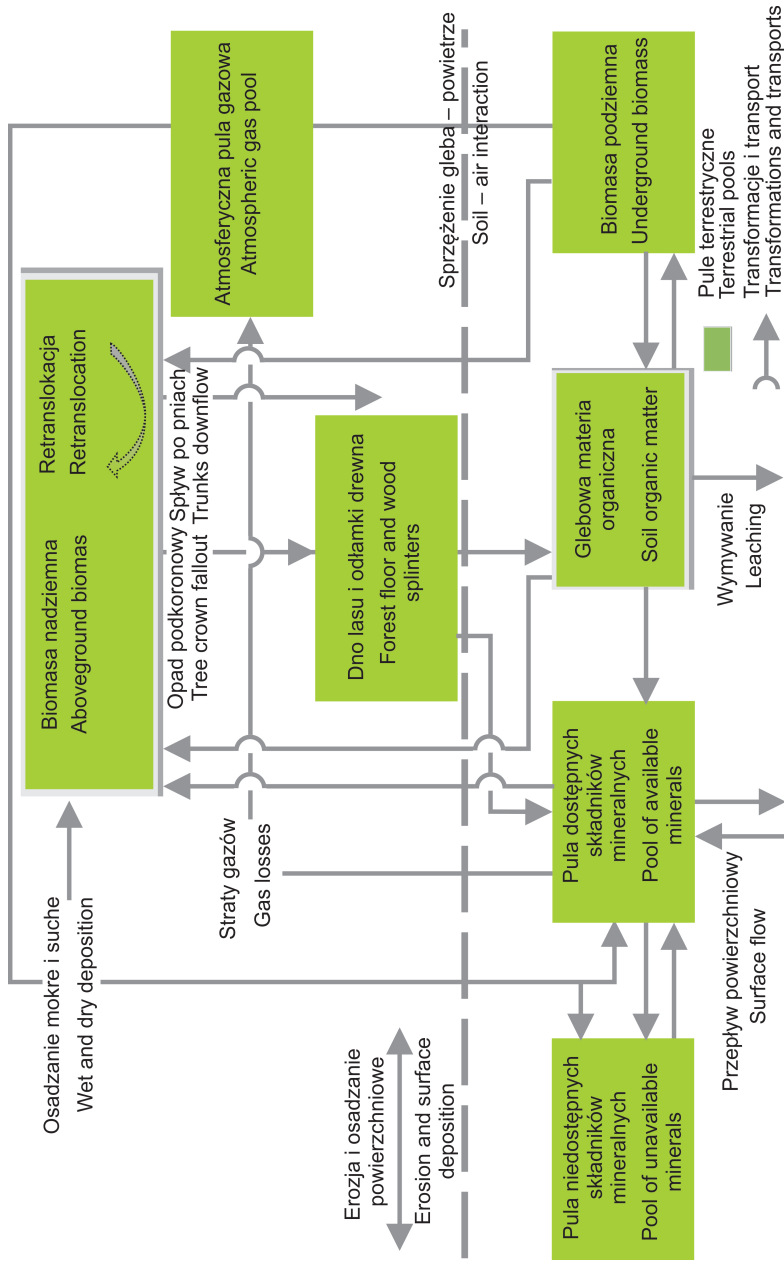
Zadrzewienia przyczyniają się do zwiększenia zawartości węgla w glebie poprzez dopływ do środowiska części nadziemnych (opad liści, kwiatów, gałęzi, kory) i podziemnych (fragmenty korzeni, wydzieliny korzeniowe) roślin drzewiastych (Ariel i in., 2013; Li i Liu, 2014). Korzystny wpływ zadrzewień na sekwestrację węgla wykazano w wielu badaniach (Jonczak, 2013; Jose, 2009; Laganière i in., 2010; Lorenz i Lal, 2014; Lu i in., 2013; Mazurek, 2015; Wang i in., 2012). Dopływ do gleby świeżej materii organicznej z zadrzewień stymuluje rozwój mikroorganizmów glebowych i aktywność enzymatyczną gleby, a w konsekwencji zaawansowanie procesu humifikacji (Bielińska i in., 2008; Mazurek, 2015; Piotrowska i Mazurek, 2009).

W glebach naturalnych ekosystemów leśnych zawartość węgla organicznego jest prawie 2,5-krotnie większa niż w poziomach próchnicznych gleb uprawnych (Sikorska i Lasota, 2005; Zwydak i in., 2008). W glebach tych największa zawartość węgla organicznego (ok. 50%) występuje w powierzchniowych warstwach poziomu organicznego (Podrązský i in., 2009). Cechą charakterystyczną gleb le-

śnych jest wartość ilorazu C:N, która zależnie od poziomu genetycznego waha się od 12 do 30, a w ściółce może osiągnąć nawet 60, natomiast w glebach uprawnych z reguły wynosi około 8–12. W ekosystemach leśnych, powstających w długim okresie, kształtuje się stan homeostazy polegający przede wszystkim na stanie zgodności biotopu z biocenozą. W wielu badaniach (Bielińska i in., 2016; Dębska i in., 2007; Domżał i Bielińska, 2007; Six i in., 2002) wykazano, że najbardziej dynamiczne właściwości gleb, jak zawartość węgla organicznego oraz aktywność biologiczna są związane silnie z funkcjonowaniem biocenozy leśnej. Oddziaływanie na glebę roślinności leśnej, zwłaszcza drzew, jest odmienne niż innych grup roślinności (Bednarek i in., 2004; Brożek, 2001; Wysocki i Sikorski, 2000). Dotyczy to m.in. swoistego typu biogeochemicznego obiegu składników pokarmowych (rys. 2), stabilizacji materii organicznej w glebie i odporności kwasów huminowych na biodegradację, a także przepływu energii w ekosystemach leśnych.

Gleby stanowią podstawowy, wielofunkcyjny składnik siedlisk leśnych, określający możliwości przyrostowe drzew. Charakter siedlisk jest kształtowany przez właściwości troficzne i warunki klimatyczne wpływające na wilgotność i temperaturę gleby (Bielińska i in., 2016; Brożek, 2001). Gleby jako termodynamicznie otwarte systemy są podatne na działanie wszystkich zewnętrznych i antropogenicznych ingerencji lub obciążeń. Istotne znaczenie ma wiek drzew oraz związane z tym zwarcie drzewostanu, a także ilości promieniowania słonecznego przepuszczanego przez okap listowia i ogrzewającego powierzchnię gleby. Wyższa temperatura sprzyja rozkładowi ściółki i przyspiesza w ten sposób biologiczny obieg węgla w układzie gleba – roślinność – gleba. Tempo mineralizacji opadu leśnego ma istotne znaczenie dla funkcjonowania ekosystemu i środowiska (Bednarek i in., 2004).

Materię organiczną gleby leśnej cechuje duży udział tkanek lignifikowanych, znajdujących się zarówno w ściółce, jak i w całym profilu glebowym. Źródłem ligniny są korzenie obumierające w trakcie wzrostu drzew, systemy korzeniowe pozostające w glebie oraz substancje organiczne wydzielane przez korzenie drzew do gleby (Bielińska i in., 2016). Głównym substratem do biosyntezy próchnicy glebowej jest lignina i inne związki polifenolowe (Bielińska i in., 2014). Dekompozycja ligniny i innych związków organicznych następuje równoległe (rys. 3). Rozkład ligniny i innej glebowej substancji organicznej nie jest procesem jednolitym, lecz przebiega etapowo. Na poszczególnych etapach tych przemian powstają nowe związki chemiczne, będące produktami określonej reakcji chemicznej, a jednocześnie substratami wyjściowymi do nowego łańcucha reakcji biochemicznych katalizowanych przez enzymy glebowe (Bielińska



Rys. 2. Transformacje i drogi migracji składników odżywczych w naturalnych ekosystemach leśnych (Bielińska i in., 2016)
 Fig. 2. Nutrient transformations and migration pathways in the natural forest ecosystem (Bielińska et al., 2016)

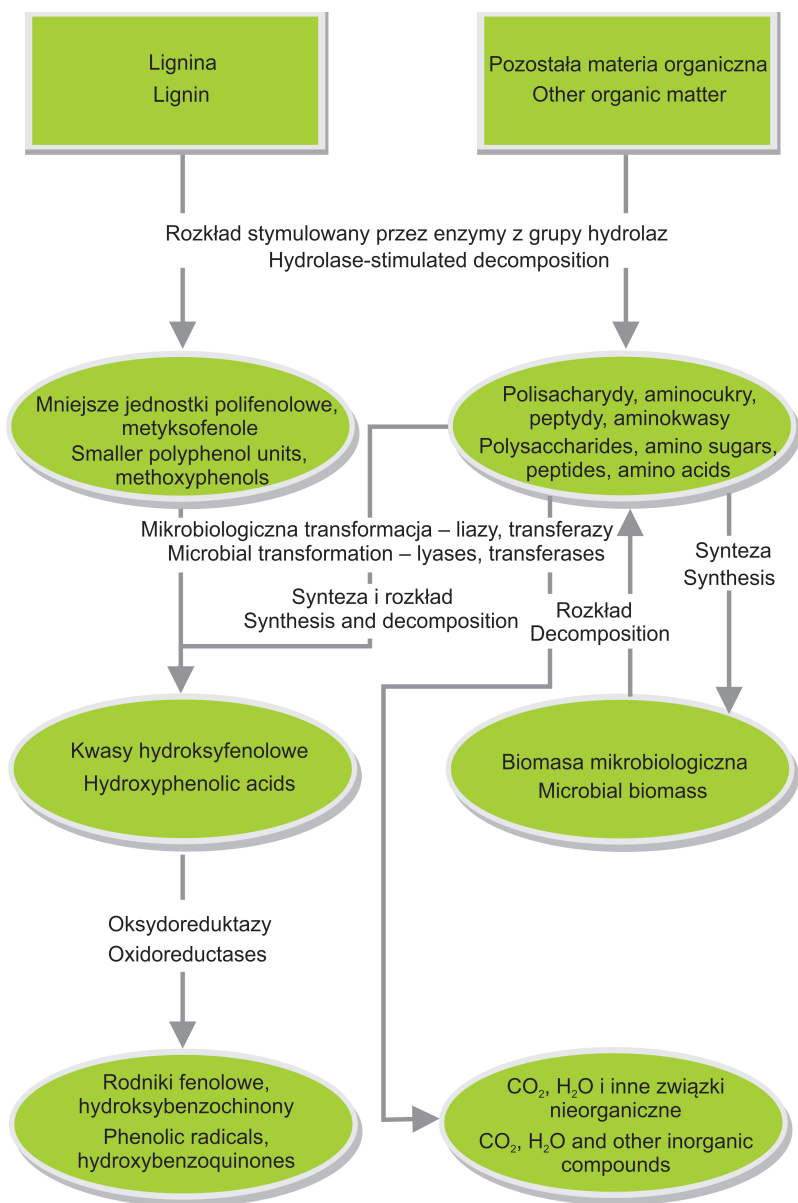
i in., 2014; Nannipieri i in., 2002). Produkty każdego z etapów transformacji ligninu ulegają polimeryzacji i kondensacji z produktami degradacji pozostałej materii organicznej, tj.: peptydami, aminokwasami, aminocukrami, polisacharydami zawierającymi aminocukry. Polimeryzacji i kondensacji ulegają również polimery polifenoli i aminocukry. W wyniku tego procesu – katalizowanego przez kompleks wielu enzymów glebowych, takich jak transferazy uczestniczące w syntezie oligosacharydów, oksydoreduktazy i syntetazy glebowe – powstaje próchnica (Błaszczuk, 2010).

Występujące w lasach wykrociska, poprzez nierównomierny rozwój runa, zwiększają zróżnicowanie miąższości i jakości poziomów próchnicznych (Lasota i Błońska, 2013). Jednocześnie drzewa wzbogacają gleby w głębszych warstwach profilu w próchnicę pochodzącą z rozkładanych korzeni. W ekosystemach leśnych w krótkim okresie węgiel (C) jest akumulowany przede wszystkim w biomasie, natomiast w długiej skali czasowej w postaci glebowej materii organicznej (Bielińska i in., 2016; Dłużewski, 2019).

Ze względu na duży potencjał redukcji emisji CO₂ do atmosfery przez ekosystemy leśne (Dłużewski, 2019; Jobbágy i Jackson, 2000; Lal, 2008) Lasy Państwowe rozpoczęły w 2017 roku realizację pilotażowego projektu leśnych gospodarstw węglowych (LGW). Celem projektu jest prowadzenie odpowiedniej gospodarki leśnej, umożliwiającej kompensowanie wzrostu dopływu do atmosfery ditlenku węgla i innych gazów cieplarnianych, generowanego rozwojem gospodarczym (Centrum..., b.d.). Projekt spełnia międzynarodowe zobowiązania w zakresie polityki klimatycznej oraz założenia polityki leśnej państwa (Dłużewski, 2019). Kraje będące sygnatariuszami UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*) zostały zobowiązane do raportowania zmian w sekwestracji węgla m.in. w rolnictwie, leśnictwie i gruntach zalesionych oraz zmian ilości zawartości węgla organicznego w glebach.

Prowadzone w Polsce i w wielu krajach świata programy zwiększenia powierzchni leśnych, w tym zalesiania gruntów porolnych, wynikają z przyjętych zobowiązań dotyczących polityki klimatycznej i zmniejszenia emisji CO₂ oraz z racjonalnej gospodarki zasobami glebowymi (Dłużewski, 2019). Postępujące wylesienia, związane m.in. z rozwojem rolnictwa, doprowadziły do likwidacji naturalnej pokrywy roślinnej aż do granic ekstremalnych, co spowodowało globalne katastrofalne skutki, nasilając zmiany klimatyczne (Bielińska i in., 2016; Gliński i Turski, 2002; Marcinek i Komisarek, 2004; Uri i in., 2007).

Zalesienie gruntów porolnych wpływa na przeobrażenia środowiska glebowego, wyrażające się odmiennym kierunkiem i intensywnością przebiegu



Rys. 3. Proces rozkładu ligniny (Bielińska i in., 2014)
 Fig. 3. The lignin decomposition process (Bielińska et al., 2014)

wielu specyficznych procesów glebowych, generując istotne zmiany ekochemicznego stanu gleb, w tym zawartości węgla organicznego w glebie, a w konsekwencji emisji CO₂ do atmosfery (Bielińska i Węgorzek, 2010; Kahle i in., 2005; Powers i in., 2012; Wei i in., 2014). W ściółce zachodzi dodatkowa akumulacja węgla organicznego (Lasota i Błońska, 2013; Lasota i in., 2011), co w warunkach szerokiej skali zalesień może mieć znaczenie dla globalnego bilansu węgla (Dłużewski, 2019). Dostępne liczne dane z literatury naukowej w zakresie wpływu zalesień na zmiany zawartości węgla organicznego w glebach są niejednoznaczne i często sprzeczne (Dłużewski, 2019; Paul i in., 2002). Zdaniem Paula i in. (2002) przyczyną zróżnicowania uzyskanych wyników badań jest wcześniejsze użytkowanie gleby, klimat, typ posadzonego lasu oraz skala czasowa zmiany użytkowania gleb. Zhang i in. (2015) wykazali, że w przypadku lasów zlokalizowanych w klimacie suchym zasoby węgla w glebie zwiększają się wraz z wiekiem drzewostanów, a w warunkach większego uwilgotnienia (ze średniorocznym opadem rzędu 600 mm) następuje obniżenie zawartości tego składnika w glebie w pierwszych latach po zalesieniu. Z wielu badań wynika, że zawartość C organicznego w glebie zaczyna istotnie wzrastać dopiero po upływie 30–40 lat od zalesienia (Laganière i in., 2010; Ritter, 2007; Vesterdal i in., 2002). Dovydenko (2004) zwraca uwagę, że czynnikiem determinującym zawartość węgla, zwłaszcza w pierwszych latach po zalesieniu gleb porolnych, jest wcześniejsze przygotowanie gleby pod zalesienie. Cytowany autor wykazał, że mechaniczne przygotowanie gleby pod nasadzenia powoduje przyspieszenie mineralizacji materii organicznej, skutkujące obniżeniem zawartości węgla organicznego w wierzchnich warstwach gleby i dopiero po 20 latach następuje zauważalny wzrost tego składnika w zalesionych glebach. W długich okresach po zalesieniu ustala się stan homeostazy w środowisku glebowym i ekosystemie, polegający na optymalizacji procesów wytwarzania oraz przekształcania żywej materii i rozkładu martwej biomasy, a także reaktywacja procesów samoregulujących obiegi i zasoby węgla, włącznie z zasocjowaniem z postępującymi zmianami klimatu. Gleby w ekosystemach są funkcją działających zmiennie w czasie, zróżnicowanych i zmiennych w przestrzeni układów czynników glebotwórczych. Wszystkie struktury ekologiczne, sozologiczne, zasobowo-użytkowe, samoregulacyjno-odpornościowe, buforujące i zasobowo-użytkowe ekosystemu są wzajemnie powiązane (Bielińska i in., 2016). Rozpoznanie czynników kształtujących trendy i dynamikę procesów zmian zachodzących w zalesionej glebie wymaga długotrwałego monitoringu prowadzonego na stałych powierzchniach obserwacyjnych, uwzględniające-

go testy enzymatyczne. Aktywność enzymatyczna gleby jest wypadkową zachodzących w środowisku glebowym procesów chemicznych i biologicznych, odzwierciedla metabolizm gleby (Bielińska i in., 2014; Russel i in., 2006). W świetle przedstawionych rozważań należy uznać, iż taktyczne elementy zarządzania środowiskowego terenami zalesionymi powinny obejmować:

- analizę warunków siedliskowych i perspektyw ekologii krajobrazu
- ekologiczne konsekwencje stanów oraz manipulacji w drzewostanach
- włączenie składu gatunkowego zbiorowiska roślinnego z jego różnorodnością do oceny funkcjonowania tworzącego się ekosystemu leśnego
- uwzględnienie różnorodności skali czasowej i zmian klimatycznych
- rozpoznanie perspektyw dynamiki rozwojowej ekosystemu włącznie z ich zasocjowaniem ze zmianami globalnymi
- realizację zarządzania adaptacyjnego opartego na ewolucyjności ekosystemu
- naukowo zaprojektowany, ciągły monitoring ekosystemu.

3. Enzymatyczne wskaźniki przeobrażeń zalesionych gleb porolnych

Aktywność enzymów glebowych stanowi jeden z bardziej wrażliwych wskaźników funkcjonowania ekosystemu, ponieważ określa zarówno kierunek procesów biochemicznych, jak i całość podstawowych przemian mikrobiologicznych oraz chemicznych (Domżał i Bielińska, 2007; Piotrowska-Długosz, 2020). Testy enzymatyczne są powszechnie stosowane jako wskaźniki aktywności biologicznej gleby oraz wskaźniki diagnostyczne do oceny zmian zachodzących w środowisku glebowym pod wpływem czynników środowiskowych oraz antropogenicznych, w tym warunków klimatycznych, sposobu użytkowania gleb, rodzaju szaty roślinnej (Bielińska i in., 2014). Aktywność enzymatyczna gleby może świadczyć pośrednio o trwałości i ekologicznej integracji ekosystemu (Bielińska i in., 2016; Russel i in., 2006). Mierzona wartość aktywności enzymów odzwierciedla stan *in situ*, determinowany nie tylko przez aktualne warunki istniejące w glebie, ale też w znacznej mierze, dzięki długotrwałej akumulacji enzymów w formie kompleksów próchnicznych, przez historię zdarzeń poprzedzających oznaczenie, m.in. stosowanych zabiegów uprawowych (Piotrowska-Długosz, 2019; Piotrowska-Długosz i Wilczewski, 2015; Skowrońska i in., 2020). Zastosowanie wskaźników enzymatycznych do kompleksowej oceny stanu ekochemicznego gleb pozwala na monitoring długookresowy i identyfikację panujących trendów (Bielińska i in., 2016).

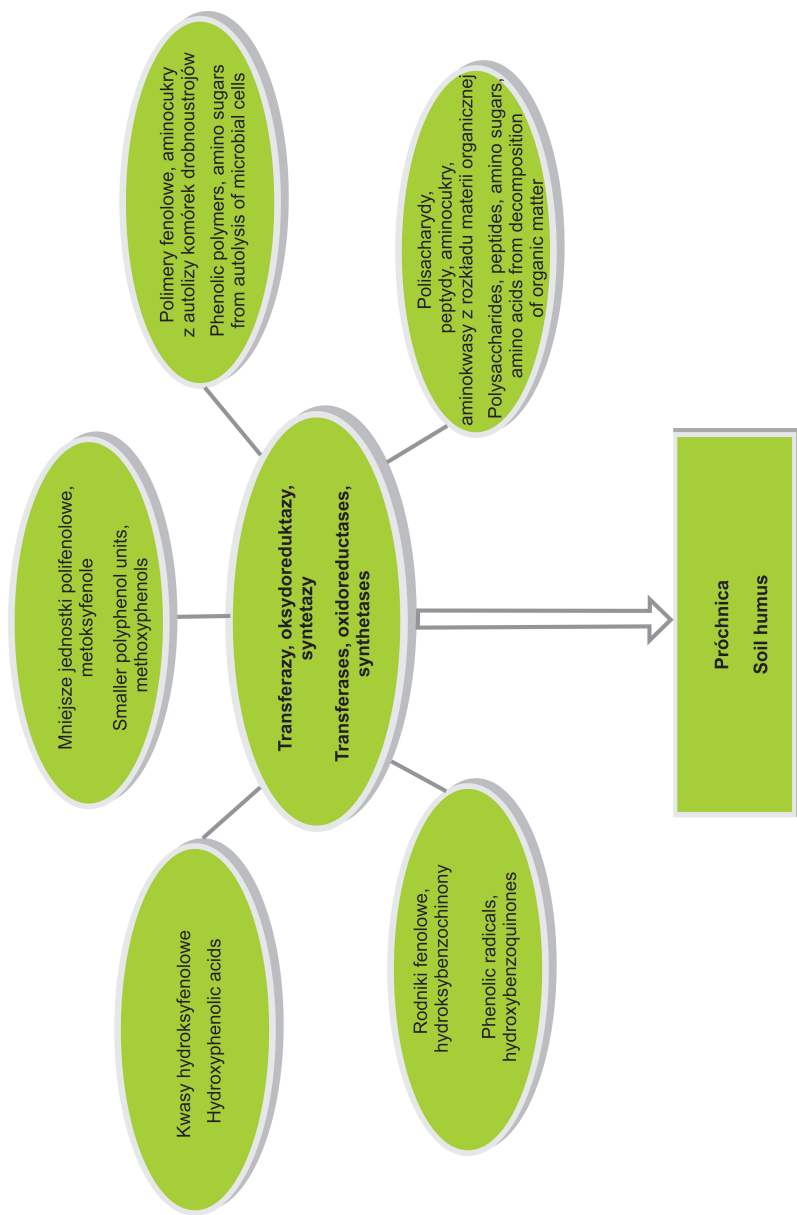
Enzymy są wydzielane do środowiska glebowego głównie przez mikroorganizmy glebowe, podziemne części roślin oraz faunę glebową. Rośliny wyższe mogą bezpośrednio oraz pośrednio wzbogacać glebę w enzymy. Bezpośrednim źródłem enzymów jest przede wszystkim ściółka, resztki roślinne i korzenie

(Bielińska i in., 2014; Błńska, 2011). Po obumarciu komórki roślin wyższych ulegają autolizie, w wyniku czego zawartość ich łącznie z enzymami dostaje się do gleby. Pośredni wpływ roślin polega na stymulacji syntezy enzymów mikroorganizmów przez resztki roślinne i wydzieliny korzeniowe. Podobnie jak w przypadku roślin również mezofauna ma istotny udział w puli enzymów glebowych. Generalnie producentami enzymów są wszystkie organizmy żywe bytujące w glebie (Bielińska i in., 2004; Kucharski i in., 2015). Aktywność enzymów zależy od bezwzględnej ich ilości, wielkości puli reagujących związków innych niż enzymy oraz od katalitycznej sprawności. W środowisku glebowym dochodzą dodatkowe czynniki (zarówno abiotyczne, jak i biotyczne) oddziałujące na sprawność katalityczną. Należą do nich m.in.: zawartość mineralnych i organicznych koloidów, temperatura, właściwości wodno-powietrzne oraz pH gleb, zawartość pierwiastków biogennych, liczebność i stan gatunkowy mikroorganizmów (Bielińska i in., 2014; Brzezińska i Włodarczyk, 2005). Stabilizację enzymów poprzez składniki glebowe można przypisać: 1) enakapsulacji enzymów w glebie, 2) wiązaniom krzyżowym, 3) tworzeniu kopolimerów, 4) adsorpcji, 5) adsorpcji i wiązaniu krzyżowemu oraz 6) wiązaniu kowalencyjnemu. Wprawdzie sprawność katalityczna enzymów związanych z koloidami glebowymi z reguły jest mniejsza niż tych samych enzymów występujących w stanie wolnym bądź w komórkach, lecz są one bardziej odporne na okresowe zmiany warunków panujących w ekosystemie. Enzymy te pełnią ważną rolę w ekologii mikroorganizmów glebowych i decydują o kierunku przemian biochemicznych w glebie. Immobilizacja enzymów w kompleksach próchnicznych może chronić białka enzymatyczne, ponieważ stabilizuje ich strukturę trzeciorzędową, poprawiając odporność enzymu na denaturację termiczną, ale może także powodować ich dezaktywację względem substratów o dużej masie cząsteczkowej. Enzymy, które zostaną związane z koloidami próchnicznymi w wyniku adsorpcji czy na skutek kopolimeryzacji w trakcie powstawania próchnicy, zakumulowane w lub na kompleksach ilasto-próchnicznych, a także enzymy, które zwiążą się z koloidami mineralnymi mogą przetrwać w glebie przez dziesiątki, setki, a nawet tysiące lat. Enzymy glebowe, wykorzystując pełny repertuar sił oddziałujących między cząsteczkami, katalizują procesy związane z biogeochemicznym krążeniem pierwiastków, pośredniczą w przekształcaniu różnych form energii, np. w procesie fotosyntezy energia świetlna jest zamieniana na energię wiązania chemicznego (Bielińska i in., 2014; Kucharski i in., 2015).

Stan biologiczny środowiska glebowego ma istotny wpływ na zasoby węgla organicznego w zalesionych glebach (Bielińska i Węgorzek, 2010; Bielińska i in.,

2016; Kahle i in., 2005; Shang i in., 2014). Jednym z najważniejszych procesów decydujących o trwałości tworzącego się ekosystemu leśnego na glebach porolnych jest szlak biosyntezy próchnicy glebowej, katalizowany przez kompleks enzymów (rys. 4). Procesy rozkładu i syntezy zachodzą w glebie równocześnie i składają się na całość przemian, określanych metabolizmem glebowym (Bielińska i in., 2014; Błońska, 2011). Przebiegające w glebie procesy rozkładu dostarczają materiał do syntezy nowych związków chemicznych, które z kolei ulegają procesom rozkładu w efekcie działania takich enzymów hydrolitycznych, jak: peptydazy, karbohydrazy, nukleazy czy lipazy (Bielińska i in., 2014; Paul i Clark, 2000).

Podczas hydrolitycznego rozkładu glebowych związków organicznych powstają pośrednie produkty hydrolizy, z których pod wpływem specyficznych enzymów są uwalniane aminokwasy, kwasy organiczne, cukry proste, nukleotydy, będące substratami dla innych enzymów glebowych, a także wykorzystywane przez rośliny i mikroorganizmy jako źródło energii. Aminokwasy pod wpływem liaz ulegają dezaminacji (odszczępienie grupy aminowej) lub dekarboksylacji (odszczępienie CO_2), tworząc kwasy organiczne, węglowodory i aminy. Liazy mogą także odszczepiać grupę karboksylową od kwasów organicznych, np. kwasu cytrynowego czy bursztynowego. Na związki organiczne wytworzone w procesach katalizowanych przez liazy i hydrolazy oraz na związki organiczne wydzielone przez organizmy glebowe działają następnie transferazy, przenoszące grupy atomów z jednego związku na drugi, jak np. aminotransferazy (enzym przenoszący grupy aminowe) czy transfruktozydazy i lewanosacharazy (enzymy katalizujące syntezę polisacharydów). Związki te (wolne aminokwasy, cukry proste i złożone, fenole i kwasy organiczne) mogą ulegać w środowisku glebowym różnego typu przekształceniom katalizowanym przez oksydoreduktazy. To stadium transformacji odgrywa istotną rolę w procesach powstawania specyficznych substancji humusowych, a także decyduje o ilości energii wydzielonej z organicznych i nieorganicznych składników gleby (Bielińska i in., 2014; Paul i Clark, 2000). Oksydoreduktazy utleniają glebowe fenole do chinonów, które mogą łączyć się z aminokwasami i polimeryzować w próchnicę glebową oraz mogą przekształcać inne glebowe związki organiczne, tworząc substrat dla syntetaz. Protony odłączone od utlenianych substratów uczestniczą w procesach biosyntezy za pośrednictwem koenzymów dehydrogenaz (Russel i in., 2006). Reakcje syntezy kwasów organicznych, aminokwasów i innych złożonych związków organicznych zachodzą w środowisku glebowym dzięki obecności syntetaz. W glebie, w warunkach niekorzystnych dla aktywności życiowej mikroorganizmów, takich jak susza lub ograniczenie dostępności substratów węglowych,



Rys. 4. Udział różnych grup enzymów w powstawaniu próchnicy (wg Bielińska i in., 2014)
 Fig. 4. The participation of various groups of enzymes in the formation of soil humus (acc. Bielińska et al., 2014)

glutaminosyntetazy i alaninosyntetazy odgrywają istotną rolę w tworzeniu kwasu glutaminowego i alaniny, bez struktur komórkowych (Kieliszewska-Rokicka, 2001). Natężenie i kierunek procesów syntezy i rozkładu w glebie, w których enzymy glebowe odgrywają zasadniczą rolę, uzależniony jest od warunków klimatyczno-przyrodniczych oraz oddziaływań antropogenicznych. Zmiana tych warunków generuje nasilenie syntezy lub intensywniejszy rozkład (Bielińska i in., 2014; Jobbágy i Jackson, 2000).

Podstawowe zalety biologicznych metod oceny stanu środowiska glebowego, opartych na testach enzymatycznych, to nie tylko możliwość wykonywania seryjnych analiz, ale przede wszystkim zdolność sumarycznego wyrażenia wpływu licznych czynników oraz ocena parametrów niemożliwych do określenia w inny sposób, np. elementów metabolizmu komórkowego. Gleby będące w stanie homeostazy charakteryzują się ustabilizowanym składem mikrobiocenotycznym i określonym poziomem aktywności enzymów glebowych. Każda zmiana aktywności enzymów może być czułym wskaźnikiem przemian zachodzących w glebie, zaznaczającym się wcześniej niż zmiany składu chemicznego oraz właściwości fizycznych gleb (Bielińska i in., 2016).

4. Charakterystyka przyrodnicza terenu badań

Na terenie Nadleśnictwa Sobibór prowadzono wieloletnie (2009–2019) badania ekochemicznego stanu zalesionych gleb porolnych w różnowiekowych borach świeżych (rys. 5–6). Nadleśnictwo jest położone we wschodniej części województwa lubelskiego, w obszarze powiatów włodawskiego i chełmskiego. Rzeka Bug, ograniczająca teren od wschodu, stanowi jednocześnie granicę państwa z Ukrainą oraz na niewielkim odcinku z Białorusią. Nadleśnictwo od zachodu graniczy z Poleskim Parkiem Narodowym, obejmującym zgrupowanie największych bagien i jezior Polesia Zachodniego. Drugie, mniejsze zgrupowanie obszarów wodno-torfowiskowych znajduje się wśród lasów Nadleśnictwa Sobibór.

Nadleśnictwo Sobibór zajmuje powierzchnię 22 175 ha, z czego 90% obejmuje powierzchnia leśna. Stanowi ona zasadniczo jeden duży kompleks leśny (Lasy Sobiborsko-Włodawskie) z enklawami łąk, bagien, jezior i niedużych wiosek. O walorach tutejszej przyrody świadczy utworzenie w 1983 r. Sobiborskiego Parku Krajobrazowego, obejmującego 10 000 ha Lasów Sobiborskich wraz z większością występujących tu jezior oraz bagien (Będziejewski, 2004). Duża powierzchnia obszarów chronionych przesądziła, że niemal cały obszar Nadleśnictwa Sobibór został włączony w granice Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie” (Chmielewski, 2005). Status Rezerwatu Biosfery jest nadawany przez Światowy Komitet UNESCO w Paryżu obszarom o wybitnych, wyróżniających się w skali światowej walorach przyrodniczych i krajobrazowych.

Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie”, mimo objęcia różnymi prawnymi formami ochrony przyrody i krajobrazu, podlega daleko idącym, niekorzystnym przekształceniom. Kułak i Chmielewski (2010) podkreślają, iż przyczyną negatywnych zjawisk, zwłaszcza w warunkach nasilających się zmian klimatu,



Rys. 5. Położenie Nadleśnictwa Sobibór
 Fig. 5. The location of the Sobibór Forest Inspectorate



Rys. 6. Nadleśnictwo Sobibór
 Fig. 6. The Sobibór Forest Inspectorate

są uregulowane cieki przebiegające wśród zabudowy, pól i łąk, przypominające głęboko wcięte kanały, w których w okresach suchych przepływ wody jest znikomy lub zanika całkowicie. Zdaniem cytowanych autorów dawnego, unikatowego krajobrazu Polesia nie da się już przywrócić, ale kształtując nowe zagospodarowanie tego regionu należy czerpać z tradycji jego dziedzictwa przyrodniczego.

Polesie Zachodnie stanowi w podziale regionalnym Europy jednostkę terytorialną rangi makroregionu (Kondracki, 2002). Obejmuje zachodni fragment rozległej krainy poleskiej, rozciągającej się na terenie Białorusi i Ukrainy, w dorzeczju Prypeci. Krajobraz Polesia charakteryzuje się monotonią rzeźby terenu, niewielkimi różnicami wysokości, płytkim występowaniem wód gruntowych, licznymi torfowiskami, moczarami i bagnami. Jedynym urozmaiceniem są garby i pagóry morenowe, pozostałości okresu lodowcowego. Grubość osadów czwartorzędowych jest bardzo zmienna na Polesiu. Na wyniesieniach podłoża kredowego osady te nie występują lub występują w postaci pokrywy o niewielkiej miąższości. Natomiast w zagłębieniach występujących w podłożu starszym ich miąższość osiąga nawet 60–100 m. Sumaryczna miąższość osadów kredowych Zachodniego Polesia zmienia się od 300–400 m wzdłuż doliny Bugu do 600–700 m w zachodniej części obszaru (Świdrowska, 2007). Garb Włodawski, wyodrębniający się z Polesia wyniosłością (sięga do 216,6 m n.p.m.), charakteryzuje się licznymi, odizolowanymi od siebie „garbami”, zbudowanymi ze skał kredowych, nadbudowanych grubą pokrywą utworów paleogeńsko-neogeńskich. Na powierzchni tego terenu leżą osady lodowcowe i wodnolodowcowe. Wśród form polodowcowych wyróżniają się pagóry piaszczysto-żwirowe zwane kemami oraz ostańce moren czołowych, zbudowane z glin, piasków i żwirów (Grys, 2004). Rzeźba tego obszaru była kształtowana przez zespół zróżnicowanych genetycznie czynników (glacjalnych, peryglacjalnych, krasowych, akumulacji organogenicznej), działających ze zmienną intensywnością od środkowego plejstocenu (złodowacenie Odry) do holocenu włącznie, a elementami stanowiącymi współczesne determinanty krajobrazowe są obszary hydrogeniczne (Harasimiuk i Dobrowolski, 2010). Obszary te mają istotny wpływ na uwilgotnienie gleb na danym terenie. Warunki wilgotnościowe należą do parametrów decydujących o zasobności gleb w węgiel organiczny (Dłużewski, 2019). Teren Polesia wyróżnia bogata sieć rzeczna, na którą składają się m.in. Prypeć, Stochod, Styr czy Bug (Kułak i Chmielewski, 2010).

Jednym z największych wyzwań XXI wieku jest utrzymanie i wzmocnienie krajobrazu jako wyrazu narodowej, regionalnej i lokalnej tożsamości oraz trwałości, poprzez kreowanie zintegrowanej polityki krajobrazowej. Podstawowym

dokumentem określającym założenia współczesnej europejskiej polityki krajobrazowej jest Europejska konwencja krajobrazowa (ELC, 2000), w której postuluje się całościowe, zintegrowane podejście do problematyki zrównoważonej ochrony krajobrazu. Poziom i zakres interwencji w krajobrazie cechuje szerokie spektrum: od kompensacji i ograniczania efektów do ukierunkowanego i bardziej odległego w czasie, a często też w przestrzeni, oddziaływania na przyczyny zmian (Klijn, 2004). Według wytycznych Europejskiej konwencji krajobrazowej (ELC, 2000) do procesu zarządzania krajobrazem należy włączyć także odbiorców krajobrazu. W konwencji określono krajobraz w aspekcie wspólnego dziedzictwa, którego poznanie i ochrona wymaga udziału zarówno ekspertów i władz, jak i wszystkich użytkowników (Jones, 2007). Polska ratyfikowała Europejską konwencję krajobrazową w 2004 roku, zobowiązując się do wdrażania jej podstawowych ustaleń. W konwencji wyznaczono ogólne ramy nowej polityki krajobrazowej, wskazano kierunki i formy działań na rzecz ochrony, planowania i zarządzania krajobrazem. Zagadnienia związane z praktycznym wymiarem implementacji (zakresem, tempem, procedurami i instrumentami) pozostają w gestii poszczególnych krajów ratyfikujących ten dokument.

Kompleksowe badania przeprowadzone przez Dobrowolskiego i in. (2010) wskazują na cechy kontynentalne klimatu Polesia. Z obserwacji Kaszewskiego (2008) wynika, że teren Nadleśnictwa Sobibór charakteryzuje się średnią roczną temperaturą powietrza wynoszącą 7,3°C, wysoką roczną amplitudą temperatury (23,5°C) i średnią roczną sumą opadu 560 mm. Okres wegetacyjny trwa w nadleśnictwie około 205 dni. Liczba dni z przymrozkiem przekracza 130, liczba dni mroźnych wynosi 56, liczba dni gorących – 37, a średnia liczba dni z pokrywą śnieżną – 80. Obszar Nadleśnictwa Sobibór cechuje się bardzo małą zmiennością większości elementów klimatu i należy do terenów o największym saldzie bilansu promieniowania w Polsce, usłonecznieniu rzeczywistym ponad 1650 godzin i usłonecznieniu względnym powyżej 38%. Najwyższe minimalne temperatury powietrza przy gruncie notuje się w borach suchych (Bs), gdzie szata roślinna ogranicza wypromieniowanie długofalowe z powierzchni ziemi (Kaszewski, 2008).

Średnioroczne temperatury i opady dla omawianego terenu w okresie badań zaprezentowano na podstawie danych pochodzących z Włodawy (tab. 1 i 2). Średnia roczna (2009–2019) temperatura powietrza we Włodawie wyniosła 8,7°C (tab. 1). W porównaniu do okresu 1971–2000 była wyższa o 1,5°C. W analizowanym wieloleciu najniższą średnią roczną zanotowano w 2010 roku (7,7°C), a najwyższą w 2019 roku (10,0°C). Była to prawdo-

podobnie najwyższa wartość średnia roczna od czasu rozpoczęcia obserwacji meteorologicznych we Włodawie. W okresie roku najcieplejszym miesiącem był lipiec (średnia 19,8°C). Niewiele niższą średnią temperaturę stwierdzono w sierpniu (19,2°C). Średnia temperatura lipca była wyższa aż o 2,4°C w porównaniu z wartością średnią zanotowaną w wieloleciu 1971–2000, a średnia sierpnia o 2,2°C. Warto podkreślić, że w latach 2009–2019 średnia temperatura lipca aż w czterech latach przekroczyła 20°C. Najwyższa jej wartość (21,6°C) wystąpiła dwukrotnie: w 2010 oraz w 2012 roku. Jednak maksymalną średnią miesięczną temperaturę zanotowano w sierpniu 2015 roku, podczas którego osiągnęła 21,9°C. Z kolei najchłodniejszy był styczeń ze średnią temperaturą w okresie badań wynoszącą –3,4°C. Temperatura w styczniu zbliżała się do średniej z lat 1971–2000 (Lorenc, 2005). Ogólnie więc wyższe średnie miesięczne i roczne temperatury powietrza zanotowano w drugiej części okresu badań, podobnie jak w innych regionach kraju. Tendencja ta jest zgodna z ogólnie obserwowanym ociepleniem klimatu w tej części Europy.

Tabela 1. Średnia miesięczna i średnia roczna temperatura powietrza we Włodawie w latach 2009–2019 (°C)

Table 1. The average monthly and annual air temperatures in Włodawa between 2009 and 2019 (°C)

Miesiąc Month	Lata – Years											Średnia Average
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	
I	-3,0	-9,0	-1,6	-2,3	-4,2	-3,7	0,7	-4,6	-5,4	-0,5	-3,3	-3,4
II	-1,4	-2,9	-4,6	-8,1	-0,7	0,9	0,4	3,0	-1,8	-3,9	2,1	-1,5
III	1,3	2,9	2,1	3,9	-2,4	6,0	4,6	3,7	5,6	-0,7	4,8	2,9
IV	10,2	9,1	9,8	9,3	8,1	9,8	7,9	9,3	7,3	13,2	9,7	9,4
V	12,9	14,8	13,9	15,0	15,9	13,8	12,8	14,7	13,9	17,0	13,7	14,4
VI	16,1	18,0	18,3	16,9	18,2	15,6	17,2	18,5	18,2	18,8	21,8	18,0
VII	19,6	21,6	18,8	21,6	18,9	20,7	19,6	19,5	18,4	20,2	18,4	19,8
VIII	17,8	19,9	18,3	18,6	18,7	18,2	21,9	18,2	19,5	20,2	19,7	19,2
IX	14,7	12,0	14,7	14,6	11,6	14,0	15,0	14,8	13,9	15,2	14,4	14,1
X	6,9	5,4	7,1	7,7	9,8	8,6	6,8	6,7	8,9	9,6	10,4	8,0
XI	4,8	5,9	2,4	5,1	5,4	3,6	4,7	2,1	3,5	3,1	6,0	4,2
XII	-2,1	-4,9	1,9	-4,5	0,9	-0,3	3,3	-0,1	1,8	0,2	2,5	-0,1
Średnia Average	8,2	7,7	8,4	8,2	8,4	8,9	9,6	8,8	8,7	9,4	10,0	8,7

Źródło: opracowano na podstawie danych IMGW – PIB.

Source: based on data of the Institute of Meteorology and Water Management – National Research Institute.

Średnia roczna sum opadów atmosferycznych (2009–2019) wyniosła 606,5 mm i była nieznacznie wyższa od wartości z wielolecia 1971–2000. W poszczególnych latach okresu badań najniższe opady atmosferyczne (442 mm) wystąpiły w 2015 roku, a najwyższe (738 i 730 mm) w latach 2009 i 2014. Rozkład opadów atmosferycznych w roku wykazywał podobieństwo do wartości charakteryzujących regiony sąsiednie. Najmniejsze sumy miesięczne opadów notowano od stycznia do kwietnia (22–39 mm). Wzrost opadów następował od maja i trwał do lipca, podczas którego opady były najwyższe i osiągały średnio 92 mm. Rozkład opadów w ciągu roku należy określić jako nierównomierny. W roku 2011 różnica między sumą miesięczną w listopadzie (0,5 mm) a w lipcu (237 mm) wyniosła 236,5 mm. Duże wahania między sumami miesięcznymi opadów zanotowano także w większości pozostałych lat. Warto zwrócić uwagę, że wysokie różnice sum miesięcznych opadów zanotowano w tych samych miesiącach w różnych latach (tab. 2).

Tabela 2. Miesięczne i roczne sumy oraz średnie wartości opadów atmosferycznych we Włodawie w latach 2009–2019 (mm)

Table 2. The total and average monthly and annual rainfall in Włodawa between 2009 and 2019 (mm)

Miesiąc Month	Lata – Years											Średnia Average
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	
I	14,2	24,7	35,6	28,2	61,5	52,4	35,6	40,5	11,2	21,6	30,1	32,3
II	20,5	26,9	27,0	22,3	25,9	9,2	1,5	53,1	33,7	12,1	13,0	22,3
III	63,9	18,3	8,7	27,0	33,1	26,8	32,8	60,2	43,8	25,9	34,8	34,1
IV	13,5	18,9	45,9	33,9	51,9	41,0	35,3	69,9	57,0	48,8	12,1	38,9
V	99,8	91,3	42,7	50,5	127	173,0	74,5	25,6	34,0	50,4	77,0	76,9
VI	214,0	53,4	114,0	66,0	102,0	109,0	25,6	66,8	23,8	15,9	40,7	75,4
VII	39,7	62,3	237,0	30,5	76,2	60,9	47,0	133,0	116,0	143,0	70,6	92,3
VIII	57,0	129,0	67,5	104,0	14,9	99,9	2,9	26,9	41,3	56,7	90,4	62,8
IX	31,3	85,1	15,8	21,3	82,3	35,4	73,7	7,9	105	44,9	46,4	49,9
X	89,1	11,5	29,6	62,7	8,8	22,7	44,2	84,8	85,3	36,1	30,9	46,0
XI	41,0	54,3	0,5	18,5	66,4	17,1	46,0	46,3	39,3	10,2	38,1	34,3
XII	54,5	32,7	29,9	27,9	18,1	82,2	23,0	37,8	29,0	80,8	37,4	41,2
Suma Sum	738,0	609,0	654,0	493,0	668,0	730,0	442,0	653,0	618,0	546,0	522,0	606,5

Źródło: opracowano na podstawie danych IMGW – PIB.

Source: based on data of the Institute of Meteorology and Water Management – National Research Institute.

W Nadleśnictwie Sobibór (Okruch, 2004; Operat, 2011–2014) głównymi gatunkami lasotwórczymi są: sosna zwyczajna (73%), olsza (13%), brzoza (10%) i dąb (10%). Czynnikiem determinującym krajobrazy, stosunki wodne, gleby i szatę roślinną nadleśnictwa jest budowa geologiczna podłoża. Płytkie osady paleogeńsko-neogeńskie i czwartorzędowe zalegają na płaskim, nieprzepuszczalnym podłożu margli kredowych, co przy minimalnym nachyleniu terenu prowadzi do licznych zastoisk wodnych i zabagnień, sąsiadujących z siedliskami suchymi. Siedliska wilgotne i bagienne zajmują w Nadleśnictwie Sobibór 33% powierzchni (Łapiński, 2005). Należy podkreślić, że w objętych badaniami zalesieniach porolnych na zróżnicowanie pokrywy glebowej wpływają w różnym stopniu układy dwóch rodzajów czynników, a mianowicie wewnętrznych, związanych z rodzajem krajobrazu oraz zewnętrznych, wynikających ze sposobu użytkowania i wieku drzewostanów. Czynniki zewnętrzne są efektem długotrwałych procesów glebotwórczych i wiążą się z rosnącą zmiennością warunków przebiegu pedogenezy w porównaniu ze stanem początkowym (Svoray i Shoshany, 2004).

W Nadleśnictwie Sobibór około 60% lasów wywodzi się z zalesień porolnych (Bielińska i Węgorzek, 2010; Łapiński, 2005). Szczególnie duże powierzchnie zalesiono po drugiej wojnie światowej, w ramach likwidacji wsi opuszczonych przez ludność ukraińską, gruntów przekazanych przez PFZ oraz z komasacji. Warto podkreślić, iż w nadleśnictwie corocznie wykonuje się zalesienia gruntów porolnych, odnowienia bieżące oraz przebudowę „negatywnych” sośnin na siedliskach borowych (rys. 7) stanowiących 68% tutejszych lasów. Działania te polegają na uzyskaniu młodego pokolenia sosny i uzupełnienia uprawy o gatunki biocenotyczne, jak dęby, buki, graby i inne, które z czasem będą spełniać rolę podszytu lub drzewostanu drugiego piętra (Łapiński, 2005).

Na terenie Nadleśnictwa Sobibór zalesienia porolne obejmują gleby rdzawe typowe (Haplic Arenosols; FAO–PTG, 2015; Systematyka gleb Polski, 2019) o składzie granulometrycznym od piasków luźnych do słabogliniastych, które według Zarządzenia nr 9 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych są zaliczane do typu 12 (RD) gleby rdzawe (Klasyfikacja..., 2001). Gleby te, wytworzone z różnej miąższości piasków eolicznych, wykazują uziarnienie piasków luźnych. W poziomach genetycznych omawianych gleb występują drobnoziarniste piaski luźne i słabogliniaste. W związku z uziarnieniem analizowane gleby cechują się małą polową pojemnością wodną i małą zdolnością do retencji wód opadowych oraz znaczną przewiewnością. Grunty te kwalifikują się do V i VI klasy bonitacyjnej.



Rys. 7. Sośnina na gruncie porolnym do przebudowy – Nadleśnictwo Sobibór
Fig. 7. A pine forest in a former farmland for reconstruction – the Sobibór Forest Inspectorate

Szacuje się, że ponad 50% lasów nadleśnictwa wywodzi się z zalesień porolnych okresu powojennego. W latach 1947–1987 zalesiono łącznie 1,2 mln ha gruntów porolnych i nieużytków, zwiększając lesistość kraju do 27,8% (Olszewska i Smal, 2008). Są to lasy o małej odporności na różnorodne zagrożenia, jak choroby grzybowe (głównie huba korzeniowa), szkodniki owadzie (np. borecznik, brudnica, strzygonia) oraz zagrożenie pożarowe (Będziejewski, 2004; Operat, 2011–2014). W obowiązującej od kilku dekad strategii gospodarki wielofunkcyjnej postawiono za cel nadrzędny przywracanie lasom cech naturalnych, co jest najlepszym sposobem uodparniania na zagrożenia (Łapiński, 2005; Okruch, 2004). Lite drzewostany sosnowe z domieszką brzozy są właściwe w Nadleśnictwie Sobibór, a ich unaturalnienie polega na wprowadzaniu podszytów i wzbogacaniu siedliska oraz przebudowę „negatywnych” drzewostanów sosnowych poprzez uzyskanie młodego pokolenia sosny (Będziejewski, 2004).

5. Materiał i metody badań

W Nadleśnictwie Sobibór objęto badaniami tereny porolne zalesione sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris* L.), gatunkiem dominującym na tym terenie. Prace badawcze rozpoczęto w 2009 roku na trzech powierzchniach obserwacyjnych: w uprawie kilkuletniej (uprawa), pod drzewostanami kilkunastoletnimi (młodnik) oraz trzydziestokilkuletnimi (zalesienia). Obiektami porównawczymi były gleby naturalnych ekosystemów leśnych z drzewostanami stukilkuletnimi (las), usytuowane w bliskim sąsiedztwie powierzchni doświadczalnych (założonych przez pracowników Nadleśnictwa Sobibór). Wszystkie stanowiska badawcze zostały wybrane tak, aby w niedalekiej odległości (150–400 m) od gleb leśnych porolnych znajdował się las naturalny. W ekosystemach leśnych (las naturalny) zwarcie drzewostanu było pełne, zagęszczenie duże. W okresie prowadzonych badań drzewostan sosnowy charakteryzował się następującymi parametrami: wysokość około 24 m, pierścienica 33 cm. W podszycie występowały: brzoza brodawkowata, dąb czerwony, dąb szypułkowy, kruszyna pospolita. Podszyt pokrywał 20% powierzchni.

Sadzonki sosny w czwartym roku istnienia uprawy (2009 r.) oraz w latach następnych wykazywały równomierny wzrost, przejawiający się w cechach morfometrycznych igieł, przyrostach wysokości i pokroju korony (rys. 8). Równomiernie porastające pędy miały ciemnozielone igły długości około 105–108 mm. Nie stwierdzono chlorozy igieł i brunatnych nekroz. Udatność uprawy wynosiła 98%.

Z informacji uzyskanych w Nadleśnictwie Sobibór wynika, że w młodnikach oraz zalesieniach funkcjonujący ekosystem wykształcony na glebach porolnych miał zoptymalizowaną w długich okresach produkcję biomasy w warunkach dostosowania zbiorowisk roślinnych do warunków siedliskowych (Operat, 2009–2011). W młodnikach sosny (kilkunastoletnie drzewostany) występują-



Rys. 8. Uprawa sosnowa w Nadleśnictwie Sobibór
Fig. 8. Pine plantation in the Sobibór Forest Inspectorate

ce tam drzewa miały wysokość około 6 m (pierścienica 6,0–6,5 cm). Zwarcie drzewostanu było pełne, zagęszczenie duże. Podszyt stanowiły: czeremcha amerykańska, leszczyna pospolita i kruszyna pospolita. Również stan drzewostanów trzydziestokilkuletnich wskazywał na stabilność tego ekosystemu. Zwarcie drzewostanu było przerywane. Na tej powierzchni dominująca sosna miała wysokość około 19 m (pierścienica 20 cm). Występowały tam nieliczne miejscowe domieszki brzozy brodawkowatej. Podszyt tworzyły: dąb czerwony, czeremcha amerykańska, kalina karłowa, robinia akacjowa.

W maju 2009 roku, na podstawie analizy map glebowych i taksacyjnych oraz opisanie profili glebowych, wytypowano powierzchnie badawcze spełniające wymogi podobieństwa pod względem siedliskowym. Każda analizowana powierzchnia testowa cechowała się podobnymi cechami profilowymi, zbliżonym układem stosunków wodnych, identycznym klimatem oraz podobną konfiguracją terenu. Wszystkie wytypowane powierzchnie badawcze znajdowały się w warunkach siedliskowych zakwalifikowanych do borów świeżych.

Próbki glebowe do badań pobierano w latach 2009–2019, każdego roku w pierwszej dekadzie października, z części mineralnej poziomów próchnicznych – A bądź A(p) analizowanych gleb. Termin pobierania próbek glebowych wybrano ze względu na to, że dopływ substancji organicznej w ciągu roku jest

zróżnicowany, nierównomierny, a wzrost zawartości węgla organicznego w środowisku glebowym występuje z reguły pod koniec sezonu wegetacyjnego. Na każdej powierzchni badawczej próbki glebowe pobierano z czterech punktów pomiarowych, leżących na przekątnych prostokąta. Próbki indywidualne z poszczególnych powierzchni uśredniano i wykonywano w nich oznaczenia w trzech powtórzeniach.

Po przetransportowaniu próbek z terenu poddawano je wstępnym procedurom laboratoryjnym, odpowiednio dla poszczególnych oznaczeń oraz określano ich masę w celu wyznaczenia wilgotności aktualnej. W analizach enzymatycznych uwzględniono specyfikę oznaczeń parametrów biologicznych (ISO, 10381-6). W odpowiednio przygotowanych próbkach gleby oznaczano pH_{KCl} (ISO, 10390) oraz zawartości C organicznego (ISO, 14235) i N ogółem (ISO, 13878). Wilgotność aktualną gleb (WA) oznaczano metodą grawimetryczną na podstawie stosunku masy gleby wysuszonej w temperaturze 105°C do masy wyjściowej.

Analizy biochemiczne obejmowały oznaczenie aktywności następujących enzymów glebowych: dehydrogenaz (Thalman, 1968), fosfatazy kwaśnej (Tabatabai i Bremner, 1969) oraz ureazy (Zantua i Bremner, 1975). Enzymy te katalizują najważniejsze procesy przemiany materii organicznej i mają istotny wpływ na biogeochemiczny obieg węgla i azotu (Bielińska i in., 2014). Metodę oznaczania aktywności enzymatycznej gleb oparto na szczegółowych badaniach Russela i in. (2006), obejmujących wyselekcjonowanie najlepszych, dających powtarzalne wyniki metod oznaczania wybranych enzymów glebowych. Metody te zostały sprawdzone w trakcie wieloletniego stosowania przez autorów opracowania.

6. Zmiany ekochemicznego stanu zalesionych gleb porolnych w latach 2009–2019

6.1. Wilgotność aktualna badanych gleb

W okresie prowadzonych badań gleby w obrębie analizowanych powierzchni cechowały się dość zbliżoną wilgotnością aktualną (odpowiednio: uprawa – 22,0–27,0 g·kg⁻¹, młodnik – 16,0–23,0 g·kg⁻¹, zalesienia – 21,0–26,0 g·kg⁻¹, las – 25,0–31,0 g·kg⁻¹). W latach 2015–2019 na wszystkich powierzchniach badawczych obserwowano nieznaczne obniżenie zawartości wody w glebie (tab. 3), spowodowane corocznym zmniejszaniem się sumy opadów. Generalnie, podobne uwilgotnienie badanych gleb w poszczególnych latach badań, niezależnie od zróżnicowanej wielkości opadów atmosferycznych, wynika z ich małej zdolności do retencji wód opadowych oraz dużej przepuszczalności wodnej, a także z optymalnie dobranymi terminami pobierania próbek gleby do analiz, obejmującymi okres stabilnej pogody. Nasilające się zmiany klimatyczne, wyrażające się postępującymi po sobie falami upałów, ulewami i wichurami, nakręcają spiralę pogodowych skrajności, od suszy do powodzi. W związku z globalnym ociepleniem, roczna suma opadów może nie mieć znaczącego wpływu na stan wilgotności badanych gleb.

W okresie prowadzonych badań wyższe wartości wilgotności aktualnej zaznaczyły się w glebach naturalnego ekosystemu leśnego, co jest związane z większą zasobnością tych gleb w materię organiczną, wyrażoną w formie C organicznego (rys. 9). W glebach leśnych o małej zawartości materiałów ilastych materia organiczna jest głównym czynnikiem retencjonującym wodę (Essington, 2015).

Tabela 3. Wilgotność aktualna badanych gleb
Table 3. The soil moisture

Obiekt Object	Wilgotność aktualna (g·kg ⁻¹) – Moisture (g·kg ⁻¹)										
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Uprawa Cultivation	26,0	24,0	26,0	25,0	27,0	26,0	24,0	23,0	24,0	23,0	22,0
Młodnik Young forest	23,0	21,0	22,0	19,0	21,0	22,0	18,0	18,0	16,0	17,0	16,0
Zalesienia Afforestation	24,0	23,0	24,0	24,0	26,0	24,0	22,0	22,0	21,0	22,0	21,0
Las Forest	28,0	29,0	29,0	31,0	30,0	29,0	26,0	27,0	26,0	25,0	25,0

Nieznacznie niższe wartości wilgotności aktualnej gleb zalesionych (młodnik, zalesienia) niż gleby spod uprawy mogły być spowodowane dużym zagęszczeniem drzewostanu i podszytu, ograniczającym dopływ opadów atmosferycznych do gleby. Ponadto, na powierzchniach zadrzewionych część wody opadowej pozostaje na powierzchni drzew i nie dociera do gleby.

6.2. Odczyn badanych gleb

Badane gleby charakteryzowały się odczynem bardzo kwaśnym. Najniższe wartości pH_{KCl} (w zakresie 3,29–3,48) stwierdzono w glebie naturalnego ekosystemu leśnego (tab. 4). Znaczący udział w zakwaszaniu gleb leśnych, wytworzonych z utworów ubogich w kationy zasadowe, mają procesy fizyczne i chemiczne uczestniczące w wietrzeniu minerałów, wymywanie składników zasadowych, a także procesy biologiczne związane z cyklami krążenia C i N (Kurek, 2002; Marcinek i in., 2008). Ściółka leśna rozłożona w różnym stopniu sprzyja zakwaszeniu, gdyż zawiera niezobojętnione substancje huminowe i rozpuszczalne frakcje kwasów próchnicznych (Bielińska i in., 2016). Ponadto w lasach produkcja biomasy wiąże się z pobieraniem większej ilości składników pokarmowych w formie kationowej niż anionowej i uwalnianiem do gleby jonów wodorowych. Rośnie też rozpuszczalność mineralnych składników gleby, a w roztworze zmieniają się ich proporcje (Kurek, 2002).

W latach 2015–2019 na wszystkich powierzchniach badawczych zaznaczył się powolny wzrost wartości pH_{KCl} w analizowanych glebach (tab. 4), co można tłumaczyć corocznym zmniejszaniem się sumy opadów. Niski poziom wilgot-

Tabela 4. Odczyn badanych gleb
Table 4. The soil pH

Obiekt Object	pH w 1 mol KCl·dm ⁻³ – pH in 1 mol KCl·dm ⁻³										
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Uprawa Cultivation	3,56	3,55	3,54	3,55	3,56	3,58	3,60	3,62	3,61	3,62	3,64
Młodnik Young forest	3,95	3,94	3,91	3,92	4,01	3,98	4,12	4,15	4,20	4,21	4,28
Zalesienia Afforestation	3,79	3,86	3,82	3,74	3,82	3,79	3,80	3,80	3,83	3,86	3,89
Las Forest	3,34	3,30	3,29	3,33	3,35	3,37	3,41	3,42	3,45	3,44	3,48

ności gleby zmniejsza tempo mineralizacji kwaśnej materii organicznej, a także ogranicza procesy jej wymywania w głąb profilu glebowego (Bielińska i in., 2014; Dłużewski, 2019).

6.3. Zawartość węgla organicznego

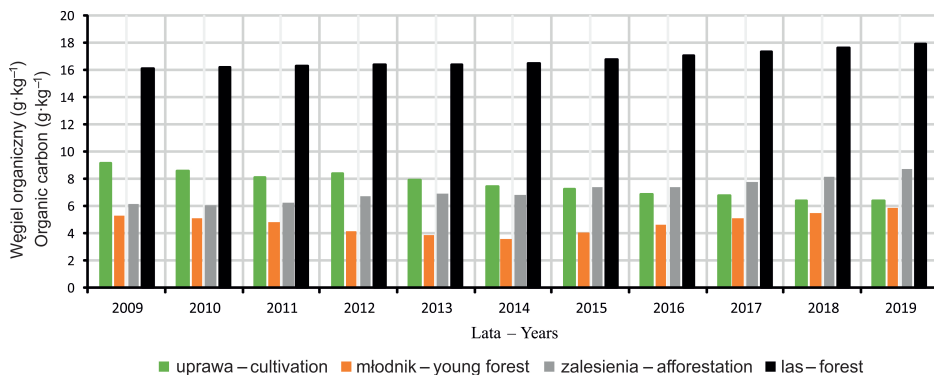
W warunkach postępujących zmian klimatycznych rozpoznanie mechanizmów asymilacji i gromadzenia węgla w zalesionych glebach porolnych, w zróżnicowanej od zmiany sposobu ich użytkowania skali czasowej, stanowi obecnie jeden z głównych nurtów badań realizowanych w obszarze związanym z oceną ryzyka środowiskowego (Dłużewski, 2019; Gwiazdowicz i Kowalczewski, 2012; Lorenz i Lal, 2014; Wei i in., 2014; Zhang i in., 2015). Zasoby węgla organicznego w glebach są funkcją zachodzących dwóch przeciwstawnych procesów: mineralizacji i akumulacji materii organicznej (Bielińska i in., 2014; Laganière i in., 2010). Dlatego tak ważna jest ocena wpływu bodźców zewnętrznych na osiągnięcie zrównoważonego funkcjonowania środowiska glebowego w obrębie zalesionego ekosystemu, w tym reaktywację procesów samoregulujących obiegi i zasoby węgla.

Zawartość węgla organicznego w badanych glebach wzrastała wraz z wiekiem drzewostanów (rys. 9). W glebie lasu naturalnego (drzewostany ponad 100-letnie) zawartość tego składnika kształtowała się w zakresie 16,1–17,9 g·kg⁻¹ s.m. gleby, a w zalesieniu i w młodniku, odpowiednio w granicach: 6,1–8,7 g·kg⁻¹ s.m. gleby i 3,6–5,9 g·kg⁻¹ s.m. gleby. Wzrost zawartości węgla organicznego w glebach wraz z wiekiem drzewostanów potwierdzają wyniki

badania wielu autorów (Bielińska i Węgorzek, 2010; Błońska, 2011; Dłużewski, 2019; Olszewska i Smal, 2008; Shang i in., 2014; Vesterdal i in., 2002; Zhang i in., 2015). Obserwowana w okresie prowadzonych badań kilkakrotnie mniejsza zawartość węgla organicznego w zalesionych glebach porolnych niż w glebie naturalnego ekosystemu leśnego mogła być związana zarówno z nasileniem intensywności procesu mineralizacji materii organicznej, spowodowanym mechanicznym przygotowaniem gleb pod zalesienia, jak i z ograniczonym dopływem substancji organicznej do środowiska glebowego. W glebach porolnych, pozbawionych dopływu resztek poźniwnych ilość docierającej do gleby materii organicznej ze ściółką leśną jest zbyt mała, by uzupełnić straty C organicznego z gleby. Sugestię tę potwierdzają wyniki badań wielu autorów (Bielińska i Węgorzek, 2010; Olszewska i Smal, 2008; Vesterdal i in., 2002).

W glebach pochodzących z młodnika w pierwszych latach badań (2009–2014) stwierdzono stopniowe zmniejszenie zawartości węgla organicznego, natomiast w kolejnych latach (2015–2019) zaznaczył się wzrost tego składnika w glebie (rys. 9). Podobne wyniki badań uzyskali także inni autorzy (Dovydenko, 2004; Li i in., 2015; Oktaba i Kondras, 2015; Paul i in., 2002; Smal i in., 2004). Trend ciągłego wzrostu zawartości węgla organicznego w glebach wraz z upływem lat badań obserwowano w przypadku zalesienia i naturalnego ekosystemu leśnego (rys. 9). Wykazana chronosekwencja wiązała się zarówno ze wzrastającym wiekiem drzewostanów, jak i corocznym zmniejszaniem się sumy opadów. Niski poziom wilgotności gleby zmniejsza tempo mineralizacji materii organicznej, a także ogranicza procesy jej wymywania w głąb profilu glebowego (Bielińska i in., 2014; Dłużewski, 2019). Przeciwnie tendencje obserwowano w przypadku uprawy, gdzie zawartość węgla organicznego w glebie zmniejszała się z upływem lat badań, w granicach od $9,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby do $6,4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby (rys. 9). W latach 2009–2014 widoczny był nadal korzystny wpływ zastosowanych przed nasadzeniami zabiegów pielęgnacyjnych (nawożenie NPK) i zawartość C organicznego w tej glebie (uprawa) kształtowała się na relatywnie wysokim poziomie, w zakresie $7,5\text{--}9,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. gleby (rys. 9).

Uwzględniając różnice w zawartościach węgla organicznego w glebach badanych obiektów określone w 2009 i 2019 roku, obliczono przybliżone wzrosty lub zmniejszenia zasobów tego pierwiastka wyrażone w tonach na hektar dla poziomów akumulacyjno-próchnicznych, przyjmując średnią ich miąższość na 15 cm, a gęstość objętościową $1,5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Uzyskane dane przedstawiają się następująco:



Rys. 9. Zawartość węgla organicznego w badanych glebach
 Fig. 9. The soil organic carbon content

- uprawa spadek C organicznego ($-6,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$)
- młódnik wzrost C organicznego ($+1,35 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$)
- zalesienia wzrost C organicznego ($+5,62 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$)
- las wzrost C organicznego ($+4,05 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$).

Chcąc określić przybliżony wzrost bądź spadek materii organicznej w tych poziomach w tonach na powierzchni hektara uzyskane wartości C organicznego należy pomnożyć $\times 2$ (Van Reeuwijk, 2002).

Do czynników wpływających na zdolności sekwestracji C organicznego w badanych glebach należy również zaliczyć mikrocząsteczkowanie glebowo-siedliskowe, stopień rozwoju i skład gatunkowy szaty roślinnej, skład chemiczny rozkładającego się materiału organicznego oraz zrealizowane w przeszłości zabiegi pielęgnacyjne i termin ich wykonania.

6.4. Zawartość azotu ogólnego

Zawartość azotu ogólnego w badanych glebach (tab. 5) kształtowała się analogicznie jak zasoby węgla organicznego (rys. 9). Zaledwie 1% azotu dostaje się do gleby z resztkami roślinnymi, nawozami lub poprzez wiązanie wolnego azotu przez niektóre grupy drobnoustrojów. Pozostałe zasoby tego składnika (99%), występujące w postaci organicznych związków azotowych, wchodzą w skład próchnicy glebowej (Sapek i Kalińska, 2004). Zawartość azotu ogólnego w glebie jest ściśle dodatnio skorelowana z glebowymi zasobami węgla organicznego.

Tabela 5. Zawartość azotu ogólnego w badanych glebach
Table 5. The total nitrogen content in the soils

Obiekt Object	Azot ogólny (g·kg ⁻¹) – Total nitrogen (g·kg ⁻¹)										
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Uprawa Cultivation	0,54	0,48	0,46	0,48	0,45	0,42	0,40	0,38	0,38	0,36	0,35
Młodnik Young forest	0,32	0,30	0,26	0,24	0,22	0,22	0,24	0,26	0,29	0,32	0,34
Zalesienia Afforestation	0,32	0,31	0,32	0,34	0,36	0,36	0,40	0,39	0,41	0,42	0,44
Las Forest	0,65	0,66	0,67	0,68	0,68	0,69	0,72	0,74	0,75	0,76	0,80

Podobnie jak w przypadku C organicznego, ilość N związanego w glebie jest uzależniona od warunków klimatyczno-glebowych na danym terenie oraz zwarcia drzewostanów (Claessens i in., 2010; Olszewska i Smal, 2008).

Oznaczenia zawartości azotu ogólnego w badanych glebach przeprowadzono w celu określenia zmian stosunku C:N. Wartości C:N odzwierciedlają tempo syntezy humusu i odnawianie się jego zasobów. Stanowią jeden z podstawowych wskaźników obrazujących natężenie procesów przemian substancji organicznej w glebach. W warunkach niskiego pH procesy biochemicznych przemian substancji organicznej w glebach są wprawdzie zwolnione, ale powstające związki organiczne mają istotne regulujące działanie, m.in. poprzez wiązanie znacznych ilości wolnego azotu (Bielińska i in., 2014).

Zawartość azotu ogólnego w badanych glebach wzrastała wraz z wiekiem drzewostanów (tab. 5). W glebach wytypowanych powierzchni badawczych kształtowała się następująco (tab. 5):

- las naturalny 0,65–0,80 g·kg⁻¹ s.m. gleby
- zalesienie 0,31–0,44 g·kg⁻¹ s.m. gleby
- młodnik 0,22–0,34 g·kg⁻¹ s.m. gleby
- uprawa 0,35–0,54 g·kg⁻¹ s.m. gleby.

W latach 2009–2014, podobnie jak w przypadku C organicznego, oznaczona zawartość azotu ogólnego w glebie uprawy kształtowała się na relatywnie wysokim poziomie 0,35–0,54 g·kg⁻¹ s.m. gleby (tab. 5), co mogło się wiązać z korzystnym wpływem zastosowanych przed nasadzeniami zabiegów pielęgnacyjnych (nawożenie NPK).

Najszerze wartości ilorazu C:N (22,3–24,7) wykazywała gleba pod najstarszym drzewostanem (las). Najwyższymi wartościami tego parametru cechowały się gleby uprawy i młodnika, odpowiednio 17,0–18,2 i 16,3–17,7 (tab. 6), co

Tabela 6. Wartości C:N w badanych glebach
Table 6. The soil C:N ratio

Obiekt Object	C:N										
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Uprawa Cultivation	17,0	17,9	17,6	17,5	17,5	17,8	18,2	18,1	17,9	17,7	18,2
Młodnik Young forest	16,5	17,0	18,4	17,5	17,7	16,3	17,1	17,7	17,6	17,2	17,3
Zalesienia Afforestation	19,3	19,6	19,7	19,7	19,1	18,9	18,5	18,9	19,0	19,5	19,7
Las Forest	24,7	24,5	24,3	24,1	24,1	23,9	23,3	23,1	23,2	23,1	22,3

mogło się wiązać m.in. z wymywaniem azotu mineralnego ze względu na słabo rozwiniętą ściółkę. W przypadku zalesienia (drzewostany około 40-letnie) wartości stosunku C:N w glebie były większe niż na powierzchniach uprawy i młodnika (tab. 6). Na kształtowanie się wartości stosunku C:N w glebach mają wpływ zróżnicowane czynniki środowiskowe (abiotyczne i biotyczne), czyli m.in. nasłonecznienie, temperatura, wilgotność gleby, zawartość pierwiastków biogennych, liczebność i stan gatunkowy mikroorganizmów, a także skład gatunkowy szaty roślinnej oraz wiek drzewostanów (Domżał i Bielińska, 2007).

6.5. Aktywność enzymatyczna badanych gleb

Mikroorganizmy wydzielają czynniki do środowiska glebowego bardzo dużo różnych enzymów. Najważniejszymi w procesach przemian zachodzących w glebach porolnych po zalesieniu są enzymy, które biorą bezpośredni udział w procesach powstawania i rozkładu próchnicy glebowej, a także w uwalnianiu do gleby podczas rozkładu ściółki substancji organicznej oraz cyklach przemian węgla, azotu i fosforu, zwłaszcza enzymy takie, jak dehydrogenazy, fosfatazy i ureaza (Bielińska i Hury, 2009; Bielińska i Węgorek, 2010; Dłużewski, 2019; Russel i in., 2006). Enzymy te biorą bezpośredni udział w biogeochemicznym obiegu węgla (dehydrogenazy), azotu (ureaza) i fosforu (fosfatazy) w ekosystemach. Ponadto pozwalają zarejestrować fluktuacje specyficznych zdolności kompleksu glebowego zachodzące pod wpływem zmiany użytkowania gleby i warunków klimatycznych, przy czym reagują wyraźnie na działanie czynników stresowych, a wielkość zmiany ich aktywności jest związana z natężeniem działających czynników (Bielińska i in., 2014; Mocek-Płóćniak, 2018; Skowrońska i in., 2020).

Wyniki wielu badań (Bielińska i Hury, 2009; Bielińska i Węgorzek, 2010; Dłużewski, 2019; Smal i in., 2017) wskazują, że zastosowanie omawianych testów enzymatycznych do analizy funkcjonowania systemu glebowego pozwala na wiarygodną ocenę przeobrażeń zachodzących w ekosystemach leśnych na gruntach porolnych.

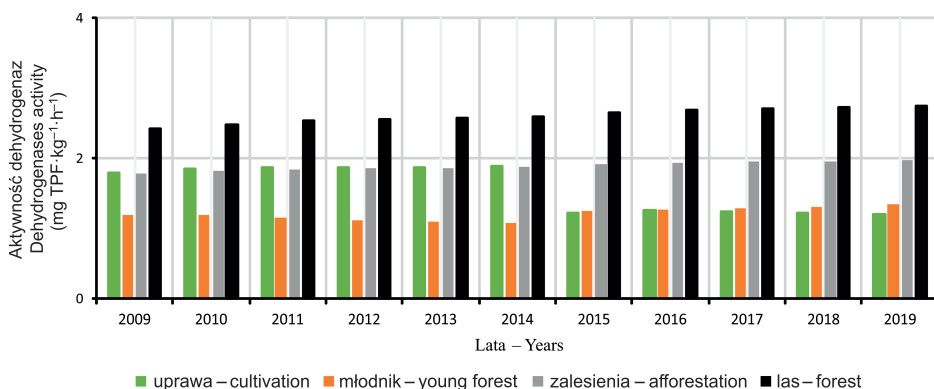
Procesy biochemiczne zachodzące w glebie odgrywają ważną strukturalną i funkcjonalną rolę w dynamice cyklu odżywczego roślin i mogą w istotny sposób wpływać na ich wzrost i rozwój. Równocześnie zmiany aktywności enzymów glebowych odzwierciedlają zaburzenia środowiska oddziałujące na glebę i rośliny (Bielińska i in., 2016).

Aktywność enzymatyczna analizowanych gleb była wyraźnie zróżnicowana w zależności od wieku drzewostanów i podlegała zmianom wraz z upływem lat badań. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian były zależne od rodzaju enzymu, co jest związane zarówno z indywidualną wrażliwością i odpornością enzymów na czynniki środowiskowe, jak i zawartością w glebie substratów specyficznych dla reakcji enzymatycznych (Domżał i Bielińska, 2007; Mocek-Płóćniak, 2018).

Aktywność dehydrogenaz

Dehydrogenazy (EC 1.1.) występujące w glebie jako integralna część nienaruszonych żywych komórek drobnoustrojów to enzymy szczególnie wrażliwe na działanie czynników środowiskowych. Są elementem metabolizmu oddechowego wszystkich glebowych mikroorganizmów, ściśle związanego z wytwarzaniem energii biodostępnej (ATP). Aktywność tej grupy enzymów uznano za miernik ogólnej aktywności mikrobiologicznej gleb (Russel i in., 2006; Włodarczyk i in., 2002). Dehydrogenazy odgrywają istotną rolę w transformacji organicznych związków węgla (Bielińska i in., 2014; Kieliszewska-Rokicka, 2001).

W badanych glebach aktywność dehydrogenaz wzrastała wraz z wiekiem drzewostanów. Glebę lasu naturalnego i glebę pochodzącą z zalesienia cechowała większa aktywność dehydrogenaz, odpowiednio około 2-krotnie i 1,5-krotnie niż glebę młodnika (rys. 10). Obserwowana stymulacja aktywności dehydrogenaz w glebach pod starszymi drzewostanami, pomimo bardzo kwaśnego odczynu, wiązała się z większą niż w glebach pozostałych obiektów zawartością C organicznego (rys. 9). Wiek drzewostanów, wpływając istotnie na stężenie rozpuszczalnego węgla w glebie, generuje korzystne zmiany aktywności enzymów



Rys. 10. Aktywność dehydrogenaz w badanych glebach
 Fig. 10. The soil dehydrogenases activity

glebowych (Domżał i Bielińska, 2007). Mniejszy wpływ na stan biologiczny gleby ma odczyn, ponieważ w kwaśnych glebach leśnych z czasem następuje adaptacja mikroorganizmów do obniżonego pH (Domżał i Bielińska, 2007; Kurek, 2002). Ogromna zmienność genetyczna i fizjologiczna mikroorganizmów glebowych umożliwia szybką adaptację do zmiennych warunków środowiska oraz zasiedlanie różnorodnych nisz ekologicznych. System QS (*quorum sensing* – komunikowanie się komórek w populacji bakterii) pozwala ogromnej populacji indywidualnych komórek koordynować w sposób globalny różnorodność aktywności, w odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiska, dostępność substancji pokarmowych oraz obecność innych gatunków szczepów w tej samej niszy ekologicznej (Jaworski i in., 2007; Mocek-Płóćniak, 2018).

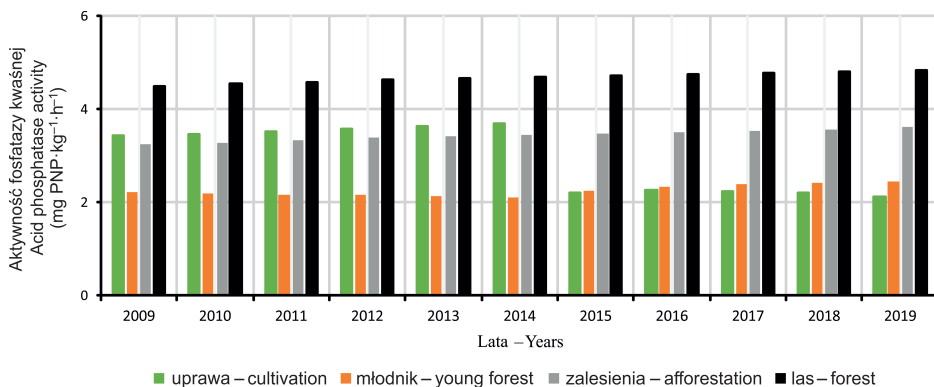
W latach 2009–2014 gleba uprawy sosnowej (uprawa) cechowała się większą aktywnością dehydrogenaz w porównaniu z aktywnością tych enzymów w glebach pochodzących z młodnika i zalesienia (rys. 10). Efekt ten można tłumaczyć korzystnym wpływem zastosowanych przed nasadzeniami zabiegów pielęgnacyjnych (przygotowanie gleby, nawożenie NPK), relatywnie dużą zawartością C organicznego w tej glebie (rys. 9), a także rozwojem systemu korzeniowego sadzonek. Kieliszewska-Rokicka (2001) informuje o wzroście aktywności dehydrogenaz w glebie wraz z wiekiem i rozmiarem siewek sosny rosnących w szkółkach leśnych.

Trend ciągłego wzrostu aktywności dehydrogenaz w glebach wraz z upływem lat badań obserwowano w przypadku zalesienia i naturalnego ekosystemu leśnego (rys. 10), co wiązało się zarówno ze wzrastającym wiekiem drzewostanów, jak i po-

stępującymi zmianami klimatu. Wzrost temperatury powietrza oraz przesuszenie gleby powoduje szybszy przyrost materii organicznej. Zawartość C organicznego decyduje o rozwoju i aktywności mikroflory glebowej stanowiącej główne źródło wielu enzymów glebowych (Bielińska i in., 2014; Kieliszewska-Rokicka, 2001). W glebie młodnika w pierwszych latach badań (2009–2014) aktywność dehydrogenaz ulegała stopniowemu zmniejszeniu, a w kolejnych latach (2015–2019) zaznaczył się powolny wzrost aktywności tej grupy enzymów w omawianej glebie (rys. 10). Przeciwnie tendencje stwierdzono w przypadku gleby z uprawy, gdzie poziom aktywności dehydrogenaz w latach 2009–2014 był około 1,5-krotnie wyższy niż w latach 2015–2019 (rys. 10). W glebie młodnika, dzięki małym wartościom ilorazu C:N (tab. 5: 16,3–17,2), ściółka leśna ulegała szybkiemu rozkładowi, co stymulowało aktywność biologiczną gleby i powodowało szybszy przyrost materii organicznej. Jak wiadomo, tylko przy wartości stosunku C:N 20:1 lub niższym materia organiczna może podlegać mineralizacji. Trzeba podkreślić, iż w badanych glebach zmiany aktywności dehydrogenaz korespondowały z obserwowaną sekwencją akumulacji węgla organicznego (rys. 9).

Aktywność fosfatazy kwaśnej

Fosfatazy (EC 3.1.3.) stanowią szeroką grupę enzymów, które katalizują hydrolizę estrów i bezwodników kwasu ortofosforowego. Fosfatazy odgrywają ważną rolę w glebie, ponieważ stymulują przemiany organicznych związków fosforu w nieorganiczne fosforany bezpośrednio dostępne dla roślin i organizmów glebowych (Kucharski i in., 2015; Russel i in., 2006). Fosfatazy są dobrym wskaźnikiem potencjału mineralizacji fosforu organicznego oraz aktywności biologicznej gleby (Bielińska i in., 2014). W ekosystemach leśnych większość zapotrzebowania roślin na fosfor jest zaspokajana poprzez biochemiczną transformację glebowej materii organicznej (Domżał i Bielińska, 2007). W glebach badane są najczęściej fosfataza kwaśna (EC 3.1.3.1) i alkaliczna (EC 3.1.3.2), ponieważ enzymy te reagują najszybciej na zmiany w środowisku wywołane przez czynniki stresowe. Odczyn kwaśny jest optymalny dla aktywności fosfatazy kwaśnej (Bielińska i Mocek-Płóćiniak, 2009). Kwaśna fosfataza jest enzymem o małej specyficzności substratowej, mającym zdolność hydrolizowania wielu połączeń fosforanowych o zróżnicowanej budowie cząsteczki. Kwaśne fosfatazy roślin hydrolizują heksafosforan inozytolu, a te pochodzenia grzybowego również jego sole (Russel i in., 2006; Van Aarle i in., 2001).



Rys. 11. Aktywność fosfatazy kwaśnej w badanych glebach
 Fig. 11. The soil acid phosphatase activity

Aktywność fosfatazy kwaśnej w analizowanych glebach wzrastała wraz z wiekiem drzewostanów i w obrębie wytypowanych powierzchni podlegała zróżnicowanym zmianom wraz z upływem lat badań (rys. 11). Kierunek i nasilenie obserwowanych zmian wykazywały podobną sekwencję jak w aktywności dehydrogenaz. W okresie prowadzonych badań aktywność fosfatazy w glebie lasu naturalnego i w glebie pochodzącej z zalesienia była większa, odpowiednio około 2-krotnie i 1,5-krotnie, w porównaniu z aktywnością tego enzymu w glebie młódnika (rys. 11). Gleba lasu naturalnego, gdzie stwierdzono najniższe wartości pH_{KCl} (tab. 2: 3,29–3,48), cechowała się największą aktywnością fosfatazy kwaśnej, w zakresie 4,49–4,82 mg PNP·kg⁻¹·h⁻¹ (rys. 11). Wysoki poziom aktywności fosfatazowej gleby w warunkach wzrostu ładunku protonów wodoru może się wiązać z dopływem do gleby enzymów z obumarłych mikroorganizmów, a także z desorpcją enzymów z koloidów glebowych, związanej ze zjawiskiem sorpcji wymiennej i zmianą składu kationowego na koloidach glebowych w wyniku zakwaszenia środowiska (Bielińska i in., 2014).

Podobnie jak w przypadku aktywności dehydrogenaz (rys. 10), w latach 2009–2014 gleba uprawy sosnowej cechowała się większą aktywnością badanej fosfatazy w porównaniu z aktywnością tego enzymu w glebach pochodzących z młódnika i zalesienia (rys. 11). W glebie uprawy mogło to być związane m.in. z wpływem zastosowanych przed nasadzeniami zabiegów pielęgnacyjnych, w tym nawożenia NPK. Czynnikiem ograniczającym aktywność fosfataz w glebie jest przede wszystkim dostępność związków fosforu ulegających hydrolizie. Aktywność fosfataz w glebie zwiększa się wraz ze wzrostem niedoboru fosforu

spowodowanego przez zwiększoną masę korzeni i zmniejszenie poziomu rozpuszczalnego fosforu nieorganicznego (Domżał i Bielińska, 2007).

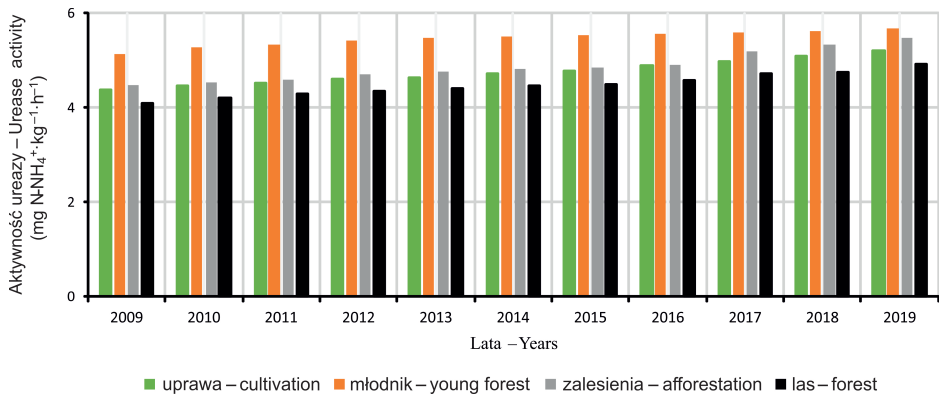
W glebach zalesienia i naturalnego ekosystemu leśnego zaznaczył się powolny wzrost aktywności fosfatazy kwaśnej wraz z upływem lat badań (rys. 11). Natomiast w glebie młodnika w pierwszych latach badań (2009–2014) aktywność fosfatazy kwaśnej ulegała stopniowemu zmniejszeniu, a w kolejnych latach (2015–2019) obserwowano powolny wzrost aktywności tego enzymu (rys. 11). Przeciwne tendencje stwierdzono w przypadku gleby pochodzącej z uprawy, gdzie w latach 2009–2014 poziom aktywności badanej fosfatazy, jak aktywności dehydrogenaz, był wyższy około 1,5-krotnie niż w latach 2015–2019 (rys. 11).

Aktywność ureazy

Ureaza (EC 3.5.1.5) to enzym końcowego etapu mineralizacji organicznych związków azotu w środowisku glebowym. Jest dezaminazą glebową, która katalizuje hydrolizę mocznika do ditlenku węgla i amoniaku. Aktywność ureazy traktuje się jako wskaźnik intensywności przemian związków azotu w glebie i biologicznej aktywności środowiska glebowego. Ureaza występuje w komórkach wielu roślin wyższych oraz mikroorganizmów (szczególnie bakterii). W glebie wiąże się ona głównie z substancjami próchnicznymi i w tych kompleksach wykazuje bardzo dużą trwałość. Enzym ten nawet w 80% może być zaadsorbowany przez koloidy glebowe, dzięki czemu jest odporny na działanie czynników środowiskowych i doskonale adaptuje się w każdym środowisku, niezależnie od jego temperatury i wilgotności (Bielińska i in., 2016). Czynnikiem limitującym aktywność ureazy jest dostępność substratu (mocznika), gdyż jako enzym ekstracelularny podlega syntetyzowaniu jedynie w jego obecności (Domżał i Bielińska, 2007; Russel i in., 2006).

W badanych glebach aktywność ureazy zmniejszała się wraz z wiekiem drzewostanów (rys. 12), co jest potwierdzeniem obserwacji także innych autorów (Dłużewski, 2019; Smal i in., 2017). Cytowani autorzy malejącą aktywność ureazy wraz z wiekiem drzewostanów tłumaczą faktem, iż wraz z czasem upływającym od zalesienia rośnie w glebie udział trudno rozkładalnych związków organicznych.

W okresie prowadzonych badań największą aktywność ureazy stwierdzono w glebie młodnika, a najmniejszą w glebie naturalnych ekosystemów leśnych (rys. 12), co mogło się wiązać ze zróżnicowaną zawartością mocznika (substra-



Rys. 12. Aktywność ureazy w badanych glebach
 Fig. 12. The soil urease activity

tu ureazy). Jak już podkreślano wcześniej enzym ten jest odporny na działanie czynników zewnętrznych, a czynnikiem limitującym jej aktywność jest dostępność substratu. Oznaczona relatywnie mała aktywność ureazy w glebie naturalnego ekosystemu leśnego mogła być spowodowana większym zakwaszeniem tej gleby (tab. 4). Optymalny zakres pH_{KCl} dla aktywności ureazy waha się pomiędzy 6,0 a 7,0 (Bielińska i in., 2014; Russel i in., 2006).

Gleba uprawy sosnowej (uprawa) cechowała się mniejszą aktywnością ureazy w porównaniu z aktywnością tego enzymu w glebie zalesienia (rys. 12). Niski poziom aktywności ureazy w glebie uprawy mógł być związany z zastosowanym przed wprowadzeniem sadzonek nawożeniem mineralnym, zwłaszcza KCl, CaCl₂ i pochodnych mocznika. Ureaza jest enzymem szczególnie wrażliwym na obecność chloru w środowisku glebowym (Bielińska i Mocek, 2003; Bielińska i Wiśniewski, 2005).

W okresie prowadzonych obserwacji (2009–2019) w glebach wszystkich powierzchni badawczych zaznaczyła się tendencja wzrostu aktywności ureazy wraz z upływem lat badań (rys. 12). Aktywność enzymów zależy od bezwzględnej ich ilości, wielkości puli reagujących związków innych niż enzymy oraz od katalitycznej sprawności (Bielińska i in., 2014; Mocek-Płóćniak, 2018). Postępująco wraz z upływem lat przyrost masy korzeniowej wpływa na wzrost bezwzględnej ilości enzymów wydzielanych do środowiska glebowego zarówno bezpośrednio z korzeni, jak i z drobnoustrojów rozwijających się w strefie korzeniowej. Drobnoustroje zasiedlające ryzosferę zwiększają wydzielanie korzeniowe roślin, co w konsekwencji przyczynia się do wzrostu ogólnej liczby mikroorganizmów

oraz rozwoju ich aktywności metabolicznej, w tym biosyntezy enzymów (Błońska i Januszek, 2010; Domżał i Bielińska, 2007). Metabolizm gleby w głównej mierze jest dysymilacją zawartych w niej organizmów żywych (drobnoustrojów, korzeni roślin i fauny). Gleba zawiera pewną pulę wolnych enzymów, aczkolwiek są one pochodzenia biologicznego, tj. egzoenzymy (przyżyciowo uwalniane przez komórki organizmów) i endoenzymy (uwalniane w procesach litycznych). Wolne enzymy działają niezależnie od komórek macierzystych, a ich aktywność jest regulowana warunkami panującymi w glebie, a nie w komórkach (Russel i in., 2006).

Generalnie, w okresie prowadzonych obserwacji aktywność analizowanych enzymów, katalizujących najważniejsze przemiany materii organicznej, kształtowała się na niskim poziomie. Jednocześnie stwierdzono korzystny wpływ użytkowania leśnego na akumulację węgla organicznego i azotu ogółem w badanych glebach. Osłabienie aktywności enzymatycznej gleby może wynikać z zachodzących zmian klimatycznych i narażenia gleb na częstsze i dłuższe okresy przesychnania. Z informacji przedstawionych w opracowaniu Bielińskiej i in. (2014) wynika, że odpowiednio duża wilgotność gleby jest podstawowym warunkiem dla aktywności enzymów glebowych. Badania Pascuala i in. (2007) wykazały, że optymalne uwilgotnienie gleby dla aktywności fosfataz wynosi 60% maksymalnej pojemności wodnej (mpw). Natomiast Borowik (2010) stwierdziła, że aktywność dehydrogenaz i fosfatazy kwaśnej była największa w glebach o uwilgotnieniu 20–40% mpw. Bielińska i in. (2014) zwracają uwagę, że przesuszenie gleb powoduje duże zmiany w nasileniu aktywności enzymatycznej gleb, co niekoniecznie jest związane ze zmianą ich aktywności biologicznej, zwłaszcza w świetle długowieczności immobilizowanych enzymów w glebie. Enzymy mogą być akumulowane w glebie, gdzie tworzą labilne połączenia enzym–substrat, są adsorbowane na powierzchni cząstek mineralnych, a także wchodzi w związki kompleksowe z koloidami substancji humusowych (Bielińska i in., 2014; Russel i in., 2006).

Występująca, w całym okresie prowadzonych wieloletnich (2009–2019) obserwacji, mała aktywność analizowanych enzymów może wskazywać, że procesy mineralizacji materii organicznej w badanych glebach są modyfikowane przez warunki klimatyczne. Zdaniem Kemmitta i in. (2008) istotną fazą transformacji materii organicznej są procesy abiotyczne, co wynika z tego, że organiczna substancja glebowa jest bardzo powoli humifikowana, a niektóre jej frakcje istnieją ponad 1000 lat. Według cytowanych autorów glebowa materia organiczna jest mineralizowana niezależnie od rozmiaru mikrobiologicznej biomasy, struk-

tury drobnoustrojów oraz ich specyficznej aktywności. Badania Bielińskiej i in. (2004) wskazują, że enzymy, które zostaną związane z koloidami próchnicznymi w wyniku adsorpcji czy na skutek kopolimeryzacji w trakcie powstawania próchnicy, zakumulowane w/lub na kompleksach ilasto-próchnicznych, a także enzymy, które zwiążą się z koloidami mineralnymi mogą przetrwać w glebie przez dziesiątki, setki, a nawet tysiące lat. Wprawdzie sprawność katalityczna enzymów związanych z koloidami glebowymi z reguły jest mniejsza niż tych samych enzymów występujących w stanie wolnym bądź w komórkach, lecz są one bardziej odporne na okresowe zmiany warunków panujących w ekosystemie. Enzymy te pełnią ważną rolę w ekologii mikroorganizmów glebowych i decydują o kierunku przemian biochemicznych w glebie (Bielińska i in., 2014). Immobilizacja enzymów w kompleksach próchnicznych może chronić białka enzymatyczne, ponieważ stabilizuje ich trzeciorzędową strukturę, poprawiając oporność enzymu na denaturację termiczną, ale może także powodować ich dezaktywację względem substratów o dużej masie cząsteczkowej. Większość enzymów zewnątrzkomórkowych jest związana z polikondensatami o dużej masie cząsteczkowej (Bielińska i in., 2014).

7. Podsumowanie i wnioski

Naturalne ekosystemy leśne mają zoptymalizowane w długich okresach procesy wytwarzania i przekształcania żywej materii oraz rozkładu martwej biomasy. Zmiana sposobu użytkowania gleb, zwłaszcza w pierwszych latach po zalesieniu, narusza działania funkcji przestrzeni życiowej i zasobów genowych w pedotopie i ekosystemie, generując odmienny kierunek i intensywność przebiegu wielu specyficznych procesów glebowych. Dotychczasowe opracowania dotyczące wpływu następstwa czasowego zalesienia gruntów porolnych na osiągnięcie zrównoważonego funkcjonowania środowiska glebowego, w tym reaktywację procesów samoregulujących obiegi i zasoby węgla oraz azotu, włącznie z ich zasocjowaniem z postępującymi zmianami klimatu, zawierają często informacje niejednoznaczne. Szczegółowa analiza wyników wieloletnich (2009–2019), ciągłych badań własnych pozwoliła autorom niniejszego opracowania na sprecyzowanie zarówno czasowych trendów przeobrażeń środowiska glebowego, jak i wystąpienia w zalesionych glebach porolnych korzystnego dryfu siedliskowego.

Na podstawie uzyskanych wyników badań sformułowano przedstawione poniżej wnioski.

1. Zalesienie gleb porolnych ma wielopłaszczyznowy wpływ na ekochemiczny stan gleb, zróżnicowany w zależności od wieku drzewostanów oraz postępujących zmian klimatycznych.
2. Stwierdzony korzystny wpływ zalesienia gleb porolnych na akumulację węgla organicznego w badanych glebach ma szczególne znaczenie w kontekście sekwestracji węgla w glebie i redukcji emisji CO₂ do atmosfery.
3. Zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego w badanych glebach zależała wyraźnie od czasu, jaki upłynął od ich zalesienia.
4. Trend ciągłego wzrostu zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego w glebach wraz z upływem lat badań obserwowano w przypadku zalesienia

(w 2009 roku były to drzewostany trzydziestokilkunastoletnie) i naturalnego ekosystemu leśnego. Wykazana chronosekwencja wiązała się zarówno ze wzrastającym wiekiem drzewostanów, jak i corocznym zmniejszaniem się sumy opadów. Niski poziom wilgotności gleby zmniejsza tempo mineralizacji materii organicznej, a także ogranicza procesy jej wymywania w głąb profilu glebowego.

5. W glebie pochodzącej z młodnika (w 2009 roku były to drzewostany kilkunastoletnie), w pierwszych latach badań (2009–2014) stwierdzono stopniowe zmniejszenie zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego. Natomiast w kolejnych latach (2015–2019) zaznaczył się systematyczny wzrost tych składników w glebie, co świadczy o narastaniu zdolności samoregulacyjnej gleby i wskazuje na wystąpienie w zalesionych glebach porolnych korzystnego dryfu siedliskowego.
6. Najszersze wartości ilorazu C:N (22,3–24,7) wykazywała gleba naturalnego ekosystemu leśnego. Najwyższymi wartościami tego parametru cechowały się gleby młodnika (16,3–17,7), co mogło być spowodowane wymywaniem azotu mineralnego ze względu na słabo rozwiniętą ściółkę.
7. W okresie prowadzonych badań i nasilających się zmian klimatu większe wartości wilgotności aktualnej zaznaczyły się w glebach naturalnego ekosystemu leśnego. Jest to związane z większą zasobnością tych gleb w materię organiczną, która jest głównym czynnikiem retencjonującym wodę w piaszczystych glebach leśnych.
8. Obserwowany wzrost zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego w glebie wraz z wiekiem drzewostanów był stymulatorem korzystnych zmian aktywności enzymów katalizujących najważniejsze procesy przemiany glebowej substancji organicznej.
9. Aktywność enzymatyczna badanych gleb była wyraźnie zróżnicowana w zależności od wieku drzewostanów i podlegała zmianom wraz z upływem lat badań. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian były zależne od rodzaju enzymu, co wiązało się zarówno z indywidualną wrażliwością i odpornością enzymów na czynniki środowiskowe, jak i z zawartością w glebie specyficznych substratów dla reakcji enzymatycznych.
10. Zmiany aktywności dehydrogenaz i fosfatazy kwaśnej w badanych glebach miały podobną sekwencję jak w przypadku obserwowanych zmian zawartości węgla i azotu. Natomiast aktywność ureazy zmniejszała się wraz z wiekiem drzewostanów, ponieważ wraz z czasem upływającym od zalesienia rośnie w glebie udział trudno rozkładalnych związków organicznych. Ureaza jest

immobilizowana wewnątrz materii organicznej kompleksów organiczno-mineralnych w czasie powstawania próchnicy.

11. Stwierdzona mała aktywność enzymów katalizujących najważniejsze przemiany materii organicznej wskazuje, że w warunkach nasilających się zmian klimatycznych znaczącą rolę w stałej mineralizacji materii organicznej odgrywają procesy abiotyczne.
12. Z ekologicznego punktu widzenia jest istotne, iż dynamika zmian badanych właściwości zalesionych gleb porolnych wystąpiła w okresie pięciu kolejnych lat (2015–2019), co świadczy o utrwaleniu się tego stanu gleb i gwarantuje osiągnięcie stabilności zalesionych ekosystemów, rozumianej w sensie ich dynamicznego funkcjonowania.
13. Uzyskane wyniki pozwoliły na sprecyzowanie zarówno czasowych trendów przeobrażeń środowiska glebowego, jak i wystąpienia w zalesionych glebach porolnych korzystnego dryfu siedliskowego. W warunkach postępujących zmian klimatycznych ułatwi to efektywną realizację zarządzania środowiskowego, opartą na ewolucyjności ekosystemu.

Literatura

- Al-Kaisi, M.M., Yin, X. (2005). Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. *J. Environ. Qual.*, 34(2), 437–445. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0437>
- Ariel, C.E., Ostolaza, A.F., Giardina, E.B., Giuffr , L. (2013). Effects of two plant arrangements in corn (*Zea mays* L.) and soybean (*Glycine max* L. Merrill) intercropping on soil nitrogen and phosphorus status and growth of component crops at an Argentinean Argiudoll. *Am. J. Agric. For.*, 1(2), 22–31. <http://dx.doi.org/10.11648/j.ajaf.20130102.11>
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernamdez, T., Garcia, C. (2008). Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147(3–4), 159–171. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Bednarek, R., Dziadowiec, H., Pokojka, U., Prusinkiewicz, Z. (2004). *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. Warszawa: Wyd. Nauk. PWN.
- B dziejewski, A. (2004). *Nadleśnictwo Sobibór* (s. 125–130). Lublin: Regionalna Dyrekcja Las w w Lublinie.
- Bielińska, E.J., Mocek, A. (2003). Aktywność enzymatyczna gleby u zytkowanej sadowniczo jako wskaźnik stanu  rodowiska wywołany stosowaniem ści łek z tworzyw sztucznych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 492, 25–37.
- Bielińska, E.J., Futa, B., Oleszczuk, P. (2004). Research of enzyme durability in soil. *International Conference on Bioremediation of Soil and Groundwater*, Kraków, September 5–8, 2004.
- Bielińska, E.J., Wiśniewski, J. (2005). Enzymatic activity of soil in the rhizosphere of selected varieties of fruit-trees. *Zesz. Nauk. Uniw. Iasi (Rumunia), Agronomia*, 48, 1–8.
- Bielińska, E.J., Futa, B., Mocek, A. (2008). Wpływ zabiegów agrotechnicznych na funkcjonowanie krajobrazu rolniczego. *Inż. Roln.*, 10(108), 7–15.
- Bielińska, E.J., Hury, G. (2009). Zastosowanie testów enzymatycznych do oceny jakości gleb porolnych zalesionych sosn  zwyczajną. W: *Tereny zdegradowane i rekultywowane – moŹliwoŹci ich zagospodarowania* (s. 7–16). Szczecin: Szczeciński Oddział Polskiego Towarzystwa InŹynierii Ekologicznej.

- Bielińska, E.J., Mocek-Płóćiniak, A. (2009). Fosfatazy w środowisku glebowym. Poznań: Wyd. UP.
- Bielińska, E.J., Węgorzek, T. (2010). Activity of soil enzymes in rhizosphere of Scots pine as a marker of the quality of wooded, formerly arable, soils. *Civil Envir. Eng. Rep.*, 4, 3–12.
- Bielińska, E.J., Futa, B., Mocek-Płóćiniak, A. (2014). Enzymy glebowe jako bioindykatory jakości i zdrowotności gleby. Monografia Naukowa. Lublin: Wyd. Libropolis.
- Bielińska, E.J., Futa, B., Kołodziej, B., Mocek-Płóćiniak, A., Kaczmarek, Z. (2016). Przeobrażenia ekochemicznego stanu gleb leśnych na pożaryszku wielkoobszarowym w wieloletniu. Monografia Naukowa. Lublin: Wyd. Libropolis.
- Biernat-Jarka, A. (2012). Perspective of changes in the Common Agricultural Policy within direct payments for the period 2014–2030. *Sci. Pap. Man. Econ. Agric. Rural Dev.*, 12(3), 13–17.
- Błaszczak, M.K. (2010). Mikrobiologia środowisk. Warszawa: Wyd. Nauk. PWN.
- Błońska, E. (2011). Enzymy glebowe i ich znaczenie w ocenie aktywności biologicznej gleb leśnych na przykładzie rezerwatów przyrody nizin i wyżyn Polski. *Rocz. Glebozn.*, 62(4), 163–172.
- Błońska, E., Januszek, K. (2010). Wpływ składu gatunkowego drzewostanów na aktywność enzymatyczną i właściwości fizykochemiczne gleb leśnych. *Rocz. Glebozn.*, 61(2), 5–14.
- Borowik, A.I. (2010). Studia nad czynnikami kształtującymi aktywność biologiczną gleby. Praca doktorska. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olszynie.
- Brożek, S. (2001). Indeks trofizmu gleb leśnych. *Acta Agr. Silv. ser. Silv.*, 39, 17–33.
- Brzezińska, M., Włodarczyk, T. (2005). Enzymy wewnątrzkomórkowych przemian redoks (oksydoreduktazy). *Acta Agrophys., Rozpr. Monogr.*, 3, 120.
- Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych (b.d.). <http://www.ckps.lasy.gov.pl>
- Casals, P., Baiges, T., Bota, G., Chocarro, C., de Bello, F., Fanlo, R., ..., Taull, M. (2009). Silvopastoral systems in the Northeastern Iberian Peninsula: A multifunctional perspective. In: A. Rigueiro-Rodríguez, J. McAdam, M. Mosquera-Losada (Eds.), *Agroforestry in Europe SE – 8* (pp. 161–181). *Advances in Agroforestry*. Netherlands: Springer.
- Cernohlávková, J., Jarkovský, J., Nesporová, M., Hofman, J. (2009). Variability of soil microbial properties: effects of sampling, handling and storage. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72(8), 2102–2108.
- Chmielewski, T.J. (2005). Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie”: walory, funkcjonowanie, perspektywy rozwoju. Lublin: Poleski Park Narodowy.
- Ciarkowska, K. (2010). Wpływ agrotechniki i zanieczyszczeń przemysłowych na aktywność biologiczną gleb oraz ich właściwości fizyczno-chemiczne i mikromorfologiczne. *Zesz. Nauk. UR Krak.*, 458.

- Claessens, H., Oosterbaan, A., Savill, P., Rondeux, J. (2010). A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* L. Gaerin.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry*, 83(2), 163–175. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpp038>
- Conant, R.T., Smith, G.R., Paustian, K. (2003). Spatial variability of soil carbon in forested and cultivated sites: implications for change detection. *J. Environ. Qual.*, 32, 278–286.
- Dębska, B., Drag, M., Banach-Szott, M. (2007). Molecular size distribution and hydrophilic and hydrophobic properties of humic acids isolated from forest soil. *Soil Water Res.*, 2(2), 45–53.
- Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexler, M.C., Wiśniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144), 185–190. <http://dx.doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- Dłużewski, P. (2019). Określenie zróżnicowania zawartości węgla organicznego i aktywności enzymatycznej w glebach rdzawych w różnowiekowych borach świeżych. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Dobrowolski, R., Bałaga, K., Kaszewski, B.M. (2010). Próba określenia tendencji zmian klimatycznych na obszarze Polesia Zachodniego w ostatnich dwóch tysiącleciach na podstawie danych paleoekologicznych i pomiarów instrumentalnych. W: T.J. Chmielewski, D. Piasecki (red.), *Przyszłość krajobrazów hydrogenicznych w rezerwach biosfery Europy* (s. 229–245), Lublin: Trio System.
- Domżał, H., Bielińska, E.J. (2007). Ocena przeobrażeń środowiska glebowego i stabilności ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. *Acta Agrophys.*, 145, Rozpr Monogr., 2, 79–90.
- Dovydenko, N. (2004). Zawartość węgla w glebach wybranych drzewostanów sosnowych i świerkowych na gruntach porolnych. *Leśn. Pr. Bad.*, 2, 49–66.
- Dyrektor Generalny Lasów Państwowych (2001). *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- ELC (2000). *European Landscape Convention*. Florence: European Council.
- Essington, M.E. (2015). *Soil and water chemistry: an integrative approach*. CRC Press.
- FAO–PTG (2015). *Światowa baza referencyjna zasobów glebowych 2014*. Toruń: PTG.
- Gliński, J., Turski, R. (2002). Ewolucja, zasoby i główne zagrożenia gleb. *Acta Agrophys.*, 65.
- Grys, K. (2004). Lubelszczyzna – budowa geologiczna. W: V Kielecki Festiwal Nauki. Kielce 16–26 września 2004. Kielce: Wyd. Akademii Świętokrzyskiej.
- Gwiazdowicz, M., Kowalczewski, T. (2012). *Rola lasów w polityce klimatycznej*. Warszawa: Wyd. Nauk. PWN.

- Hamouz, P., Soukup, J., Holec, J., Jursik, M. (2004). Field-scale variability of weediness on arable land. *Plant Soil Environ.*, 50(3), 134–140.
- Harasimiuk, M., Dobrowolski, R. (2010). Geneza krajobrazów hydrogenicznych Polesia Zachodniego. W: T.J. Chmielewski, D. Piasecki (red.), *Przyszłość krajobrazów hydrogenicznych w rezerwatach biosfery Europy* (s. 167–177). Lublin: Trio System.
- Henderson, G.S. (1995). Soil organic matter: A link between forest management and productivity. In: W.W. McFee, J.M. Kelly (Eds.), *Carbon forms and functions in forest soils* (pp. 419–435). Soil Science Society of America. <http://dx.doi.org/10.2136/1995.carbonforms.c19>
- Huntington, T.G. (1995). Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the Southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59(5), 1459–1467. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900050036x>
- Jaworski, A., Serwecińska, L., Stączek, P. (2007). Quorum sensing – komunikowanie się komórek w populacjach bakterii. W: A. Ciesielska, A. Pokojska-Burdziel (red.), *Nowoczesne metody badania mikroorganizmów gleby i innych środowisk*. Toruń: Wyd. Nauk. UMK.
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.*, 10(2), 423–436. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Jonczak, J. (2013). Soil organic matter properties in stagnic Luvisols under different land use types. *Acta Agrophys.*, 20(4), 565–576.
- Jones, M. (2007). The European Landscape Convention and the question of public participation. *Landscape Res.*, 32, 5, 613–633. <http://dx.doi.org/10.1080/01426390701552753>
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest. Syst.*, 76(1), 1–10. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>
- Kahle, P., Baum, C., Boelcke, B. (2005). Effect of afforestation on soil properties and mycorrhizal formation. *Pedosphere*, 15(6), 754–760.
- Karg, J. (2007). Urozmaicony krajobraz okolic Turwi: ekologiczne podstawy funkcjonowania i zasady kształtowania. W: S. Bałazy, A. Gmiąt (red.), *Ochrona środowiska rolniczego w świetle programów rolno-środowiskowych Unii Europejskiej* (s. 40–73). Turów: Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN.
- Kaszewski, B.M. (2008). *Warunki klimatyczne Lubelszczyzny*. Lublin: Wyd. UMCS.
- Kemmitt, S.J., Lanyou, C.V., Waite, J.S., Wen, Q., Addiscott, T.M., Bird, N.R.A., ..., Brookes, P.C. (2008). Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass – a new

- perspective. *Soil Biol. Biochem.*, 40(1), 61–73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.021>
- Kieliszewska-Rokicka, B. (2001). Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności mikrobiologicznej gleby. W: H. Dahm, A. Pokojska-Burdziej (red.), *Drobnoustroje środowiska glebowego – aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne* (s. 37–47). Toruń: Wyd. UMK.
- Klijn, J.A. (2004). Driving forces behind landscape transformation in Europe, from a conceptual approach to policy options. In: R.H.G. Jongman (Ed.), *The new dimensions of the European landscape* (pp. 201–218). Dordrecht: Springer.
- Kohler, J., Caravaca, F., Roldán, A. (2009). Effect of drought on the stability of rhizosphere soil aggregates of *Lactuca sativa* grown in a degraded soil inoculated with PGPR and AM fungi. *Appl. Soil Ecol.*, 42, 160–165.
- Kondracki, J. (2002). *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: Wyd. Nauk. PWN.
- Koreleski, K. (2005). Zagadnienie wpływu lasów i zadrzewień na agroekosystemy i ich produktywność. *Zesz. Nauk. AR Krak., Geodezja*, 21, 217–224.
- Kucharski, J., Barabasz, W., Bielińska, E.J., Wyszowska, J. (2015). Właściwości biologiczne i biochemiczne gleb. W: A. Mocek (red.), *Gleboznawstwo* (s. 232–281). Warszawa: Wyd. PWN.
- Kułak, A., Chmielewski, T.J. (2010). Zmiany fizjonomii krajobrazu Polesia Zachodniego od połowy XIX wieku do początku XXI wieku. W: T.J. Chmielewski, D. Piasecki (red.), *Przyszłość krajobrazów hydrogenicznych w rezerwach biosfery Europy* (s. 41–62). Lublin: Trio System.
- Kurek, E. (2002). Związki przyczynowo-skutkowe aktywności mikrobiologicznej i zakwaszenia gleb. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.*, 482, 307–316.
- Lal, R. (2000). Węgiel glebowy i nasilenie efektu cieplarnianego. *Zesz. Eduk. Roln. Pol. Ochr. Jakości Wody*, 6, 22–36.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philos. Trans. R. Soc. B*, 363(1492), 815–830. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biol.*, 16(1), 439–453. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lasota, J., Brożek, S., Zwydak, M. (2011). Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego (SIG) w projektowaniu składu gatunkowego odnawianych lasów. *Rocz. Glebozn.*, 62(4), 150–162.
- Lasota, J., Błońska, E. (2013). *Siedliskoznawstwo leśne na nizinach i wyżynach Polski*. Kraków: Wyd. UR.
- Lawton, J. (2000). Biodiversity, ecosystem processes and climate change. In: M.C. Press, N.J. Huntly, S. Levin (Eds.), *Ecology: achievement and challenge* (pp. 139–160). Oxford: Blackwell.

- Li, T., Liu, G. (2014). Age-related changes of carbon accumulation and allocation in plants and soil of black locust forest on Loess Plateau in Ansai County, Shaanxi Province of China. *Chinese Geogr. Sci.*, 24(4), 414–422. <http://dx.doi.org/10.1007/s11769-014-0704-3>
- Li, T., Ren, B., Wang, D., Liu, G. (2015). Spatial variation in the storages and age-related dynamics of forest carbon sequestration in different climate zones evidence from black locust plantations on the Loess Plateau of China. *PLoS ONE* 10(3), e0121862. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0121862>
- Lorenc, H. (2005). *Atlas klimatu Polski*. Warszawa: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.
- Lorenz, K., Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, 34, 443–454. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>
- Lu, N., Liski, J., Chang, R.Y., Akujärvi, A., Wu, X., Jin, T.T., ..., Fu, B.J. (2013). Soil organic carbon dynamics of black locus plantations in the middle Loess Plateau area of China. *Biogeosciences*, 10, 7053–7063. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-7053-2013>
- Lützov, M.V., Koegel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *Eur. J. Soil Sci.*, 57(4), 426–445. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Łapiński, W. (2005). *Nadleśnictwo Sobibór*. Lublin: Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie.
- Marcinek, J., Komisarek, J. (2004). Antropogeniczne przekształcenia gleb Pojezierza Poznańskiego na skutek intensywnego użytkowania rolniczego. Poznań: Wyd. AR.
- Marcinek, J., Bednarek, R., Komisarek, J., Mocek, A., Piaścik, H., Skiba, S. (2008). *Systematyka gleb Polski [wersja pierwsza wydania 5]*. Poznań: Wyd. UP.
- Mazurek, R. (2015). Przestrzenne zróżnicowanie właściwości gleb sąsiadujących z zadrzewieniami złożonymi z robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia*) i olszy czarnej (*Alnus glutinosa*). *Zesz. Nauk. UR Krak.*, 403.
- Mocek-Płóćiniak, A. (2018). Właściwości fizyczno-chemiczne oraz mikrobiologiczno-biochemiczne gleb kształtujących się na składowisku popiołów i żużli elektrownianych. *Rozpr. Nauk.* 499. Poznań: Wyd. UP.
- Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P. (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: R.G. Burns, R.P. Dick (Eds.), *Enzymes in the environment: activity, ecology and applications* (pp. 1–33). New York: Marcel Dekker.

- Okruch, J. (2004). *Lasy Lubelszczyzny*. Lublin: Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych.
- Oktaba, L., Kondras, M. (2015). Przemiany materii organicznej gleb łąkowych w pierwszych latach po zalesieniu. *Sylvan*, 159(2), 126–134.
- Olszewska, M., Smal, H. (2008). The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. I. Physical and sorptive properties. *Plant Soil*, 305(1), 157–169. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9537-0>
- Operat 2009–2011; 2011–2014. Operat glebowo-siedliskowy – Nadleśnictwo Sobibór (2009–2011; 2011–2014). Maszynopis. Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych „Operat”.
- Pascual, I., Antolin, M.C., Garcia, C., Polo, A., Sanchez-Diaz, M. (2007). Effect of water deficit on microbial characteristics in soil amended with sewage sludge or inorganic fertilizer under laboratory conditions. *Biores. Techn.*, 98(1), 29–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.026>
- Paul, A., Clark, F.E. (2000). *Mikrobiologia i biochemia gleb*. Lublin: Wyd. UMCS.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K. (2002). Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manag.*, 168(1–3), 241–257. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Piekut, K., Pawluśkiewicz, B. (2005). *Rolnicze podstawy kształtowania środowiska*. Warszawa: Wyd. SGGW.
- Piotrowska, A., Mazurek, R. (2009). Assessment of black locust (*Robinia pseudo-acacia* L.) shelterbelt influence on enzymatic activity and some chemical parameters of eutric cambisol. *Pol. J. Soil Sci.*, 42(1), 31–41.
- Piotrowska-Długosz, A., Wilczewski, E. (2015). Influence of catch crop and its incorporation time on soil carbon and carbon-related enzymes. *Pedosphere*, 25(4), 569–579. [http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30037-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30037-0)
- Piotrowska-Długosz, A. (2019). Significance of the enzymes and their application in agriculture. In: Q. Husain, M. Fahad Ullah (Eds.), *Biocatalysis enzymatic basic and application* (pp. 277–308). Cham, Switzerland: Springer. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-25023-2_14
- Piotrowska-Długosz, A. (2020) Significance of the enzymes associated with soil C and N transformation. In: R. Datta, R. Meena, S. Pathan, M. Ceccherini (Eds.), *Carbon and nitrogen cycling in soil* (pp. 399–437). Singapore: Springer. https://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-7264-3_12
- Podrąszký, V.P.F., Remeš, J., Hart, V., Moser, W.K. (2009). Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. *J. For. Sci.*, 55(7), 299–305. <http://dx.doi.org/10.17221/11/2009-JFS>

- Powers, M.D., Kolka, R.K., Bradford, J.B., Palik, B.J., Fraver, S., Jurgensen, M.F. (2012). Carbon stocks across a chronosequence of thinned and unmanaged red pine (*Pinus resinosa*) stands. *Ecol. Appl.*, 22(4), 1297–1307. <http://dx.doi.org/10.1890/11-0411.1>
- Ritter, E. (2007). Carbon, nitrogen and phosphorus in volcanic soils following afforestation with native birch (*Betula pubescens*) and introduced larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Plant Soil*, 295(2), 239–251. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-007-9279-4>
- Russel, S., Wyczółkowski, A.I., Bieganski, A. (red., 2006). Selected methodological aspects of soil enzyme activity tests. Lublin: Institute of Agrophysics Polish Academy of Sciences.
- Sapek, B., Kalińska, D. (2004). Mineralizacja organicznych związków azotu w glebie w świetle długoletnich doświadczeń łąkowych IMUZ. *Woda Środ. Obsz. Wiejs.*, 4, 183–200.
- Schroth, G. (2003). Decomposition and nutrient supply from biomass. In: G. Schroth, F.L. Sinclair (Eds.), *Tress, crops and soil fertility concepts and research methods* (pp. 131–150). Wallingford, UK: CABI.
- Shang, S., Jing, P., Chang, S.X., Song, Z., Liu, J., Sun, L. (2014). Soil organic carbon in particle size and density fractionations under four forest vegetation-land use types in subtropical China. *Forests*, 5(6), 1391–1408. <http://dx.doi.org/10.3390/f5061391>
- Sikorska, E., Lasota, J. (2005). Suma zasadowych kationów wymiennych w ocenie żyzności górskich gleb leśnych. *Probl. Zagosp. Ziem Górsk.*, 52, 31–39.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S., De Moraes, J.C., Albrecht, A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils – Effect of no-tillage. *Agronomie*, 22, 755–775. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2002043>
- Skowrońska, M., Bielińska, E.J., Szymański, K., Futa, B., Antonkiewicz, J., Kołodziej, B. (2020). An integrated assessment of the long-term impact of municipal sewage sludge on the chemical and biological properties of soil. *Catena*, 189, 104484, 1–6. <https://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2020.104484>
- Smal, H., Ligęza, S. (2001). Selected properties of forest and arable soils developed from sands and loesses. *Acta Agrophys.*, 56, 283–295.
- Smal, H., Ligęza, S., Olszewska, M. (2004). Wpływ zalesienia piaszczystych gleb porolnych na jakość materii organicznej i skład chemiczny roztworu glebowego. *Rocz. Glebozn.*, 55(4), 139–148.
- Smal, H., Olszewska, M., Ligęza, S., Urban, D. (2017). Wpływ zalesienia gleb porolnych sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris* L.) na ich aktywność enzymatyczną. *Acta Agrophys.*, 24(3), 509–521.
- Svoray, T., Shoshany, M. (2004). Multi-scale analysis of intrinsic soil factors from

- SAR-based mapping of drying rates. *Remote Sens. Environ.*, 92, 233–246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.011>
- Systematyka gleb Polski, wyd. 6. (2019). Wrocław – Warszawa: Wyd. UP Wroc., Inst. Nauk Gleb. Ochr. Środ. UP Wroc., Kom. Gen. Klas. Kart. Gleb. PTG.
- Świdrowska, J. (2007). Kreda w regionie lubelskim – sedymentacja i jej tektoniczne uwarunkowania. *Biul. PIG*, 422, 63–78.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. (1969). Use of *p*-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, 1(4), 301–307. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1)
- Thalmann, A. (1968). Zur methodik der bestimmung der dehydrogenase aktivität in boden mittels triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.*, 21, 249–258.
- Uri, V., Vares, A., Tullus, H., Kanal, A. (2007). Above-ground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. *Biomass Bioenerg.*, 31(4), 195–204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2006.08.003>
- Van Aarle, I.M., Olsson, P.A., Soderstrom, B. (2001). Microscopic detection of phosphatase activity of saprophytic and arbuscular mycorrhizal fungi using a fluorogenic substrate. *Mycologia*, 93(1), 17–24. <https://dx.doi.org/10.2307/3761601>
- Van Reeuwijk, L.R. (2002). Procedures for soil analysis, 6th ed. Technical Papers 9. Wageningen, Netherlands: World Soil Information.
- Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. (2002). Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For. Ecol. Manag.*, 169(1–2), 137–147.
- Walter, C., Merot, P., Layer, B., Dutin, G. (2003). The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use Manag.*, 19(3), 201–207. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00305.x>
- Wang, B., Liu, G., Xue, S. (2012). Effects of black locust (*Robinia pseudoacacia*) of soil chemical and microbiological properties in the eroded hilly area of China's Loess Plateau. *Envir. Earth Sci.*, 65(3), 597–607. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-011-1107-8>
- Wei, X., Shao, M., Gale, W., Li, L. (2014). Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Sci. Rep.*, 4, 4062. <https://dx.doi.org/10.1038/srep04062>
- Włodarczyk, T., Stępniewski, W., Brzezińska, M. (2002). Dehydrogenase activity, redox potential, and emission of carbon dioxide and nitrous oxide from Cambisols under flooding conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 36, 200–206. <https://dx.doi.org/10.1007/s00374-002-0513-1>
- Wysocki, Cz., Sikorski, P. (2000). *Zarys fitosocjologii stosowanej*. Warszawa: Wyd. SGGW.

- Zantua, M.I., Bremner, J.M. (1975). Comparison of methods of assaying urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 7, 291–295. [https://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(75\)90069-3](https://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(75)90069-3)
- Zhang, L., Zhang, P., Yu, M., Wu, T. (2015). Soil organic carbon content and stocks in an age-sequence of *Metasequoia glyptostroboides* plantations in coastal area, East China. In: Proceedings of the 2015 4th International Conference on Sustainable Energy and Environmental Engineering (pp. 1004–1012). Series Advances in Engineering Research. Atlantis Press. <https://dx.doi.org/10.2991/icseee-15.2016.178>
- Zhu, W., Wang, S., Caldwell, C.D. (2012). Pathways of assessing agroecosystems health and agroecosystem management. *Acta Ecol. Sin.*, 32(1), 9–17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chnaes.2011.11.001>
- Zwydak, M., Brożek, S., Lasota, J., Małek, S. (2008). Reserve of organic carbon in forest soils of Lowlands in Poland. *Pol. J. Envir. Stud.*, 17, 3A, 632–637.

Chemiczne wskaźniki przeobrażeń zalesionych gleb porolnych w wieloleciu

Streszczenie

W celu poznania czynników kształtujących czasowe trendy i dynamikę procesów zmian w zalesionych glebach porolnych przeprowadzono wieloletnie (2009–2019), ciągłe badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych w Nadleśnictwie Sobibór. Na terenie Nadleśnictwa Sobibór zalesienia porolne obejmują gleby rdzawe typowe (*Haplic Arenosols*) zalesione sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris* L.). Prace badawcze rozpoczęto w 2009 roku na trzech powierzchniach obserwacyjnych, spełniających wymogi podobieństwa pod względem siedliskowym: w uprawie kilkuletniej, pod drzewostanami kilkunastoletnimi oraz trzydziestokilkuletnimi. Obiektami porównawczymi były gleby naturalnych ekosystemów leśnych z drzewostanami ponadstuletnimi, usytuowane w bliskim sąsiedztwie powierzchni doświadczalnych. Uzyskane wyniki pozwoliły na sprecyzowanie czasowych trendów przeobrażeń środowiska glebowego wystąpienia w zalesionych glebach porolnych korzystnego dryfu siedliskowego. W warunkach postępujących zmian klimatycznych ułatwi to efektywną realizację zarządzania środowiskowego, opartą na ewolucyjności ekosystemu. Obserwowany wzrost zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego w glebie wraz z wiekiem drzewostanów był stymulatorem korzystnych zmian aktywności enzymów katalizujących najważniejsze procesy przemiany glebowej substancji organicznej. Stwierdzona niska aktywność enzymów katalizujących najważniejsze przemiany materii organicznej wskazuje, że w warunkach nasilających się zmian klimatycznych znaczącą rolę w stałej mineralizacji materii organicznej odgrywają procesy abiotyczne. Wykazany korzystny wpływ zalesienia gleb porolnych na akumulację węgla organicznego w badanych glebach ma szczególne znaczenie w kontekście sekwestracji węgla w glebie i redukcji emisji CO₂ do atmosfery.

Słowa kluczowe: zalesione gleby porolne, sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), właściwości fizyczno-chemiczne, aktywność enzymatyczna

Chemical indicators of long-term transformations in afforested post-agricultural soils

Abstract

Between 2009 and 2019 a long-term continuous research was conducted in permanent observation areas in the Sobibór Forest District in order to investigate the factors influencing the temporal trends and dynamics of changes occurring in afforested post-agricultural soils. There are typical rusty soils (*Haplic Arenosols*) in the post-agricultural area in the Sobibór Forest District, which has been afforested with Scots pines (*Pinus sylvestris* L.). In 2009 the research started in three observation areas which met the requirements of habitat similarity: an area afforested less than ten years before, an area afforested a dozen or so years before, and an area afforested thirty years before. The soils in natural forest ecosystems with over one-hundred-year-old trees, located in the vicinity of the experimental plots were used for comparison. The research results enabled the identification of temporal trends in the transformations of the soil environment and the occurrence of a favourable habitat drift in the afforested post-agricultural soils. This will facilitate effective environmental management, based on the evolution of the ecosystem during the progressive climate change. The content of organic carbon and total nitrogen in the soil tended to increase along with the age of the trees and stimulated favourable changes in the activity of enzymes catalysing the most important processes of transformation of the soil organic matter. The low activity of enzymes catalysing the most important transformations in the soil organic matter showed that abiotic processes played a significant role in the constant mineralisation of the soil organic matter during the progressing climatic changes. The beneficial effect of the afforestation of post-agricultural soils on the accumulation of organic carbon in the soils is particularly important in the context of soil carbon sequestration and reduction of CO₂ emissions to the atmosphere.

Keywords: afforested post-agricultural soils, Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) soil physicochemical properties, enzyme activity