

Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk



mgr inż. Paweł Horodecki

**Dynamika dekompozycji liści drzew w warunkach
rekultywowanych gruntów pokopalnianych**

Leaf litter decomposition dynamics on reclaimed post-mining site conditions

Praca doktorska
wykonana w Pracowni Ekologii
Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk

Promotor: dr hab. Andrzej M. Jagodziński, prof. ID PAN

Kórnik, 2019

Badania zostały sfinansowane ze środków Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych w Warszawie w ramach projektu pt. „Środowiskowo-genetyczne uwarunkowania produktywności ekosystemów leśnych na gruntach leśnych i przemysłowych” oraz Instytutu Dendrologii Polskiej Akademii Nauk.

Pracę tę popełniłem dla siebie

Podziękowania

Za ogromne wsparcie podczas długiego procesu powstawania pracy serdecznie dziękuję wszystkim współpracownikom oraz rodzinie, a w szczególności:

- **Profesorowi Andrzejowi M. Jagodzińskiemu** za przekazaną mi wiedzę oraz wskazanie drogi, którą staram się podążać,
- **Katarzynie Rawlik** oraz **Marcinowi K. Dyderskiemu** za zacieranie śladów kiedy nieopatrznie i omyłkowo z tej drogi próbowałem schodzić,
- **Żonie Dagmarze** oraz **córkom: Gabrysi i Basi** za cierpliwość oraz akceptację częstego posiadania męża/ojca w odległej fizycznej i/lub mentalnej czasoprzestrzeni,
- **Rodzicom: Eli i Andrzejowi** za niewyobrażalny trud włożony w moje wychowanie oraz wszystkie etapy edukacji,
- **zespółowi młodych badaczy** oraz **pracownikom wspomagającym** z „Dołka” i „Szklarenek” – **Agnieszce Lewandowskiej, Arkowi Motylowi, Annie Motyl, Kamilowi Gęsikiewiczowi, Agnieszce Drewniak, Róży Walkowiak-Bułaj, Zofii Kozłowskiej, Elżbiecie Szubert, Dorocie Skwaryło, Paulinie Dudek-Zychar**– za wspólne dźwiganie ciężaru związanego z założeniem doświadczenia oraz mozolne przebieganie zebranych próbek.

Bez wsparcia wymienionych osób niemożliwym byłoby dojście do końcowego etapu pracy doktorskiej oraz osiągnięcie sukcesu, jakim jest możliwość jej obrony.

Spis treści

Lista publikacji stanowiących rozprawę doktorską	6
Abstract	7
Streszczenie	9
1. Wstęp	11
2. Cele i hipotezy	14
3. Materiał i metody	16
3.1. Teren badań	16
3.2. Układ doświadczenia	17
3.3. Zbiór danych	18
3.4. Analizy statystyczne	19
4. Główne wyniki pracy	21
4.1. Wpływ warunków siedliskowych na tempo dekompozycji liści wybranych gatunków drzew	21
<i>Publikacja 1. Site type effect on litter decomposition rates: A three-year comparison of decomposition process between spoil heap and forest sites.</i>	
4.2. Wpływ gatunku tworzącego drzewostan oraz jego wystawy na rozkład liści różnych gatunków drzew w jednogatunkowych drzewostanach na zalesionych gruntach pokopalnianych	22
<i>Publikacja 2. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites.</i>	
4.3. Wpływ zawartości pierwiastków w liściach, specyficznej powierzchni liści oraz typu drzewostanu na tempo dekompozycji liści różnych gatunków drzew w warunkach zdegradowanych gruntów pokopalnianych	23
<i>Publikacja 3. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment.</i>	
5. Wnioski	25
6. Literatura	28
Oświadczenia	36
Załączniki	40

Lista publikacji stanowiących rozprawę doktorską

Wyniki badań zostały opublikowane w następujących artykułach naukowych:

1. **Horodecki, P.**, Jagodziński, A.M., 2019. Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites. *Forests* 10, 353. <https://doi.org/10.3390/f10040353>
2. **Horodecki, P.**, Jagodziński, A.M., 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>
3. **Horodecki, P.**, Nowiński, M., Jagodziński, A.M., 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30, 3–13. <https://doi.org/10.1002/ldr.3194>

Abstract

The decomposition of organic matter is (next to photosynthesis) one of the key biogeochemical processes responsible for the circulation of elements in nature. Despite many studies devoted to the biomass decomposition in recent years, only few of them concerned this matter on post-mining areas. This research attempts to fill this gap. The aim of the research was to determine the leaf litter decomposition rate of various species in the stands growing on reclaimed post-mining land and adjacent forest areas. It was hypothesized that: (H1) leaf litter decomposition rate of studied tree species will differ in similar environmental conditions, moreover (H2) it will be faster in home and mixed stands than in Scots pine monocultures, and (H3) faster in stands of the same species growing on exposures where higher average temperatures on the forest floor were recorded, while lower (H4) under stands growing on post-mining rather than forest sites. The research was conducted for five years on the external spoil heap of the Bełchatów Lignite Mine (and adjacent forest areas), where a set of 31 experimental plots was established.

In the course of the research it was stated that (ref. H1) leaf litter decomposition rates differed between studied species. These differences were similar to those reported in the existing literature, however, mass losses of particular litter types were at individual stages of the decomposition process relatively smaller. Leaf litter decomposition rates of all species (ref. H2) that were examined in mixed stands and Scots pine monocultures were faster in the former. Comparing the rates of leaf litter decomposition in mixed stands with those in home stands, no similar trends were observed for the species studied. Scots pine stands growing on the western slope of the spoil heap (ref. H3) favoured faster leaf litter decomposition in comparison with the same species stands on its plateau. In the case of home stands, the influence of the exposure was not so unambiguous. Moreover, it was noticed that in both stand types, the decomposition rates in the period from September to June was generally faster on those exposures, where higher temperatures on forest floor were noted. In the remaining months, reverse relations were stated. Comparing leaf litter decomposition rates in different habitat conditions (ref. H4), we stated that they were generally lower on spoil heap than on forest sites. Some exceptions were noted only for litter of *A. glutinosa* and *B. pendula* under Scots pine stands, where the relations were opposite.

Obtained results are the basis for recommendation the specified tree species and proper forms of their admixtures for afforestation of reclaimed areas. Due to the specificity of post-mining areas related to high variability of soil substrates, we recommend to increase the share of the majority of the examined tree species in new plantings. Nevertheless, taking into account both the biological and the economic purpose of reclamation, introducing mixed tree stands should be supported as they improve the biological and physicochemical properties of soils in degraded areas.

Streszczenie

Rozkład materii organicznej jest (obok fotosyntezy) jednym z kluczowych procesów biogeochemicznych odpowiadających za obieg pierwiastków w przyrodzie. Pomimo wielu prac poświęconych rozkładowi biomasy w ostatnich latach, niewiele z nich dotyczyło tego zagadnienia na terenach pokopalnianych. W niniejszych badaniach podjęto próbę wypełnienia tej luki. Celem badań było określenie tempa dekompozycji liści drzew różnych gatunków pod drzewostanami rosnącymi w warunkach rekultywowanych gruntów pokopalnianych oraz na przyległych do nich terenach leśnych. Przyjęto następujące hipotezy badawcze: (H1) tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew w zbliżonych warunkach środowiskowych będzie zróżnicowane, co więcej (H2) będzie ono szybsze w drzewostanach macierzystych oraz mieszanych aniżeli w monokulturach sosnowych, a także (H3) w drzewostanach tych samych gatunków na tych ekspozycjach, na których odnotowano wyższe średnie temperatury na dnie lasu, niższe natomiast (H4) pod drzewostanami rosnącymi na gruntach pokopalnianych aniżeli na gruntach leśnych. Badania prowadzono przez pięć lat na zwałowisku zewnętrznym Kopalni Węgla Brunatnego w Bełchatowie (oraz na przyległych terenach leśnych), w układzie 31 poletek doświadczalnych.

W toku realizacji badań (ad. H1) wykazano różnice w tempie dekompozycji liści badanych gatunków. Zauważono jednak, że te różnice były podobne do przedstawianych w danych literaturowych. Ubytki mas natomiast, stwierdzone na poszczególnych etapach rozkładu, były w niniejszych badaniach relatywnie mniejsze. Liście wszystkich gatunków (ad. H2) podlegających badaniom w drzewostanach mieszanych oraz monokulturach sosnowych charakteryzowały się szybszym rozkładem w tych pierwszych. Porównując tempa rozkładu liści w drzewostanach mieszanych z tymi w drzewostanach macierzystych (ad. H3), nie zaobserwowano jednakowych trendów dla badanych gatunków. Drzewostany sosnowe porastające zachodni stok zwałowiska sprzyjały szybszemu rozkładowi liści w porównaniu z drzewostanami tego gatunku na jego wierzcholinie. W przypadku drzewostanów macierzystych wpływ wystawy nie był tak jednoznaczny. Zauważono jednak, że w obu typach drzewostanów tempo rozkładu ściółki było generalnie szybsze w okresie od września do czerwca w drzewostanach porastających tę wystawę, na której odnotowano wyższe temperatury. W pozostałych miesiącach roku stwierdzono natomiast odwrotne zależności. Porównując warunki siedliskowe na zwałowisku z gruntami leśnymi stwierdzono, że (ad. H4) liście badanych

gatunków drzew rozkładały się w większości przypadków szybciej na tych drugich. Wyjątek stanowiły liście *A. glutinosa* i *B. pendula*, które w warunkach drzewostanów sosnowych ulegały widocznie szybszemu rozkładowi na zwałowisku.

Uzyskane wyniki są podstawą rekomendacji konkretnych gatunków drzew oraz form ich zmieszania przy zakładaniu nowych nasadzeń na terenach pokopalnianych. Ze względu na specyfikę obszarów przemysłowych związanych z dużą zmiennością substratów glebowych, zalecamy zwiększenie udziału większości z badanych gatunków drzew w nasadzeniach rekultywowanych gruntów. Mając na uwadze nie tylko biologiczny, ale również ekonomiczny cel rekultywacji, promowane powinny być drzewostany mieszane, które wpływają na poprawę właściwości biologicznych oraz fizykochemicznych gleb na terenach zdegradowanych.

1. Wstęp

Rozwój cywilizacyjny w ostatnich dwóch stuleciach skutkowało pojawieniem się ogromnych obszarów zdegradowanych terenów przemysłowych i poprzemysłowych (np. Fettweis i in. 2005; Hobbs i in. 2009). Pomimo ich punktowego występowania, sumarycznie takie tereny tworzą ogromną powierzchnię. Tylko w Polsce ich areał wynosi ponad 60000 ha (Horodecki i in. 2015). Jest to wystarczający powód do zwiększenia zainteresowania ich ponownym uproduktywaniem. Naturalna sukcesja na takich terenach jest procesem stosunkowo powolnym (Macdonald i in. 2015), dlatego najczęstszym sposobem rekultywacji terenów poprzemysłowych jest ich zalesienie (Pietrzykowski i Socha 2011; Sroka i in. 2018). W wielu krajach tereny zdegradowane podlegają rekultywacji niezwłocznie po zaprzestaniu oddziaływania czynników degradujących (np. eksploatacji kopalni). Takie działania mają na celu nie tylko poprawę ich estetyki wizualnej (Maiti 2007), ale także zwiększenie ich różnorodności biologicznej (Jagodziński i in. 2018). Jednakże przywrócenie funkcji biologicznej nie jest jedynym powodem renaturalizacji obszarów zdegradowanych. Liczne działania rekultywacyjne podejmowane są z powodów czysto ekonomicznych i mają na celu jak najszybsze umożliwienie nowym ekosystemom samodzielne utrzymywanie swoich funkcji, a także zwiększenie (i przyspieszenie) produktywności (Prach i Hobbs 2008). Biologiczna odnowa terenów poprzemysłowych jest niezwykle trudna ze względu na początkowo ubogie substraty glebowe, których fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości są znacząco gorsze niż na terenach zbliżonych do naturalnych (Indorante i in. 1981; Helingerová i in. 2010; Shrestha i Lal 2011; Jimenez i in. 2013; Jagodziński i in. 2014). Polepszenie właściwości substratu glebowego jest kluczową kwestią w osiągnięciu sukcesu rekultywacyjnego (Dutta i Agrawal 2001; Jagodziński i Kałucka 2010; Esperschütz i in. 2013; Kałucka i Jagodziński 2016). Dlatego często podejmowane są próby polepszenia warunków glebowych przed wprowadzeniem roślinności docelowej, poprzez np. nawożenie, wykładanie humusu, wprowadzenie przedplonowych roślin motylkowych (Pietrzykowski i in. 2017). Również właściwy dobór gatunków drzew i form ich zmieszania mogą znacznie przyspieszyć rozwój wierzchnich warstw gleby (a w ślad za tym również głębszych partii) ze względu na różną wielkość produkcji ściółki i różne tempo jej rozkładu. Wiedza na temat tempa rozkładu ściółki pochodzącej z różnych gatunków drzew, a także wielkości jej produkcji w określonych warunkach siedliskowych, pozwoli na odpowiedni dobór składu gatunkowego w celu zwiększenia

sukcesu rekultywacji (Dutta i Agrawal 2001; Horodecki i Jagodziński 2017). Będzie to skutkowało szybszym osiągnięciem celu biologicznego, ale także ekonomicznego.

Monitorowanie skuteczności technik rekultywacji jest bardzo ważne dla weryfikacji i poprawy działań rekultywacyjnych (Doley i Audet 2013; Mukhopadhyay i in. 2014; Pietrzykowski 2015). Na przestrzeni lat powstało wiele pośrednich metod oceny procesów renaturalizacji terenów pokopalnianych (np. Ludwig i in. 2003; Pietrzykowski i in. 2010, 2011), weryfikowanych na wielu pokopalnianych obiektach (np. Asensio i in. 2013; Monokrousos i in. 2014; Mukhopadhyay i in. 2014). Niemniej jednak, zaproponowane przez wspomnianych badaczy techniki monitoringu umożliwiają ocenę obecnego stanu substratu glebowego. Badanie szybkości rozkładu ściółki, wespół z wiedzą na temat wielkości produkcji biomasy, wielkości opadu materii organicznej (z uwzględnieniem poszczególnych jej komponentów) może być natomiast narzędziem do oszacowania kierunku rozwoju substratu glebowego na rekultywowanych terenach pokopalnianych, a tym samym do opracowania wzorca rekultywacji leśnej na takich terenach (Horodecki i Jagodziński 2017).

Rozkład materii organicznej jest (obok fotosyntezy) jednym z kluczowych procesów biogeochemicznych, odpowiadających za obieg pierwiastków w przyrodzie (Dilly i Munch 1996; Makkonen i in. 2012). Najważniejszymi czynnikami wpływającymi na przebieg tego procesu są warunki klimatyczne, właściwości fizykochemiczne rozkładanego substratu oraz właściwości organicznych warstw gleby ze szczególnym uwzględnieniem aktywności organizmów glebowych (Berg i Staaf 1980; Aerts 1997; Jurkšienė i in. 2017). W skali globalnej klimat jest najważniejszym czynnikiem mającym pośredni lub bezpośredni wpływ na dwa pozostałe (Aerts 1997). Jednakże w skali lokalnej to chemizm rozkładanego substratu oraz aktywność mikrobiologiczna gleby stają się wiodące w przebiegu dekompozycji, a ich względne znaczenie różni się w zależności od wielu czynników środowiskowych (np. Davey i in. 2007; Ayres i in. 2009; Prescott 2010; Urbanová i in. 2014).

Badania dynamiki rozkładu biomasy są jedną z najszybciej rozwijających się gałęzi ekologii w ostatnich latach (Austin i in. 2014; Berg 2014; Frouz i in. 2015). Jednakże niewiele z powstałych prac w tym zakresie dotyczyło procesu dekompozycji na terenach pokopalnianych (Horodecki i Jagodziński 2017). Badania takie podjęli m.in. Lawrey (1977) w Stanach Zjednoczonych oraz Dutta i Agrawal (2001) oraz Singh i in. (1999) w Indiach. Głównym wnioskiem płynącym z cytowanych wyżej publikacji jest

rekomendowanie gatunków wczesnych stadiów sukcesyjnych do rekultywacji leśnej terenów pokopalnianych. Takie założenie z pewnością zaspokoiłoby ekologiczny cel rekultywacji, odsuwając jednak na dalszy plan cel ekonomiczny. Z kolei badania dekompozycji liści przeprowadzone na obszarach europejskich dotyczą głównie układów ekologicznych pozostawionych do naturalnej sukcesji (Frouz 2008; Esperschütz i in. 2013; Urbanová i in. 2014). Biorąc pod uwagę obecny stan wiedzy na temat dekompozycji materii organicznej na rekultywowanych gruntach pokopalnianych, badania w tym zakresie powinny nadal być podejmowane. Szczegółowa wiedza na temat tempa dekompozycji liści, związanej z tym procesem szybkości uwalniania pierwiastków biogennych dostępnych dla roślin czy tempa tworzenia warstwy organicznej gleby, może skutkować opracowaniem szczegółowych zaleceń co do składu gatunkowego przyszłych zalesień konkretnych obiektów pokopalnianych przeznaczonych do rekultywacji.

2. Cele i hipotezy

Celem rozprawy doktorskiej jest określenie tempa dekompozycji liści drzew reprezentujących gatunki o zróżnicowanej biologii i różnych wymaganiach ekologicznych pod drzewostanami rosnącymi w warunkach rekultywowanych gruntów pokopalnianych oraz na przyległych do nich terenach leśnych. W badaniach przyjęto następujące hipotezy:

(1) tempo rozkładu liści badanych gatunków drzew w zbliżonych warunkach środowiskowych będzie zróżnicowane.

Uzasadnienie: w jednakowych warunkach środowiskowych o tempie rozkładu liści poszczególnych gatunków drzew decyduje ich chemizm oraz budowa morfologiczna (Fioretto i in. 2005). W literaturze jakość rozkładanego substratu jest często definiowana stosunkiem zawartości węgla do azotu. Im wyższy ten stosunek, tym jakość substratu gorsza, a rozkład wolniejszy (Melillo i in. 1982; Zhang i in. 2008). Ponadto, koncentracja w liściach substancji mało atrakcyjnych dla organizmów glebowych (np. lignin, celuloz, hemiceluloz, tanin, fenoli czy kutyn) spowalnia dekompozycję (Kraus i in. 2003), a przynajmniej w jej początkowych stadiach (McClougherty i in. 1985). Również struktura liści, głównie grubość blaszki liściowej, może wpływać na tempo ich rozkładu (Cornelissen i in. 1999).

Mając na uwadze powyższe twierdzenia założono, że spośród badanych gatunków drzew najwolniejszym tempem dekompozycji liści cechować się będzie *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* i *Quercus rubra*, najszybszym zaś *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus serotina* oraz *Robinia pseudoacacia*.

(2) tempo rozkładu liści drzew będzie szybsze w warunkach drzewostanów macierzystych oraz mieszanych aniżeli w jednogatunkowych drzewostanach sosny zwyczajnej.

Uzasadnienie: hipoteza przewagi domostwa (HFA, ang. home field advantage) zakłada, że organizmy glebowe w drzewostanie konkretnego gatunku są przystosowane do rozkładu materii organicznej tego samego gatunku (Gholz i in. 2000; Vivanco i Austin 2008; Ayres i in. 2009; Freschet i in. 2012; Austin i in. 2014). Jednakże ze względu na inicjalny charakter substratu glebowego na zwałowisku Kopalni Węgla Brunatnego w Bełchatowie możliwy jest odmienny scenariusz.

(3) tempo dekompozycji liści drzew w drzewostanach tych samych gatunków z różnych ekspozycji (stok zachodni zwałowiska vs. wierzchowina zwałowiska) będzie wyższe tam, gdzie odnotowano wyższe średnie temperatury na dnie lasu.

Uzasadnienie: z danych literaturowych wynika, że temperatura (powietrza, zależna od temperatury powierzchni Ziemi) jest jednym z ważniejszych czynników klimatycznych wpływających na tempo dekompozycji (Coûteaux i in. 1995, 2002). Jej wzrost wpływa zwykle na przyspieszenie tempa rozkładu (Moore i in. 1999; Trofymow i in. 2002).

(4) dekompozycja liści badanych gatunków drzew będzie wolniejsza pod drzewostanami rosnącymi na gruntach pokopalnianych aniżeli na gruntach leśnych.

Uzasadnienie: z danych literaturowych wynika, że proces rozkładu ściółki zachodzi szybciej na żyznych siedliskach względem siedlisk ubogich (np. Karkanis 1975; Dziadowiec 1990; Mo i in. 2006). Inicjalne stadia odtwarzania organicznych warstw gleby również mogą wpływać na spowolnienie tego procesu (Hopkins i in. 2007).

Ze względu na złożoność układu doświadczalnego, w każdej z opublikowanych prac przyjęto dodatkowe hipotezy, odnoszące się bezpośrednio do zakresu wyników w nich prezentowanych.

3. Materiał i metody

3.1. Teren badań

Badania przeprowadzono na zewnętrznym zwałowisku pokopalnianym Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów” (Góra Kamieńsk; Polska Centralna; 51,1247°N, 19,2540°E). Średnia roczna temperatura powietrza dla 20-letniego okresu (1996–2015) wynosiła 8,65°C, podczas gdy średnia roczna wielkość opadów atmosferycznych dla najbliższej stacji meteorologicznej („Łódź-Lublinek”, 51,4319°N, 19,2353°E, 179 m n.p.m.) – 665 mm. Sezon wegetacyjny na badanym obszarze trwa 210–220 dni (Zielony i Kliczkowska 2012).

Góra Kamieńsk powstała w latach 1977–1993 z bardzo zróżnicowanego materiału nadkładowego z pobliskiej kopalni odkrywkowej. Powierzchnię zwałowiska tworzą głównie skały czwartorzędowe, a fitotoksyczne osady trzeciorzędowe ulokowano najczęściej głęboko wewnątrz hałdy poza zasięgiem korzeni roślin (Goździk i in. 2010). Istnieją jednak miejsca z trzeciorzędowymi substratami leżącymi w warstwie zewnętrznej. Ich wysoką kwasowość zneutralizowano z wykorzystaniem kredy jeziornej (pochodzącej również z odkrywki) lub alkaicznym popiołem pochodzącym z pobliskiej elektrowni. Przed zalesieniem powierzchni zwałowiska, na jego wierzchołku wysiano mieszkankę różnych gatunków traw i roślin motylkowych. W celu użyczenia zastosowano również nawozy mineralne (N i K – 60 kg ha⁻¹, P – 70 kg ha⁻¹) (Pietrzykowski i Daniels 2014; Rawlik i in. 2018). Rekultywacja zwałowiska w kierunku leśnym została przeprowadzona z zastosowaniem metody biodynamicznej (Wójcik i Krzaklewski 2010), tj. grunt został obsadzony docelowymi gatunkami drzew ze znaczącym udziałem gatunków domieszkowych. Prawie cała powierzchnia zwałowiska jest pokryta lasem. Na początku 2016 roku 54% powierzchni zwałowiska było pokryte drzewostanami w wieku 26–30 lat. Najstarsze nasadzenia liczyły 31 lat (Bank Danych o Lasach 2016). Największym udziałem w całym obszarze zwałowiska wykazała się brzoza brodawkowata (*Betula pendula*; 27%) oraz sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*; 25%). Robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) i olsza czarna (*Alnus glutinosa*) pokrywały odpowiednio 13% i 11% powierzchni zwałowiska. Dąb szypułkowy (*Quercus robur*) i bezszypułkowy (*Q. petraea*) porastały łącznie 5,6% całkowitej jego powierzchni.

Ponadto, w celu porównania przebiegu dekompozycji pod drzewostanami porastającymi zwałowisko z jej przebiegiem w warunkach zbliżonych do naturalnych, wyznaczono powierzchnie badawcze w bliskim sąsiedztwie Góry Kamieńsk

(maksymalnie do 7 km odległości). Drzewostany porastające te powierzchnie musiały spełnić restrykcyjne kryteria: ten sam gatunek budujący drzewostan, podobny wiek, identyczna granulometria gleby, porównywalne średnie wartości cech biometrycznych drzew (pierśnica, wysokość), a także zbliżone zagęszczenie drzew oraz pole powierzchni przekroju pierśnicowego.

3.2. Układ doświadczenia

W celu zweryfikowania hipotez badawczych założono cztery doświadczenia wykorzystując w nich metodę woreczków ściółkowych. Do woreczków z moskitiery wykonanej z włókna szklanego o przekroju oczek 1 mm × 1 mm włożono liście różnych gatunków drzew o znanej suchej masie. W badaniach wykorzystano liście *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus sylvestris*, *Populus nigra* 'Italica', *Populus tremula*, *Populus × canadensis*, *Prunus serotina*, *Quercus robur*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia* oraz *Ulmus laevis*. Liście były zbierane w okresie jesiennym tuż po opadzie w lasach porastających zwałowisko, a do jednego z doświadczeń w lasach Nadleśnictwa Babki (RDLP Poznań).

W pierwszym doświadczeniu wykorzystano liście sześciu gatunków drzew, tj. *A. glutinosa*, *B. pendula*, *P. sylvestris*, *R. pseudoacacia*, *Q. robur* i *Q. rubra*, które wyłożono pod okapem drzewostanów macierzystych (tj. tych, w których je zebrano) porastających tereny zwałowiska. Wytypowane gatunki tworzą na zwałowisku jednogatunkowe drzewostany, a ich udział w całkowitej powierzchni zwałowiska jest relatywnie duży (Bank Danych o Lasach 2016). Niektóre z nich, jak np. *A. glutinosa*, *R. pseudoacacia* czy *Q. rubra* występują ponadto w formie domieszek w drzewostanach innych gatunków. Doświadczenie to trwało trzy lata i obejmowało 12 zbiorów materiału w odstępach trzymiesięcznych.

W drugim doświadczeniu liście siedmiu gatunków drzew, tj. *A. pseudoplatanus*, *A. glutinosa*, *F. sylvatica*, *P. sylvestris*, *P. serotina*, *Q. rubra* oraz *R. pseudoacacia* wyłożono na zwałowisku w drzewostanach sosnowych. Wytypowane do tego doświadczenia gatunki często tworzą na zwałowisku niewielkie drzewostany sąsiadujące z drzewostanami sosnowymi lub występują w nich jako domieszki albo podszyt (*P. serotina*). W tym doświadczeniu również dokonano 12 zbiorów w ciągu trzech lat.

Kolejne doświadczenie założono w drzewostanach mieszanych na zwałowisku, w których badano tempo rozkładu wszystkich wyżej wymienionych 14 gatunków drzew.

To doświadczenie trwało pięć lat i obejmowało 16 zbiorów materiału przeprowadzanych w odstępach trzymiesięcznych.

Ostatnie doświadczenie miało na celu porównanie tempa rozkładu liści czterech gatunków drzew w drzewostanach brzozowych oraz sosnowych porastających zdegradowane grunty pokopalniane (zwałowisko) oraz grunty leśne. W tym doświadczeniu wykorzystano liście *A. glutinosa*, *B. pendula*, *P. sylvestris* i *Q. robur*, które w celu ujednolicenia materiału pozyskano w lasach Nadleśnictwa Babki. Doświadczenie trwało trzy lata i obejmowało 12 zbiorów.

Wszystkie doświadczenia przeprowadzono w drzewostanach około 20-25-letnich, w których łącznie na 31 poletkach badawczych wyłożono 6933 woreczki ściółkowe. Jako tło badań, w roku założenia wszystkich doświadczeń, zmierzono pierśnice wszystkich drzew na powierzchniach doświadczalnych oraz wysokości co najmniej 20% z nich. Wykonano również odkrywki glebowe (głębokość 1,5 m) w celu określenia charakterystyki gleb z wyszczególnieniem właściwości ich wierzchnich warstw.

3.3. Zbiór danych

Zbioru materiału roślinnego dokonywano w odstępach około trzymiesięcznych (z wyjątkiem ostatniego zbioru z doświadczenia prowadzonego w drzewostanach mieszanych, gdzie odstęp czasowy pomiędzy ostatnim i przedostatnim zbiorem wynosił 12 miesięcy). Dokonując zbioru, bezpośrednio na poletkach badawczych, każdy woreczek ściółkowy został umieszczony w kopercie w celu uniknięcia strat materiału. Po przewiezieniu do laboratorium, woreczki wysuszono w temperaturze 65°C do stałej masy w suszarce z wymuszonym obiegiem powietrza. Następnie z próbek usunięto wszelki materiał niebędący przedmiotem badań, który znalazł się w woreczkach ściółkowych w czasie ekspozycji w terenie (np. korzenie, mchy, owady, piasek, itp.). Każda zaetykietowana próbka została następnie zważona w celu określenia ubytku masy wyjściowej z dokładnością do 0,001 g. W próbkach określono ponadto zawartość wybranych pierwiastków (C, N, Mg, P, K i Ca) w wyjściowym materiale ściółkowym stosowanym w tych badaniach. Zawartość C i N oznaczono za pomocą ECS CHNS-O 4010 Elemental Combustion System (Costech Analytical Technologies Inc., USA), natomiast zawartość Mg, P, K i Ca zmierzono za pomocą spektrometru ICP-TOF-MS OptiMass 9500 (GBC Scientific Equipment Pty Ltd., Australia).

Wartości specyficznej powierzchni liści (SLA, ang. specific leaf area; $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) świeżego materiału uzyskano dla badanych gatunków drzew na dwa sposoby. W przypadku większości gatunków drzew dane pochodziły z bazy LEDA (Kleyer i in. 2008). Dodatkowo, wartości SLA dla sześciu gatunków (*A. glutinosa*, *B. pendula*, *P. sylvestris*, *Q. robur*, *Q. rubra*, *R. pseudoacacia*) określono wykorzystując liście pozyskane w 2011 roku na Górze Kamieńsk podczas równoległe prowadzonych badań związanych z alokacją biomasy w drzewostanach zwałowiska.

Podczas realizacji badań zmierzono również temperaturę wierzchniej warstwy gleby, wykorzystując do tego celu rejestratory HOBO U22-001 Pro v2 i/lub HOBO U23-001 Pro v2 (Onset Computer Corp., USA). Względne natężenie promieniowania rozproszonego (DIFN, ang. diffusive non-interceptance) docierającego przez okap drzewostanów do dna lasu zmierzono na powierzchniach badawczych w sezonie wegetacyjnym w 2015 roku za pomocą urządzenia LAI-2200 (Li-Cor Inc., USA).

3.4. Analizy statystyczne

W celu określenia wpływu badanych czynników (czasu, rodzaju rozkładanych liści a także rodzaju drzewostanu czy siedliska) na tempo dekompozycji wykorzystano analizę wariancji (ANOVA). W przypadkach, w których stwierdzono różnice pomiędzy badanymi zmiennymi oraz gdzie ich liczba była większa od dwóch, przeprowadzano dodatkowo test *posteriori* Tukeya. Rzeczywisty poziom ubytku mas wyłożonych próbek określano jako arytmetyczną średnią dla gatunku, terminu, rodzaju drzewostanu oraz siedliska wraz z podaniem wartości błędów standardowych.

W celu przeprowadzenia analiz predykcyjnych, w badaniach wykorzystano wzory empiryczne określające tempo dekompozycji (stała k ; rok^{-1}) oraz czas potrzebny do osiągnięcia połowicznego oraz całkowitego (przyjmowanego w literaturze jako 95% ubytku masy wyjściowej) poziomu rozkładu.

Stałą k określono za pomocą wzorów:

zaproponowanego przez Olsona (1963): $k = -\frac{\ln(\frac{m}{im})}{t}$ (równanie 1), gdzie m oznacza pozostałą masę po czasie t , im oznacza początkową masę na początku doświadczenia ($t = 0$), a \ln oznacza logarytm naturalny;

lub Wiedera i Langa (1982): $Mt = e^{-kt}$ (równanie 2), gdzie Mt oznacza pozostałą część masy w czasie t , e – stałą matematyczną, a k – tempo dekompozycji.

Wykorzystano ponadto modele regresji nieliniowej do obliczania czasu osiągnięcia połowicznej utraty masy (hd): $hd = \left(\frac{\ln(1-0.50)}{\ln(e)}\right) \cdot \left(\frac{1}{-k}\right)$ (równanie 3) lub całkowitej utraty masy (td): $td = \left(\frac{\ln(1-0.95)}{\ln(e)}\right) \cdot \left(\frac{1}{-k}\right)$ (równanie 4).

Dodatkowo obliczono wartość limitu mineralizacji (ml) za pomocą wzoru zaproponowanego przez Berga i Ekbohma (1991): $ml = m(1 - e^{-kt/m})$ (równanie 5), gdzie ml oznacza poziom utraty masy (%), t - czas w dniach, m - maksymalną całkowitą utratę masy, a k - początkowe tempo dekompozycji.

Ponadto oszacowaliśmy współczynnik humifikacji (LH) jako zmodyfikowaną propozycję Berga i in. (2001): $LH = 100 - ml$ (równanie 6).

Proste modele regresyjne zostały użyte do oszacowania zależności tempa dekompozycji liści (wyrażonego stałą k) od zawartości pierwiastków w liściach bądź specyficznej powierzchni ich blaszek liściowych (SLA).

Wszystkie analizy statystyczne zostały wykonane w programie JMP Pro 13.0.0.

4. Główne wyniki pracy

4.1. Wpływ warunków siedliskowych na tempo dekompozycji liści wybranych gatunków drzew

Publikacja 1. *Site type effect on litter decomposition rates: A three-year comparison of decomposition process between spoil heap and forest sites.*

Rodzaj rozkładanego materiału, termin zbioru, gatunek drzew budujących drzewostan, jakość siedliska oraz większość interakcji między tymi czynnikami miały znaczący wpływ na tempo dekompozycji liści (Horodecki i Jagodziński 2019). We wszystkich wariantach drzewostanowo-siedliskowych badane gatunki ułożyły się pod względem tempa dekompozycji ich liści w następującej kolejności: *A. glutinosa* > *B. pendula* > *P. sylvestris* > *Q. robur*. Różnice w szybkości utraty masy liści pomiędzy tymi gatunkami były jednak widocznie niższe na gruntach leśnych aniżeli na zwałowisku, niezależnie od typu drzewostanu (sosnowe lub brzozowe).

Liście badanych gatunków drzew rozkładały się w większości przypadków szybciej na gruntach leśnych aniżeli na terenach pokopalnianych. Wyjątek stanowiły liście *A. glutinosa* i *B. pendula*, które w warunkach drzewostanów sosnowych ulegały widocznie szybszemu rozkładowi na zwałowisku. Choć w większości przypadków nie wykazano statystycznie istotnych różnic w tempie dekompozycji liści wspomnianych gatunków, niekiedy sięgały one nawet 17%. Wyjaśnienie tego nieco zaskakującego wyniku znaleziono pośrednio w prawdopodobnie niedostatecznym rozwoju fauny glebowej w drzewostanach sosnowych na zwałowisku (Frouz i in. 2001; Chodak i in. 2009; Pastwik i in. 2013; Urbanowski i in. 2018). Niewyspecjalizowane grupy organizmów glebowych, zdominowane na inicjalnych stadiach rozwoju gleb głównie przez bakterie, w pierwszej kolejności rozdrabniają „łatwiejszy” materiał roślinny (Frouz i in. 2013). Liście *P. sylvestris* i *Q. robur* charakteryzują się większą opornością na rozkład ze względu na relatywnie większą zawartość w swoich strukturach substancji spowalniających dekompozycję (Kraus i in. 2003). Przebieg ich rozkładu był zgodny z oczekiwaniami – szybszy na gruntach leśnych aniżeli na zwałowisku.

W przypadku drzewostanów brzozowych liście wszystkich badanych gatunków drzew rozkładały się znacząco szybciej (w zdecydowanej większości przypadków istotnie statystycznie) na gruntach leśnych aniżeli na zwałowisku. Zależność ta była widoczna

podczas wszystkich terminów zbiorów. W tych warunkach drzewostanowych zaobserwowano, że im materiał roślinny był bardziej odporny na rozkład (wyrażony np. stałą k), tym różnice w tempie rozkładu pomiędzy wariantami siedliskowymi były wyższe. Ma to ogromne konsekwencje w odtwarzaniu się wierzchnich warstw gleby na terenach rekultywowanych ponieważ czas „powrotu” składników odżywczych dostępnych dla roślin jest na takich gruntach znacząco wydłużony. W przypadku liści dębu szypułkowego całkowity ich rozkład w drzewostanach brzoźowych na zwałowisku może nastąpić nawet 12 lat później aniżeli na gruntach leśnych.

4.2. Wpływ gatunku tworzącego drzewostan oraz jego wystawy na rozkład liści różnych gatunków drzew w jednogatunkowych drzewostanach na zalesionych gruntach pokopalnianych

Publikacja 2. *Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites.*

Wyniki badań wskazały na istotne różnice w tempie dekompozycji liści różnych gatunków drzew (Horodecki i Jagodziński 2017). Wpływ na rozkład badanych liści miały: rodzaj rozkładanego materiału, czas, gatunek budujący drzewostan oraz wystawa drzewostanu. Stwierdzono również istotny wpływ większości interakcji wymienionych czynników na szybkość rozkładu. Procesy dekompozycji liści poszczególnych gatunków uzyskane w niniejszej pracy były raczej podobne do tych uzyskanych przez innych autorów. Jednakże poziomy utraty masy w poszczególnych okresach były zwykle znacznie mniejsze niż te uzyskane w drzewostanach porastających niezdegradowane tereny (np. Bock i Gilbert 1957; Bock 1964; Karkanis 1975; Lawrey 1977; Berg i Staaf 1980; Cotrufo i in. 1995; Dilly i Munch 1996; Hansen 1999; Irmeler 2000; Lorenz i in. 2004; Hobbie i in. 2006; Davey i in. 2007; Tateno i in. 2007; Jacob i in. 2009; Slade i Riutta 2012).

W większości terminów zbioru liście gatunków badanych w dwóch wariantach drzewostanowych doświadczenia ulegały szybszemu rozkładowi w warunkach drzewostanów macierzystych (a więc tych, z których pochodził analizowany materiał) aniżeli w drzewostanach sosnowych. Wyniki te są zgodne z hipotezą przewagi domostwa (ang. home field advantage) wskazującej na adaptację grup organizmów glebowych do

efektywniejszego rozkładu materiału, do którego specyfiki zdążyły się wyspecjalizować (Gholz i in. 2000; Ayres i in. 2009; Austin i in. 2014; Veen i in. 2015, 2018).

W przypadku drzewostanów sosnowych, w których badano dekompozycję liści sześciu gatunków drzew (nie wliczając sosny), wystawa drzewostanu miała znaczenie dla jej przebiegu. Wykazano generalnie szybsze tempo rozkładu w drzewostanach porastających zachodni stok zwałowiska w porównaniu z drzewostanami porastającymi jego wierzchowinę. W przypadku drzewostanów macierzystych wpływ wystawy nie był tak jednoznaczny. Analizując przebieg dekompozycji ściółki w poszczególnych okresach roku zauważono, że zarówno w drzewostanach macierzystych jak i sosnowych tempo jej rozkładu było w większości przypadków szybsze od września do czerwca w drzewostanach porastających tę wystawę, na której odnotowano wyższe temperatury. W pozostałych trzech miesiącach roku stwierdzono natomiast odwrotne zależności.

4.3. Wpływ zawartości pierwiastków w liściach, specyficznej powierzchni liści oraz typu drzewostanu na tempo dekompozycji liści różnych gatunków drzew w warunkach zdegradowanych gruntów pokopalnianych

Publikacja 3. *Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment.*

Wyniki badań wskazują na pozytywną zależność tempa dekompozycji liści (wyrażonego stałą k ; rok⁻¹) od zawartości Mg, K, Ca, N oraz sumy składników (Mg+P+K+Ca) w świeżo opadłych liściach (Horodecki i in. 2019). Podobnie wzrost specyficznej powierzchni liści (SLA) drzew wpływa korzystnie na zwiększenie się tempa ich rozkładu. Z kolei wzrost zawartości P oraz zwiększanie się proporcji C:N powodują obniżenie tempa rozkładu liści. Stwierdzone zależności były w większości przypadków zgodne z podawanymi danymi literaturowymi uzyskanymi głównie na terenach niezdegradowanych (Reich i in. 2005; Zhang i in. 2008; Berg i McClaugherty 2014; Zukswert i Prescott 2017).

Badając przez pięć lat rozkład liści 14 gatunków drzew stwierdzono istotny wpływ gatunku liści, czasu oraz interakcji pomiędzy tymi czynnikami na jego szybkość. Wpływ ten był widoczny podczas wszystkich z 16 zbiorów materiału. Na tle danych literaturowych dotyczących rozkładu liści różnych gatunków drzew stwierdzono, że

niekorzystne warunki glebowe panujące na zwałowisku pokopalnianym nie wpłynęły w znaczący sposób na różnice w przebiegach rozkładu obserwowane pomiędzy liśćmi badanych gatunków. Niemniej jednak, ubytki mas stwierdzone w niniejszych badaniach były mniejsze niż przedstawiane dotychczas w literaturze (np. Lawrey 1977; Berg i Staaf 1980; Aranda i in. 1990; Cotrufo i in. 1995; Dilly i Munch 1996; Hansen 1999; Lorenz i in. 2004; Schädler i Brandl 2005; Hobbie i in. 2006; Jacob i in. 2009; Slade i Riutta 2012; Lucisine i in. 2015). Skutkuje to wydłużonym w porównaniu do gleb niezdegradowanych czasem całkowitego rozkładu liści, a tym samym wolniejszym powrotem do obiegu pierwiastków biogennych dostępnych dla roślin.

Spośród gatunków, których liście były badane pod kątem tempa ich dekompozycji w drzewostanach mieszanych oraz monokulturach sosnowych, wszystkie charakteryzowały się szybszym rozkładem w tych pierwszych. Porównując tempo rozkładu liści w drzewostanach mieszanych z tym w drzewostanach macierzystych, nie zaobserwowano jednakowych trendów dla wszystkich badanych gatunków. Liście *B. pendula* oraz *Q. rubra* rozkładały się szybciej pod okapem drzewostanów mieszanych (różnice stałej k sięgały odpowiednio 41% oraz 21%). W przypadku *B. pendula* mogło to być spowodowane niedostatecznym rozwojem warstwy organicznej gleby, co zaobserwowano w większości drzewostanów brzożowych na badanym zwałowisku. Liście *Q. robur* natomiast wykazały szybszy rozkład w drzewostanach macierzystych aniżeli mieszanych. W przypadku pozostałych gatunków (*P. sylvestris*, *A. glutinosa*, *R. pseudoacacia*) tempo rozkładu ich liści było raczej zbliżone w obydwu wariantach drzewostanowych.

5. Wnioski

Wyniki uzyskane w toku realizacji badań będących podstawą niniejszej pracy doktorskiej wskazały na relatywnie powolny rozkład materii organicznej w drzewostanach porastających tereny pokopalniane. Wzory empiryczne obrazujące przebieg rozkładu liści poszczególnych gatunków drzew wskazały, że powrót składników odżywczych dostępnych dla roślin jest na takich terenach znacząco wydłużony względem wyników podawanych w literaturze dla terenów niezdegradowanych. Skutkuje to spowolnieniem procesu rozwoju wierzchnich (organicznych) warstw gleby, a więc elementu kluczowego dla osiągnięcia sukcesu ekologicznego rekultywacji. Bezpośrednie porównanie szybkości rozkładu zunifikowanego materiału roślinnego w drzewostanach na zwałowisku z tymi na gruntach leśnych generalnie potwierdziło te różnice. Niemniej jednak, wyniki przytaczane w niniejszej rozprawie wskazują, że możliwe jest przyspieszenie tego procesu poprzez szczegółowe zaplanowanie składu gatunkowego drzewostanu oraz form mieszania nasadzeń na planowanych do rekultywacji obiektach pokopalnianych. Ze względu na specyfikę obszarów przemysłowych związanych z dużą zmiennością substratów glebowych (mozaikowość), zalecamy wprowadzenie większości z badanych gatunków drzew w postaci domieszek, ponieważ ich obecność może przynieść korzyści zarówno w ekologicznym jak i ekonomicznym wymiarze procesów rekultywacji.

Pomimo ekologicznych przystosowań *B. pendula* do rozwoju na ubogich siedliskach, skutkujących możliwością względnie szybkiego dostarczenia surowca drzewnego, właściwości rekultywacyjne tego gatunku są niewystarczające. Ze względu na niedostateczny rozwój organicznych warstw gleby pod okapem drzewostanów brzozowych, spowodowany stosunkowo niewielką masą opadu organicznego oraz powolnym jej rozkładem, rekomenduje się ograniczenie powierzchni monokultur brzozowych na rekultywowanych terenach. Brzoza brodawkowata powinna jednak być wprowadzana na takie tereny w formie mieszania kępowego lub drobnokępowego. Ażurowość koron drzew tego gatunku może wpływać na większą dostępność światła na dnie lasu oraz zwiększenie temperatury ściółki, co z kolei (w sąsiedztwie gatunków produkujących większe ilości ściółki, wpływając na utrzymanie odpowiedniego uwilgotnienia) może przyspieszyć tempo mineralizacji materii organicznej. W kontekście niewątpliwych zalet *P. sylvestris* w hodowli i użytkowaniu lasu, również powierzchnia monokultur tego gatunku powinna zostać ograniczona już w momencie planowania

nasadzeń na rekultywowanych obiektach. Wprawdzie produkcja materii organicznej i jej coroczny opad (Jagodziński i in. 2018) są dla tego gatunku większe niż w przypadku *B. pendula*, jednakże tempo jej mineralizacji jest jednym z najwolniejszych stwierdzonych w toku niniejszych badań. Ponadto właściwości ściółki sosnowej nie sprzyjają rozwojowi organizmów glebowych (Meentemeyer i Berg 1986; Smolander i Kitunen 2002; Chodak i in. 2009; Pastwik i in. 2013; Urbanowski i in. 2018). Podobnie gatunki, których liście cechują się powolnym rozkładem (*F. sylvatica*, *Q. robur*) powinny być wprowadzane do drzewostanów na terenach zdegradowanych na przykład w formie domieszek jednostkowych, pasowych czy grupowych. Znaczna ilość corocznego opadu ich liści (Reich i in. 2005) skutkuje względnie dużą akumulacją zhumifikowanej materii organicznej na dnie lasu, co może stanowić niezbędny rezerwuar składników odżywczych możliwy do wykorzystania po osiągnięciu przez rozwijające się zgrupowania fauny glebowej odpowiedniej specjalizacji w mineralizacji trudno rozkładalnego materiału. Co więcej, wprowadzenie wymienionych gatunków do pierwszego pokolenia nasadzeń zapewni odpowiednią dostępność propaguł w przyszłości, kiedy wystarczająco rozwinięte organiczne warstwy gleby będą w stanie wspierać ich kiełkowanie. Podobnymi właściwościami opadłej materii organicznej (wielkość opadu, tempo dekompozycji) cechują się gatunki obce, będące obiektem badań w opisywanych publikacjach – *R. pseudoacacia* i *Q. rubra*. Co więcej, robinia poprzez związki symbiotyczne z organizmami wiążącymi azot atmosferyczny (Boring i Swank 1984) znacząco wpływa na użyznienie ubogich substratów glebowych. Ponadto, ze względu na produkcję wątpliwego jakościowo surowca wielkowiedziowego (duże krzywizny), a także ogromną siłę odroślową sprawiającą wiele trudności z zahamowaniem rozprzestrzeniania się tego gatunku, nie zaleca się promowania robinii w leśnictwie w Polsce. Podobnie dąb czerwony – jego wprowadzanie w lasach Europy jest niezalecane ze względu na antagonistyczny wpływ na odnowienie naturalne innych gatunków (Chmura 2004; Woziwoda i in. 2014, 2019). Takie same wnioski należy wyciągnąć dla *P. serotina*. Pomimo wysokiego tempa rozkładu liści tego gatunku, powodującego szybszy powrót do obiegu składników pokarmowych dostępnych dla roślin, propagowanie tego gatunku może stanowić zagrożenie, ponieważ jego zdolności do przekształcania siedlisk zwiększają prawdopodobieństwo przede wszystkim własnego sukcesu ekologicznego (Jagodziński i in. 2015; Prescott i Zukswert 2016; Aerts i in. 2017).

Wyniki badań wskazują, że gatunkami, których udział w składzie gatunkowym drzewostanów na rekultywowanych gruntach należy zwiększyć, są *A. pseudoplatanus*, *A. glutinosa*, *F. excelsior* oraz *U. laevis*. Wprowadzanie dwóch ostatnich powinno odbywać się w formie miejscowej lub grupowej uwzględniając ryzyko hodowlane związane z ich podatnością na choroby grzybowe, przez które zysk ekonomiczny związany z produkcją wartościowego surowca drzewnego może być wątpliwy. Jawor oraz olsza powinny być promowane w nowych nasadzeniach głównie ze względu na ich zdolności użyźniające glebę. Wysokie stężenie wapnia w liściach tego pierwszego powoduje zwiększenie obecności dżdżownic wpływających bardzo korzystnie na poprawę właściwości fizykochemicznych gleb (Reich i in. 2005; Hobbie i in. 2006; Mueller i in. 2016). Z kolei olsza, tworząca związki symbiotyczne z bakteriami wiążącymi azot atmosferyczny (Claessens i in. 2010), wprowadza poprzez szybką mineralizację liści znaczne ilości tego pierwiastka do obiegu. Należy jednak pamiętać, że gatunek ten jest dość wymagający w odniesieniu do warunków siedliskowych (np. Jaworski 2011; Jagodzinski i in. 2016). Dlatego należy wprowadzać go w miejscach o cięższych podłożach glebowych zapewniających lepsze zaopatrzenie w wodę.

Liście trzech gatunków topól (*P. nigra* 'Italica', *P. tremula*, *P. × canadensis*) wykazują różne tempo dekompozycji. Ich wprowadzanie do drzewostanów na rekultywowanych gruntach nie jest jednak rekomendowane ze względu na produkcję małowartościowego w porównaniu z pozostałymi badanymi gatunkami surowca drzewnego. Jednakże ze względu na ich właściwości fitoremediacyjne (np. Stobrawa i Lorenc-Plucińska 2008; Guerra i in. 2011; Szuba i Lorenc-Plucińska 2018) należy rozważyć ich sadzenie w miejscach, gdzie substrat glebowy charakteryzuje się wysoką toksycznością.

Podsumowując uzyskane wyniki, mając na uwadze nie tylko biologiczny, ale również ekonomiczny cel rekultywacji, rekomenduje się zakładanie na gruntach pokopalnianych przede wszystkim drzewostanów mieszanych. Obecne w nich wybrane gatunki drzew (patrz wyżej) mogą znacząco wpłynąć na poprawę właściwości biologicznych oraz fizykochemicznych gleb, przyspieszając czas konieczny do osiągnięcia przez nowe ekosystemy zdolności samostanowienia. Ponadto, wprowadzanie drzewostanów mieszanych powoduje rozproszenie ryzyka hodowlanego związanego z wymaganiami siedliskowymi różnych gatunków drzew w kontekście dużej zmienności substratów glebowych na terenach pokopalnianych.

6. Literatura

- Aerts, R. 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* 79 (3): 439–449.
- Aerts, R., Ewald, M., Nicolas, M., Piat, J., Skowronek, S., Lenoir, J., Hattab, T., Garzón-López, C.X., Feilhauer, H., Schmidlein, S., Rocchini, D., Decocq, G., Somers, B., Van De Kerchove, R., Denef, K., Honnay, O. 2017. Invasion by the Alien Tree *Prunus serotina* Alters Ecosystem Functions in a Temperate Deciduous Forest. *Frontiers in Plant Science* 8: 179.
- Aranda, Y., Serrano, J.M., Bermúdez De Castro, F. 1990. Degradación de la hojarasca de *Populus nigra* L. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol* 27: 395–406.
- Asensio, V., Guala, S.D., Vega, F.A., Covelo, E.F. 2013. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32 (10): 2240–2248.
- Austin, A.T., Vivanco, L., González-Arzac, A., Pérez, L.I. 2014. There's no place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter-decomposer affinity in terrestrial ecosystems. *New Phytologist* 204 (2): 307–314.
- Ayres, E., Steltzer, H., Simmons, B.L., Simpson, R.T., Steinweg, J.M., Wallenstein, M.D., Mellor, N., Parton, W.J., Moore, J.C., Wall, D.H. 2009. Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (3): 606–610.
- Bank Danych o Lasach. 2016. <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy> on 10 March 2017.
- Berg, B. 2014. Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors. *Soil Biology and Biochemistry* 78: 222–232.
- Berg, B., Staaf, H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecological Bulletins* 32: 373–390.
- Berg, B., Ekbohm, G. 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest. VII. *Canadian Journal of Botany* 69 (7): 1449–1456.
- Berg, B., McClaugherty, C. 2014. *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer-Verlag GmbH, Berlin-Hidelberg.
- Berg, B., McClaugherty, C., Santo, A.V.D., Johnson, D. 2001. Humus buildup in boreal forests: effects of litter fall and its N concentration. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (6): 988–998.
- Bocock, K.L. 1964. Changes in the Amounts of Dry Matter, Nitrogen, Carbon and Energy in Decomposing Woodland Leaf Litter in Relation to the Activities of the Soil Fauna. *Journal of Ecology* 52 (2): 273–284.
- Bocock, K.L., Gilbert, O.J.W. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9 (2): 179–185.
- Boring, L.R., Swank, W.T. 1984. Symbiotic Nitrogen Fixation in Regenerating Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Stands. *Forest Science* 30 (2): 528–537.
- Chmura, D. 2004. Penetration and naturalisation of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (southern Poland). *Nature Conservation* 60: 3–11.
- Chodak, M., Pietrzykowski, M., Niklińska, M. 2009. Development of microbial properties in a chronosequence of sandy mine soils. *Applied Soil Ecology* 41 (3): 259–268.
- Claessens, H., Oosterbaan, A., Savill, P., Rondeux, J. 2010. A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry* 83 (2): 163–175.

- Cornelissen, J.H., Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Grime, J.P., Marzano, B., Cabido, M., Vendramini, F., Cerabolini, B. 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist* 143 (1): 191–200.
- Cotrufo, M.F., Ineson, P., Roberts, J.D. 1995. Decomposition of birch leaf litters with varying C-to-N ratios. *Soil Biology and Biochemistry* 27 (9): 1219–1221.
- Coûteaux, M.-M., Bottner, P., Berg, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 63–66.
- Coûteaux, M.M., Sarmiento, L., Bottner, P., Acevedo, D., Thiéry, J.M. 2002. Decomposition of standard plant material along an altitudinal transect (65–3968 m) in the tropical Andes. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (1): 69–78.
- Davey, M.P., Berg, B., Emmett, B.A., Rowland, P. 2007. Decomposition of oak leaf litter is related to initial litter Mn concentrations. *Canadian Journal of Botany* 85 (1): 16–24.
- Dilly, O., Munch, J.C. 1996. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (8): 1073–1081.
- Doley, D., Audet, P. 2013. Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecological Processes* 2 (1): 1–11.
- Dutta, R.K., Agrawal, M. 2001. Litterfall, litter decomposition and nutrient release in five exotic plant species planted on coal mine spoils. *Pedobiologia* 45 (4): 298–312.
- Dziadowiec, H. 1990. *Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych: (mineralizacja, uwalnianie składników pokarmowych, humifikacja)*. Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Esperschütz, J., Zimmermann, C., Dümig, A., Welzl, G., Buegger, F., Elmer, M., Munch, J.C., Schloter, M. 2013. Dynamics of microbial communities during decomposition of litter from pioneering plants in initial soil ecosystems. *Biogeosciences* 10 (7): 5115–5124.
- Fettweis, U., Bens, O., Hüttel, R.F. 2005. Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* 129 (1–2): 81–91.
- Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, S., Fuggi, A. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (6): 1083–1091.
- Freschet, G.T., Aerts, R., Cornelissen, J.H.C. 2012. Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: moving beyond home-field advantage with a new hypothesis. *Journal of Ecology* 100 (3): 619–630.
- Frouz, J. 2008. The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. *Biologia* 63 (2): 249–253.
- Frouz, J., Roubíčková, A., Heděnc, P., Tajovský, K. 2015. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies. *European Journal of Soil Biology* 68: 18–24.
- Frouz, J., Thébault, E., Pižl, V., Adl, S., Cajthaml, T., Baldrián, P., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Nováková, A., de Ruiter, P.C. 2013. Soil Food Web Changes during Spontaneous Succession at Post Mining Sites: A Possible Ecosystem Engineering Effect on Food Web Organization? *PLOS ONE* 8 (11): e79694.
- Frouz, J., Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, C., Chalupský, J., Rusek, J., Heinkele, T. 2001. Soil biota

- and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* 17 (2–3): 275–284.
- Gholz, H.L., Wedin, D.A., Smitherman, S.M., Harmon, M.E., Parton, W.J. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6 (7): 751–765.
- Goździk, J., Jończyk, W., Niżnik, A.M. 2010. Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów i Elektrownia Bełchatów - zmiany środowiska geograficznego spowodowane ich działalnością. *Obszary metropolitalne we współczesnym środowisku geograficznym*. 2: 397–422.
- Guerra, F., Gainza, F., Pérez, R., Zamudio, F. 2011. Phytoremediation of heavy metals using poplars (*Populus* spp): a glimpse of the plant responses to copper, cadmium and zinc stress. In: Golubev, I.A. (ed.), *Handbook of Phytoremediation*, 387–413. Nova Science Publishers, Inc., New York.
- Hansen, R.A. 1999. Red oak litter promotes a microarthropod functional group that accelerates its decomposition. *Plant and Soil* 209 (1): 37–45.
- Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H. 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36 (6): 768–776.
- Hobbie, S.E., Reich, P.B., Oleksyn, J., Ogdahl, M., Żytkowiak, R., Hale, C., Karolewski, P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology* 87 (9): 2288–2297.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (11): 599–605.
- Hopkins, D.W., Badalucco, L., English, L.C., Meli, S.M., Chudek, J.A., Ioppolo, A. 2007. Plant litter decomposition and microbial characteristics in volcanic soils (Mt Etna, Sicily) at different stages of development. *Biology and Fertility of Soils* 43 (4): 461–469.
- Horodecki, P., Jagodziński, A.M. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406: 1–11.
- Horodecki, P., Jagodziński, A.M. 2019. Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites. *Forests* 10 (4): 353.
- Horodecki, P., Nowiński, M., Jagodziński, A.M. 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30 (1): 3–13.
- Horodecki, P., Nowiński, M., Rawlik, K., Jagodzinski, A.M. 2015. Rozkład liści drzew w początkowych etapach dekompozycji w drzewostanach sosnowych i brzoźowych rosnących na rekultywowanym zwałowisku pokopalnianym i terenach leśnych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 17 (1 [42]): 262–278.
- Indorante, S.J., Jansen, I.J., Boast, C.W. 1981. Surface mining and reclamation: Initial changes in soil character. *Journal of Soil and Water Conservation* 36 (6): 347–351.
- Irmiler, U. 2000. Changes in the fauna and its contribution to mass loss and N release during leaf litter decomposition in two deciduous forests. *Pedobiologia* 44 (2): 105–118.
- Jacob, M., Weland, N., Platner, C., Schaefer, M., Leuschner, C., Thomas, F.M. 2009. Nutrient release from decomposing leaf litter of temperate deciduous forest trees along a gradient of increasing tree species diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 41 (10): 2122–2130.

- Jagodziński, A.M., Kałużka, I. 2010. Fine roots biomass and morphology in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a reclaimed lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* 64: 19–30.
- Jagodziński, A.M., Kałużka, I., Horodecki, P., Oleksyn, J. 2014. Aboveground biomass allocation and accumulation in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* 72: 139–150.
- Jagodziński, A.M., Dyderski, M.K., Rawlik, M., Banaszczak, P. 2015. Plantation of coniferous trees modifies risk and size of *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. invasion – Evidence from a Rogów Arboretum case study. *Forest Ecology and Management* 357: 84–94.
- Jagodziński, A.M., Ziółkowski, J., Warnkowska, A., Prais, H. 2016. Tree Age Effects on Fine Root Biomass and Morphology over Chronosequences of *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* and *Alnus glutinosa* Stands. *PLoS ONE* 11 (2): e0148668.
- Jagodziński, A.M., Wierzcholska, S., Dyderski, M.K., Horodecki, P., Rusińska, A., Gdula, A.K., Kasprowicz, M. 2018. Tree species effects on bryophyte guilds on a reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering* 110: 117–127.
- Jaworski, A. 2011. *Hodowla lasu. III. Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych*. Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Jimenez, M.D., Ruiz-Capillas, P., Mola, I., Pérez-Corona, E., Casado, M.A., Balaguer, L. 2013. Soil Development at the Roadside: A Case Study of a Novel Ecosystem. *Land Degradation & Development* 24 (6): 564–574.
- Jurkšienė, G., Janušauskaitė, D., Armolaitis, K., Baliuckas, V. 2017. Leaf litterfall decomposition of pedunculate (*Quercus robur* L.) and sessile (*Q. petraea* [Matt.] Liebl.) oaks and their hybrids and its impact on soil microbiota. *Dendrobiology* 78: 51–62.
- Kałużka, I.L., Jagodziński, A.M. 2016. Successional traits of ectomycorrhizal fungi in forest reclamation after surface mining and agricultural disturbances: A review. *Dendrobiology* 76: 91–104.
- Karkanis, M. 1975. Rozkład ściółki pochodzącej z różnych gatunków drzew liściastych i jej wpływ na środowisko glebowe - Decomposition of litter of various species of deciduous trees and its effect on soil environment. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 21: 71–97.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96 (6): 1266–1274.
- Kraus, T.E.C., Dahlgren, R.A., Zasoski, R.J. 2003. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems - a review. *Plant and Soil* 256 (1): 41–66.
- Lawrey, J.D. 1977. The relative decomposition potential of habitats variously affected by surface coal mining. *Canadian Journal of Botany* 55 (11): 1544–1552.
- Lorenz, K., Preston, C.M., Krumrei, S., Feger, K.-H. 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research* 123 (3): 177–188.
- Lucisine, P., Lecerf, A., Danger, M., Felten, V., Aran, D., Auclerc, A., Gross, E.M., Huot, H., Morel, J.-L., Muller, S., Nahmani, J., Maunoury-Danger, F. 2015. Litter chemistry

- prevails over litter consumers in mediating effects of past steel industry activities on leaf litter decomposition. *Science of The Total Environment* 537 (C): 213–224.
- Ludwig, J.A., Hindley, N., Barnett, G. 2003. Indicators for monitoring minesite rehabilitation: trends on waste-rock dumps, northern Australia. *Ecological Indicators* 3 (3): 143–153.
- Macdonald, S.E., Landhäusser, S.M., Skousen, J., Franklin, J., Frouz, J., Hall, S., Jacobs, D.F., Quideau, S. 2015. Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New Forests* 46 (5–6): 703–732.
- Maiti, S.K. 2007. Bioreclamation of coalmine overburden dumps—with special emphasis on micronutrients and heavy metals accumulation in tree species. *Environmental Monitoring and Assessment* 125 (1–3): 111–122.
- Makkonen, M., Berg, M.P., Handa, I.T., Hättenschwiler, S., van Ruijven, J., van Bodegom, P.M., Aerts, R. 2012. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. *Ecology Letters* 15 (9): 1033–1041.
- McClougherty, C.A., Pastor, J., Aber, J.D., Melillo, J.M. 1985. Forest Litter Decomposition in Relation to Soil Nitrogen Dynamics and Litter Quality. *Ecology* 66 (1): 266–275.
- Meentemeyer, V., Berg, B. 1986. Regional variation in rate of mass loss of *Pinus sylvestris* needle litter in Swedish pine forests as influenced by climate and litter quality. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1 (1–4): 167–180.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63 (3): 621–626.
- Mo, J., Brown, S., Xue, J., Fang, Y., Li, Z. 2006. Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in subtropical China. *Plant and Soil* 282 (1–2): 135–151.
- Monokrousos, N., Boutsis, G., Diamantopoulos, J.D. 2014. Development of soil chemical and biological properties in the initial stages of post-mining deposition sites. *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (12): 9065–9074.
- Moore, T.R., Trofymow, J.A., Taylor, B., Prescott, C., Camiré, C., Duschene, L., Fyles, J., Kozak, L., Kranabetter, M., Morrison, I., Siltanen, M., Smith, S., Titus, B., Visser, S., Wein, R., Zoltai, S. 1999. Litter decomposition rates in Canadian forests. *Global Change Biology* 5 (1): 75–82.
- Mueller, K.E., Eisenhauer, N., Reich, P.B., Hobbie, S.E., Chadwick, O.A., Chorover, J., Dobies, T., Hale, C.M., Jagodziński, A.M., Kałucka, I., Kasproicz, M., Kieliszewska-Rokicka, B., Modrzyński, J., Rożen, A., Skorupski, M., Sobczyk, Ł., Stasińska, M., Trocha, L.K., Weiner, J., Wierzbicka, A., Oleksyn, J. 2016. Light, earthworms, and soil resources as predictors of diversity of 10 soil invertebrate groups across monocultures of 14 tree species. *Soil Biology and Biochemistry* 92: 184–198.
- Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K., Masto, R.E. 2014. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecological Engineering* 71: 10–20.
- Olson, J.S. 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44 (2): 322–331.
- Pastwik, E., Skorupski, M., Piasta, A., Jagodziński, A.M. 2013. Mesostigmata mites of afforested post-industrial habitats on lignite mine spoil heap in Bełchatów – a preliminary study. *Neményi M., Varga L., Facskó F., Lőrincz I. (red). Science for Sustainability. Proceedings of the International Scientific Conference for PhD Students. University of West Hungary Press, Sopron.:* 251–257.

- Pietrzykowski, M. 2015. Reclamation and Reconstruction of Terrestrial Ecosystems on Mine Sites-Ecological Effectiveness Assessment. In: Sivakumar, S., Sharma, U.C., Prasad, R. (red.), *Energy Science and Technology*, 121–151. Studium Press LLC, New Delhi, India.
- Pietrzykowski, M., Socha, J. 2011. An estimation of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem productivity on reclaimed post-mining sites in Poland (central Europe) using of allometric equations. *Ecological Engineering* 37 (2): 381–386.
- Pietrzykowski, M., Daniels, W.L. 2014. Estimation of carbon sequestration by pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on differing mine soil substrates. *Ecological Engineering* 73: 209–218.
- Pietrzykowski, M., Pająk, M., Krzaklewski, W. 2010. Próba zastosowania metod liczbowej wyceny gleb na podstawie Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) oraz Siedliskowego Indeksu Glebowego (SIG) do opisu zmienności warunków siedliskowych na zrekultywowanych dla leśnictwa zwałowiskach KWB „Bełchatów”. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* 26 (3): 155–165.
- Pietrzykowski, M., Pająk, M., Krzaklewski, W. 2011. Assessment of soil-site conditions on the spoil heaps of the lignite mining plant (KWB) ‘Bełchatów’ reclaimed to forest with the use of the site soil index (SIG). *Polish Journal of Soil Science* 44 (1): 81–88.
- Pietrzykowski, M., Gruba, P., Sproull, G. 2017. The effectiveness of Yellow lupine (*Lupinus luteus* L.) green manure cropping in sand mine cast reclamation. *Ecological Engineering* 102 (C): 72–79.
- Prach, K., Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16 (3): 363–366.
- Prescott, C.E. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101 (1–3): 133–149.
- Prescott, C.E., Zukswert, J.M. 2016. Invasive plant species and litter decomposition: time to challenge assumptions. *New Phytologist* 209 (1): 5–7.
- Rawlik, M., Kasprowicz, M., Jagodziński, A.M. 2018. Differentiation of herb layer vascular flora in reclaimed areas depends on the species composition of forest stands. *Forest Ecology and Management* 409: 541–551.
- Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M., Tjoelker, M.G. 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8 (8): 811–818.
- Schädler, M., Brandl, R. 2005. Do invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures? *Soil Biology and Biochemistry* 37 (2): 329–337.
- Shrestha, R.K., Lal, R. 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma* 161 (3–4): 168–176.
- Singh, K.P., Singh, P.K., Tripathi, S.K. 1999. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. *Biology and Fertility of Soils* 29 (4): 371–378.
- Slade, E.M., Riutta, T. 2012. Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments. *Basic and Applied Ecology* 13 (5): 423–431.
- Smolander, A., Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (5): 651–660.

- Sroka, K., Chodak, M., Klimek, B., Pietrzykowski, M. 2018. Effect of black alder (*Alnus glutinosa*) admixture to Scots pine (*Pinus sylvestris*) plantations on chemical and microbial properties of sandy mine soils. *Applied Soil Ecology* 124: 62–68.
- Stobrawa, K., Lorenc-Plucińska, G. 2008. Thresholds of heavy-metal toxicity in cuttings of European black poplar (*Populus nigra* L.) determined according to antioxidant status of fine roots and morphometrical disorders. *Science of The Total Environment* 390 (1): 86–96.
- Szuba, A., Lorenc-Plucińska, G. 2018. Field proteomics of *Populus alba* grown in a heavily modified environment – An example of a tannery waste landfill. *Science of The Total Environment* 610–611: 1557–1571.
- Tateno, R., Tokuchi, N., Yamanaka, N., Du, S., Otsuki, K., Shimamura, T., Xue, Z., Wang, S., Hou, Q. 2007. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management* 241 (1–3): 84–90.
- Trofymow, J.A., Moore, T.R., Titus, B., Prescott, C., Morrison, I., Siltanen, M., Smith, S., Fyles, J., Wein, R., Camiré, C., Duschene, L., Kozak, L., Kranabetter, M., Visser, S. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (5): 789–804.
- Urbanová, M., Šnajdr, J., Brabcová, V., Merhautová, V., Dobiášová, P., Cajthaml, T., Vaněk, D., Frouz, J., Šantrůčková, H., Baldrian, P. 2014. Litter decomposition along a primary post-mining chronosequence. *Biology and Fertility of Soils* 50 (5): 827–837.
- Urbanowski, C.K., Horodecki, P., Kamczyc, J., Skorupski, M., Jagodziński, A.M. 2018. Succession of Mite Assemblages (Acari, Mesostigmata) during Decomposition of Tree Leaves in Forest Stands Growing on Reclaimed Post-Mining Spoil Heap and Adjacent Forest Habitats. *Forests* 9 (11): 718.
- Veen, G.F. (Ciska), Freschet, G.T., Ordonez, A., Wardle, D.A. 2015. Litter quality and environmental controls of home-field advantage effects on litter decomposition. *Oikos* 124 (2): 187–195.
- Veen, G.F. (Ciska), Keiser, A.D., Putten, W.H. van der, Wardle, D.A. 2018. Variation in home-field advantage and ability in leaf litter decomposition across successional gradients. *Functional Ecology* 32 (6): 1563–1574.
- Vivanco, L., Austin, A.T. 2008. Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology* 96 (4): 727–736.
- Wieder, R.K., Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63 (6): 1636–1642.
- Wójcik, J., Krzaklewski, W. 2010. Metody rekultywacji leśnej terenów bezglebowych w górnictwie odkrywkowym. *Przegląd Górniczy* 10: 115–119.
- Woziwoda, B., Dyderski, M.K., Jagodziński, A.M. 2019. Effects of land use change and *Quercus rubra* introduction on *Vaccinium myrtillus* performance in *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management* 440: 1–11.
- Woziwoda, B., Potocki, M., Sagan, J., Zasada, M., Tomusiak, R., Wilczyński, S. 2014. Commercial forestry as a vector of alien tree species—the case of *Quercus rubra* L. introduction in Poland. *Baltic Forestry* 20 (1): 131–141.
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., Zhou, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1 (2): 85–93.

- Zielony, R., Kliczkowska, A. 2012. *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa.
- Zukswert, J.M., Prescott, C.E. 2017. Relationships among leaf functional traits, litter traits, and mass loss during early phases of leaf litter decomposition in 12 woody plant species. *Oecologia* 185 (2): 305–316.

Oświadczenia

Oświadczenie kierującego pracą

Oświadczam, że niniejsza praca została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia ona warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia doktora nauk biologicznych.

Kórnik, 25 kwietnia 2019 r.



.....

Oświadczenie autora pracy

Świadom odpowiedzialności prawnej oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przeze mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami.

Oświadczam również, że przedstawiona praca nie była wcześniej przedmiotem procedur związanych z uzyskaniem stopnia doktora w innej jednostce.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja pracy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Kórnik, 25 kwietnia 2019 r.



.....

OŚWIADCZENIE

Oświadczam, że w pracy:

Horodecki, P., Jagodziński, A.M., 2019. Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites. *Forests* 10, 353. <https://doi.org/10.3390/f10040353>

Mój wkład polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, przeglądzie literatury związanej z analizowanym zagadnieniem, zbiorze danych w terenie, opracowaniu wyników i ich analizie statystycznej oraz na przygotowaniu manuskryptu pracy; pełniłem również rolę autora korespondencyjnego. **Mój udział procentowy szacuję na 90%.**

Horodecki, P., Jagodziński, A.M., 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>

Mój wkład polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, przeglądzie literatury związanej z analizowanym zagadnieniem, zbiorze danych w terenie, opracowaniu wyników i ich analizie statystycznej oraz na przygotowaniu manuskryptu pracy; pełniłem również rolę autora korespondencyjnego. **Mój udział procentowy szacuję na 90%.**

Horodecki, P., Nowiński, M., Jagodziński, A.M., 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30, 3–13. <https://doi.org/10.1002/ldr.3194>

Mój wkład polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, przeglądzie literatury związanej z analizowanym zagadnieniem, zbiorze danych w terenie, opracowaniu wyników i ich analizie statystycznej oraz na przygotowaniu manuskryptu pracy; pełniłem również rolę autora korespondencyjnego. **Mój udział procentowy szacuję na 80%.**



podpis

OŚWIADCZENIE

Oświadczam, że w pracy:

Horodecki, P., **Jagodziński, A.M.**, 2019. Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites. *Forests* 10, 353. <https://doi.org/10.3390/f10040353>

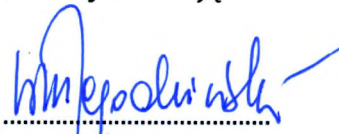
Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, udziale w interpretacji uzyskanych wyników, udziale w przygotowaniu manuskryptu artykułu i odpowiedzi na recenzje. **Mój udział procentowy szacuję na 10%.**

Horodecki, P., **Jagodziński, A.M.**, 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, udziale w interpretacji uzyskanych wyników, udziale w przygotowaniu manuskryptu artykułu i odpowiedzi na recenzje. **Mój udział procentowy szacuję na 10%.**

Horodecki, P., Nowiński, M., **Jagodziński, A.M.**, 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30, 3–13. <https://doi.org/10.1002/ldr.3194>

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań, udziale w interpretacji uzyskanych wyników, udziale w przygotowaniu manuskryptu artykułu i odpowiedzi na recenzje. **Mój udział procentowy szacuję na 15%.**


.....
podpis

dr inż. Mirosław Nowiński
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Leśny
Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu
Zakład Siedliskoznawstwa Leśnego

Kórnik, 25 kwietnia 2019 r.

OŚWIADCZENIE

Oświadczam, że w pracy:

Horodecki, P., **Nowiński, M.**, Jagodziński, A.M., 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. Land Degradation & Development 30, 3–13.
<https://doi.org/10.1002/ldr.3194>

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na udziale w opracowaniu koncepcji i metodyki badań gleboznawczych, wykonaniu analiz gleboznawczych, udziale w interpretacji uzyskanych wyników badań gleboznawczych i udziale w przygotowaniu manuskryptu artykułu. **Mój udział procentowy szacuję na 5%.**



.....
podpis

Załączniki

Publikacja 1.

Horodecki, P., Jagodziński, A.M., 2019. Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites. *Forests* 10, 353. <https://doi.org/10.3390/f10040353>

Impact Factor (2017): 1,956

Impact Factor 5-letni (2017): 2,252

Punktacja MNiSW (2017): 30

Article

Site Type Effect on Litter Decomposition Rates: A Three-Year Comparison of Decomposition Process between Spoil Heap and Forest Sites

Paweł Horodecki ^{1,*} and Andrzej M. Jagodziński ^{1,2}

¹ Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, Parkowa 5, PL-62-035 Kórnik, Poland; amj@man.poznan.pl

² Department of Game Management and Forest Protection, Faculty of Forestry, Poznań University of Life Sciences, Wojska Polskiego 71c, PL-60-625 Poznań, Poland

* Correspondence: phorodecki@man.poznan.pl; +48-61-817-00-33

Received: 17 March 2019; Accepted: 20 April 2019; Published: 23 April 2019

Abstract: *Research Highlights:* Direct comparison of leaf litter decomposition rates between harsh soil conditions of degraded lands and adjacent “closer to natural” forest areas has not been done before. *Background and Objectives:* We aimed to fill this knowledge gap by determining the differences in amounts of carbon and nitrogen released by species-specific litter depending on decomposition rates in various stand and habitat conditions, which enables selection of the most ecologically and economically appropriate (for fast soil organic layer development) tree species for afforestation of reclaimed lands. *Materials and Methods:* The study was conducted on the external spoil heap of the “Bełchatów” lignite mine (Central Poland) and adjacent forests. In December 2013, we established a litterbag experiment beneath the canopies of birch and pine stands. We used litter of *Alnus glutinosa* (Gaertn.), *Betula pendula* (Roth), *Pinus sylvestris* (L.), and *Quercus robur* (L.) collected ex situ, which we installed (after oven-drying) beneath the canopies of eight stands. The experiment lasted for three years (with sampling of three-month intervals). *Results:* Harsh soil conditions of degraded lands are unfavorable for litter mineralization. It was found that 23%–74% of decomposed materials were mineralized in spoil heap stands, whereas in forest stands these amounts ranged from 35%–83%. Litter of *Q. robur* in birch stands on the spoil heap is predicted to take 12 years longer for total decomposition than in forest stands of the same species. This hinders organic carbon turnover and could result in elongation of the time for full biological and economic reclamation of degraded lands. On the other hand, decomposition of relatively fast decomposable litter (*A. glutinosa* and *B. pendula*) in pine stands on the spoil heap was faster than in pine stands in forest sites (17% and 13% faster, respectively). We did not observe this trend for decomposition of more recalcitrant litter types of *P. sylvestris* and *Q. robur*. *Conclusions:* The results show the value of selective choice of tree species for afforestation of post-mining areas to accelerate the development of technogenic soil substrates. We recommend introducing all tree species studied in the cluster form of admixtures as all of them could bring some profits in ecological and economical reclamation.

Keywords: decomposition rate; litterbags; site type; stand type; spoil heap; soil development

1. Introduction

Novel terrestrial ecosystems are often influenced by harsh initial soil conditions which may result in uncertainty about their sustainability or at least hamper their successional development [1,2]. Their appearance nowadays is very frequent due to high human impacts on the environment [3]. In many countries, degraded lands resulting from industrial activity in a broad sense are subject to re-naturalization after exploitation stops, which results in improvement of their visual aesthetics

[4] as well as their biodiversity (e.g., [5]). However, restoration of biological function is not the only reason to restore degraded areas. Numerous reclamation actions are undertaken to shorten the time for crossing a threshold to self-sustenance of autogenic succession or/and habitat productivity for economic reasons [6]. Scientists and practitioners agree that soil substrate development plays a crucial role in attaining both aims [7–10]. Nevertheless, our recent knowledge allows well informed efforts to carry out reclamation projects, primarily with reference to the first assumption [11]. Artificial fertilization, spreading previously collected topsoil and/or introducing appropriate plant species may directly or indirectly influence soil development ([12–15], but see [16]). Moreover, even specified modes of admixtures can increase autogenic repair of the soil [17,18].

Techniques of reclamation and monitoring their effectiveness are highly important to verify and improve reclamation efforts [11,19,20]. A very common method of reclamation is afforestation [21,22]. However, relatively long time periods are needed to evaluate this method. Nevertheless, many indirect efforts for monitoring reclamation processes have been developed. For instance, Ludwig et al. [23] proposed a traditional measurement of vegetation community development and also two original landscape surface indicators as a post-mining habitat complexity index. Pietrzykowski et al. [24,25], in turn suggested assessment of particular parameters of upper mineral soil layers of reclaimed areas. The knowledge of this is relatively broad and comes from many post-mining projects (e.g., [20,26,27]). It gives us information about the current state of soil substrate. Assessing the rate of litter decomposition goes one step further—taken together with knowledge about biomass production (as an outcome the Ludwig's et al. [23] proposal), annual litterfall (as an outcome of biomass production) and elemental contents of litter fall, can provide a tool to estimate the pattern of reconstruction of the organic soil layer in the near future, or at least the direction of its development or retrogression [17].

Despite the commonness of studies on decomposition rates in recent years [28,29], only rarely were these studies conducted on post-mining sites [17]. Nevertheless, some studies are available. For instance, Lawrey [30] used litterbags to determine leaf litter decay rate of three tree species on an abandoned surface coal mine in the USA. Dutta and Agrawal [7] examined five exotic tree species on mine spoils in India, in terms of their litterfall and nutrient input via decomposition. Horodecki and Jagodziński [17] and Horodecki et al. [31] conducted similar research with a set of temperate species litter on a spoil heap in Poland. There were also a few studies conducted on post-mining spoil heaps concerning decomposition processes on sites left for natural succession [8,32,33]. Comparison of all of these results to those from “closer to natural” sites, could indicate the development of ecosystems on degraded lands. These indirect comparisons show general differences in decomposition rates between different habitats. Nevertheless, they can lead to some inaccuracies, because general conditions prevailing during the studies compared can never be the same.

The aim of our study was to determine the rates of leaf litter decay of four tree species (*Alnus glutinosa* (Gaertn.), *Betula pendula* (Roth), *Pinus sylvestris* (L.), and *Quercus robur* (L.)) and to compare them between two different stand and habitat conditions—forests of the spoil heap and nearby closer to natural forests area. Additionally, we have determined the differences in amounts of carbon and nitrogen release by species-specific litter depending on decomposition rates in various stand and habitat conditions. When planning the experimental design, we hypothesized that the decomposition rates will be higher in forest sites than on the spoil heap for litter of all tree species investigated (H1). Moreover, we assumed that differences found will be lower for *A. glutinosa* and *B. pendula* (these litters are relatively easily decomposed) than for *P. sylvestris* and *Q. robur* (these litters are relatively recalcitrant) (H2). We also assumed that the rate of humification (resulting from the dynamics of litter accumulation) will be higher in the stands growing on the spoil heap than on the forest site, and beneath pine stands compared to birch stands (H3). Additionally, we stated that organic carbon (C) turnover will be slower beneath pine than birch canopies due to both relatively slower litter decomposition rate and slower C concentration decrease with ongoing decomposition in pine stands (H4). Direct comparison of decomposition rates in two different but nearby habitats will advance knowledge of decomposition and provide a better understanding of patterns of initial soil development on degraded lands.

2. Materials and Methods

2.1. Study Site

The study was conducted on the external spoil heap of the “Bełchatów” lignite mine (Mount Kamieński; Central Poland; 51.1247° N, 19.2540° E) and adjacent forests (approximately 6.5 km north). The average annual air temperature for a 20-year period (1996–2015) was 8.65 °C, whereas the average annual precipitation was 665 mm (Institute of Meteorology and Water Management report, 2016) for the nearest meteorological station (51.4319° N, 19.2353° E, 179 m a.s.l.). The growing season lasts 210–220 days [34].

Mount Kamieński was created during the years 1977–1993 using material originating from nearby open pit overburden. The raw rock used was very diversified—mostly quaternary but, to a lesser extent, also tertiary strata [35,36]. Phytotoxic tertiary deposits were usually located inside the heap beyond the range of plant roots but those lying in the outer layers were neutralized with lake chalk or alkaline ash [35]. Before afforestation, the plateau of the heap was fertilized with N (60 kg ha⁻¹), K (60 kg ha⁻¹), and P (70 kg ha⁻¹) and also sown with mixed grass species and legumes [37]. Target tree species with a significant share of admixtures were planted during afforestation [38]. *B. pendula* and *P. sylvestris* stands occur most often on the spoil heap (27% and 25% of all afforested area, respectively; [17]). *A. glutinosa* and *Q. robur* (together with *Q. petraea*) stands covered 11% and 5.6% of total forest area of the spoil heap, respectively. Comparable stands in forest habitats grow in the nearby vicinity of Mount Kamieński (approximately 6.5 km north). To enable comparison with stands on the spoil heap, they had to meet restricted criteria: same species, similar age, identical soil granulometry, and comparable stand structure (Table A1).

2.2. Experimental Details

Eight stands—four on the spoil heap and four in forest habitat—were selected for study. These included two *B. pendula* and two *P. sylvestris* stands on each of the two habitat types. Within these stands we measured all diameters at breast height (i.e., 1.3 m, henceforth DBH) and height (H) for at least 18% of trees. The soil surface layers were analyzed based on soil pit excavation (1.5 m deep) in the center of each study site. Soil characteristics are displayed in Table A2.

We also measured upper soil layer temperature (around 3 cm beneath the mineral soil surface) at one hour intervals using HOBO data-loggers (HOBO U22-001 Water Temperature Pro v2 and/or HOBO U23-001 Pro v2 Temperature/Relative Humidity) for each plot (Figure A1).

To characterize light availability on the forest floor, during 2015 (April–October) we measured canopy light absorption (characterized by diffuse non-interceptance—DIFN; Figure A2) using an LAI-2200 plant canopy analyzer (Li-Cor Inc., Lincoln, NE, USA).

At the beginning of December 2013, we established the litterbag experiment beneath the canopies of selected stands. Freshly shed leaves of the four most common native tree species on the spoil heap (i.e., *A. glutinosa*, *B. pendula*, *P. sylvestris*, *Q. robur*) were collected from the ground in the Babki Forest District and dried in the laboratory. This made the plant material unified for both types of tree stands and both types of sites. Leaf samples with precisely determined weight (4.60–7.19g) were installed in litterbags (15 × 15 cm) made from 1 mm wide mesh fiberglass netting. Every litterbag (1536 in total) was exactly labeled and installed in the field at the beginning of December 2013. Material collections (12) were done at three-month intervals, with a total research period of three years. After each interval, four litterbags (4) of each species (4) were harvested from each sample plot (8). Collected samples were dried for at least 72 h (at 65 °C), after which any intrusive material (vegetation, insects, sand, etc.) was removed manually using tweezers. Samples were then weighed with an accuracy of 0.001 g, to determine leaf mass loss for each litterbag.

Using an ECS CHNS-O 4010 Elemental Combustion System (Costech Analytical Technologies Inc., Valencia, CA, USA), we determined C and N contents in samples of initial material and after 3, 6, 12, 24, and 36 months of exposure in the field.

2.3. Statistical Analyses

The influences of leaf litter type, collection time, stand type, and site type on mass loss were tested via analysis of variance (ANOVA). To visualize real mass losses during all collection periods we used cubic splines with lambda levels of 0.1. To visualize changes in C and N contents during decomposition courses we used quadratic models with 95% confidence intervals for the predicted values.

We also calculated decomposition rates after Olson [39] as (Equation 1)

$$k = -\frac{\ln\left(\frac{m}{im}\right)}{t} \quad (1)$$

where m is remaining mass at interval t , im is initial mass at time $t = 0$, and \ln is natural logarithm. The k value was estimated from values of remaining mass for each species \times stand type \times site type using non-linear regression. Non-linear regression models were further used for inversional calculation of half decay time (hd) (Equation 2)

$$hd = \left(\frac{\ln(1 - 0.50)}{\ln(e)}\right) \times \left(\frac{1}{-k}\right) \quad (2)$$

and total decay time (assumed as 95% of initial mass loss; td) (Equation 3)

$$td = \left(\frac{\ln(1 - 0.95)}{\ln(e)}\right) \times \left(\frac{1}{-k}\right) \quad (3)$$

Additionally, we evaluated limit values (LV) after Berg and Ekbohm [40] (Equation 4)

$$ml = m(1 - e^{-kt/m}) \quad (4)$$

where ml is the accumulated mass loss (%), t is time in days, m is maximum accumulated mass loss, and k is the initial decomposition rate. We also estimated litter-to-humus (LH) factors by modifying the simple relationships described by Berg et al. [41] to (Equation 5)

$$LH = 100 - LV \quad (5)$$

All analyses were performed in JMP Pro 13.0.0 (<http://www.jmp.com>; SAS Institute Inc. Cary, NC, USA).

3. Results

3.1. Decomposition

Testing statistical relationships, we found significant influences of leaf litter type, collection time, stand type, site type, and most of the interactions between these factors, on decomposition rates of the species studied in the experiment (Table 1).

Table 1. Effect of leaf litter type (LITTER), collection time (TIME), stand type (STAND), site type (SITE), and their interactions on decomposition rates as a result of analysis of variance (ANOVA). DF—degrees of freedom.

Source	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
TIME	11	197,834.63	501.8998	<0.0001
LITTER	3	115,072.35	1070.4271	<0.0001
TIME \times LITTER	33	3685.83	3.1169	<0.0001
SITE	1	17,644.88	492.4091	<0.0001
TIME \times SITE	11	1276.65	3.2388	0.0002
LITTER \times SITE	3	7632.87	71.0026	<0.0001
TIME \times LITTER \times SITE	33	2378.31	2.0112	0.0006
STAND	1	16,147.70	450.6278	<0.0001
TIME \times STAND	11	3450.82	8.7546	<0.0001
LITTER \times STAND	3	5066.24	47.1272	<0.0001

TIME × LITTER × STAND	33	1446.44	1.2232	0.1808
SITE × STAND	1	13,541.15	377.8877	<0.0001
TIME × SITE × STAND	11	833.87	2.1155	0.0168
LITTER × SITE × STAND	3	454.71	4.2298	0.0055
TIME × LITTER × SITE × STAND	33	1082.21	0.9152	0.6068

For all litter types tested beneath the birch canopies, we recorded visibly faster decomposition on forest sites than on the spoil heap during all collection periods (Figure 1). For leaf litter of *P. sylvestris* and *Q. robur*, differences were statistically significant at every collection time, whereas for *B. pendula* and *A. glutinosa* only for nine and six of them, respectively (Table A3). Leaves of *A. glutinosa* decomposed the fastest among all investigated tree species. They lost 84.98% (± 3.50), 91.21% (± 1.63), and 91.86% (± 2.46) of initial mass in forest sites after one, two, and three years of exposure, respectively. Analogous mass losses on the spoil heap site were 68.54% (± 2.69), 87.97% (± 1.91), and 85.64% (± 1.75), respectively. Leaves of *B. pendula* lost 70.88% (± 4.89), 78.04% (± 2.63), and 83.64% (± 2.20) of initial mass after one, two, and three years of the experiment under parent canopies of forest sites, whereas on the spoil heap site analogous values were 52.40% (± 2.70), 74.06% (± 2.56), and 77.74% (± 1.34). Mass losses of *P. sylvestris* needles after analogous periods were 50.50% (± 4.17), 66.21% (± 3.78), and 78.47% (± 3.42) on forest sites, and 24.67% (± 0.59), 40.76% (± 6.03), and 44.26% (± 2.84) on the spoil heap site. Decomposition of *Q. robur* leaves were relatively the slowest. However, the differences in mass losses between site types were the highest: 51.74% (± 6.02) on forest site vs. 13.61% (± 0.63) on the spoil heap after one year, 66.03 (± 3.39) vs. 36.79% (± 5.55) after two years and 76.43% (± 3.90) vs. 40.61% (± 6.56) after three years.

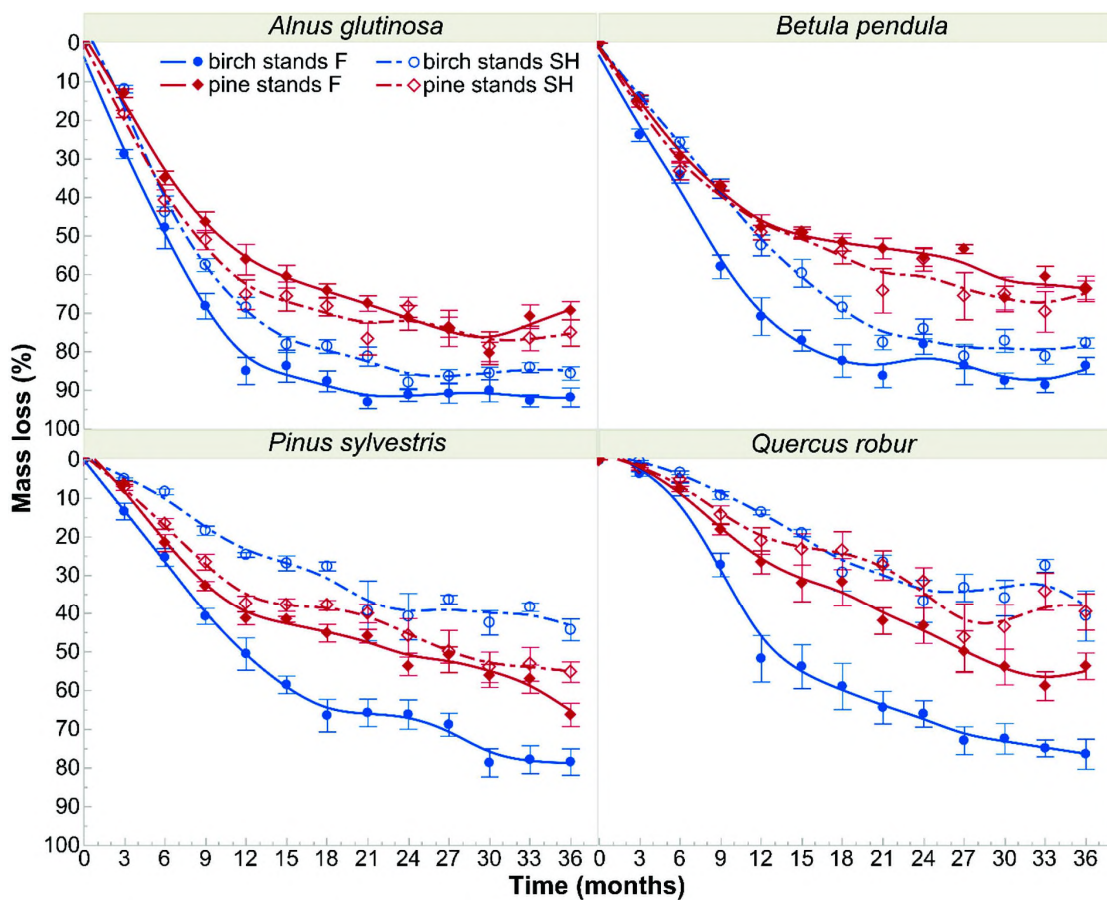


Figure 1. Decomposition rates of particular tree species leaf litter in birch and pine stands growing on two different site types—post-mining external spoil heap (SH) or forest sites (F). Decay lines were

smoothed by cubic splines with lambda of 0.1. The markers on the graph show mean values (\pm SE) of mass loss of particular tree species at particular collection times.

Differences in species-specific litter decomposition rates between site types were even more pronounced when presented as k constants (year^{-1}) calculated based on the whole experimental period (Figure 2). K values for litter decay under birch canopies were 41% (for *A. glutinosa*), 47% (*B. pendula*), 176% (*P. sylvestris*), and 215% (*Q. robur*) higher on forest than on spoil heap sites. These differences, together with empirical decay rates ($k \text{ year}^{-1}$) reflect much different periods needed for specific leaf litter types in specific site conditions to reach the half and the total decay levels (Figure 3). Leaf litter of *A. glutinosa* will decompose to the half level of initial mass on the spoil heap 72 days later than on forest sites. Foliage of *B. pendula*, *P. sylvestris* and *Q. robur* will reach this level 117, 727, and 1012 days later on the spoil heap than on forest sites, respectively. The same litter types will be completely decomposed on the spoil heap 312, 505, 3141, and 4375 days later than on forest sites, respectively. Different k constants resulted also in different mineralization and humification levels on both site types. Under birch canopies, about 9% (*A. glutinosa*), 11% (*B. pendula*), 30% (*P. sylvestris*), and 32% (*Q. robur*) more of litterfall mass will be mineralized on forest sites than on the spoil heap (Figure 4).

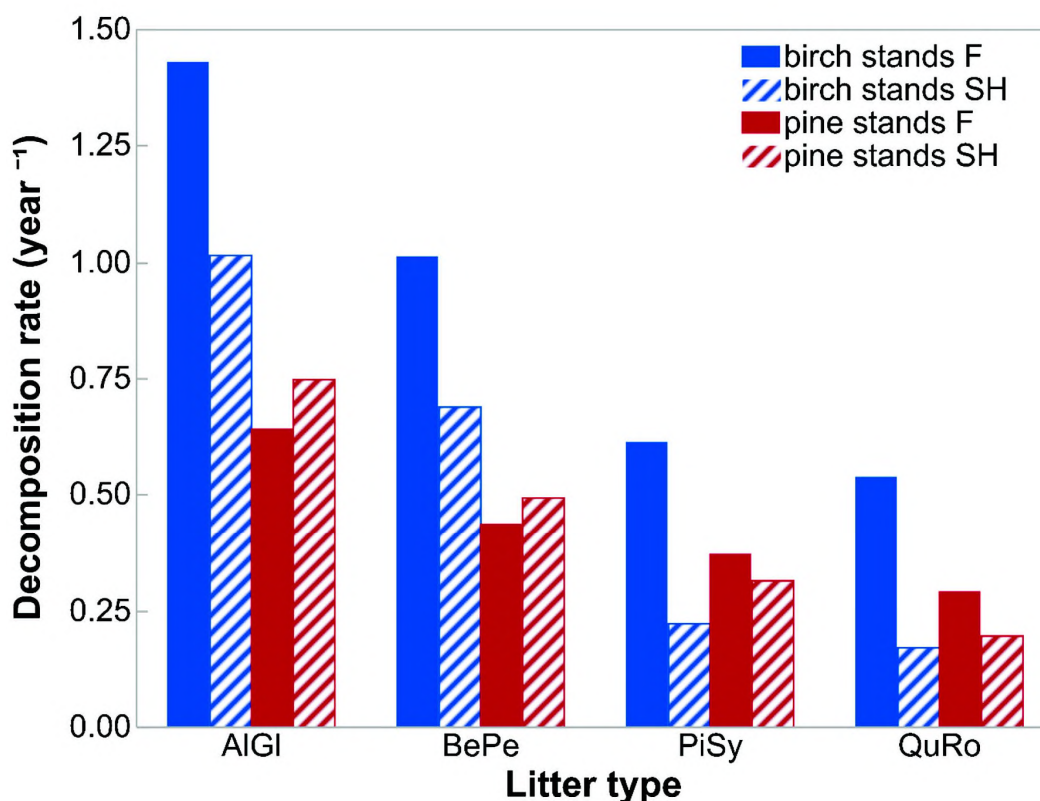


Figure 2. Decomposition rates (k constants) of litter of four species decomposed in birch and pine stands growing on two different site types—post-mining external spoil heap (SH) or forest sites (F). Abbreviations: AlGI—*Alnus glutinosa*; BePe—*Betula pendula*; PiSy—*Pinus sylvestris*; QuRo—*Quercus robur*.

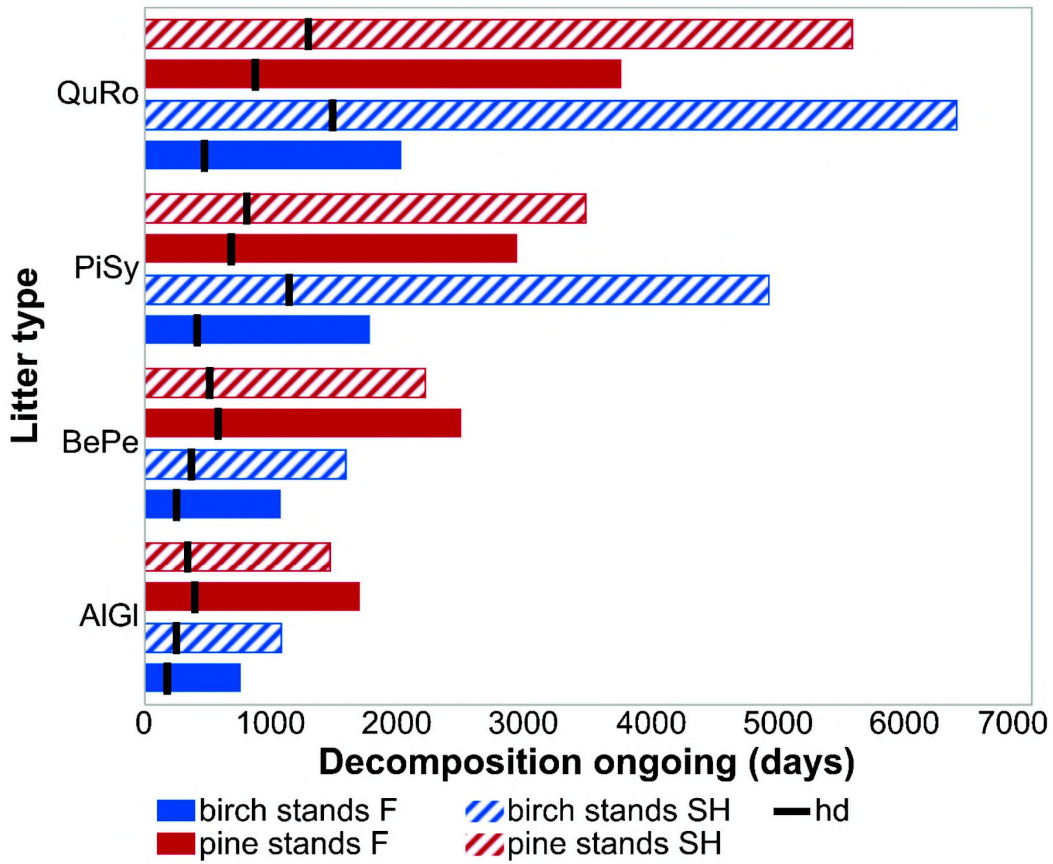


Figure 3. Total (bars) and half (black line) decomposition levels reached by specific leaf litter in specific stand-site conditions. Abbreviations: AlGI—*Alnus glutinosa*; BePe—*Betula pendula*; PiSy—*Pinus sylvestris*; QuRo—*Quercus robur*; SH—post-mining external spoil heap site, F—forest site.

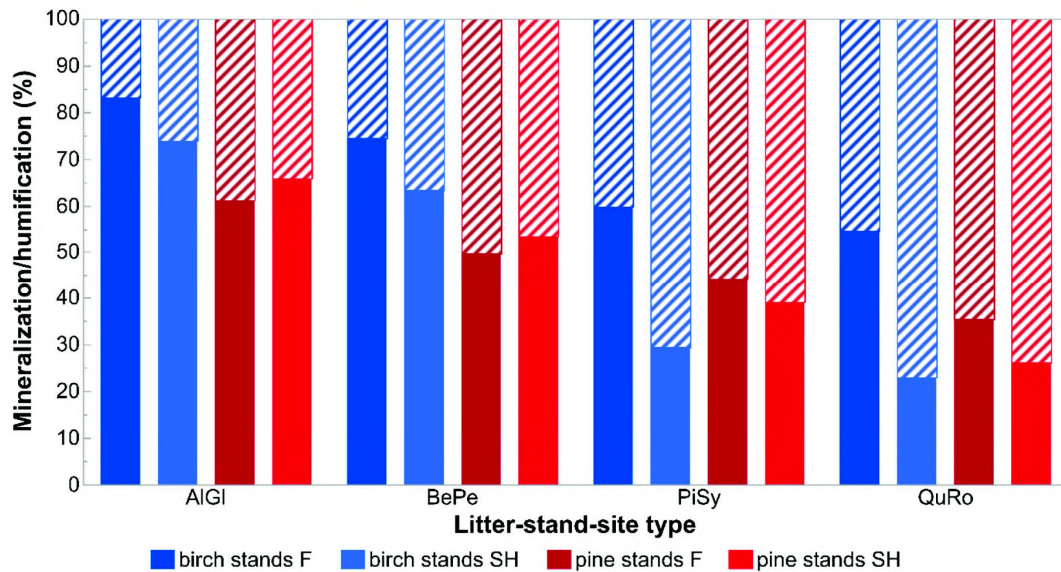


Figure 4. Limit values (LV; full) and litter-to-humus factors (LH; striped) of particular tree species leaf litter in specific stand-site conditions. Abbreviations: AlGl—*Alnus glutinosa*, BePe—*Betula pendula*, PiSy—*Pinus sylvestris*, QuRo—*Quercus robur*, SH—post-mining external spoil heap site, F—forest site.

Beneath Scots pine canopies, decomposition courses of particular tree species litter proceeded similarly between the two site types (Figure 1). We did not find statistically significant differences in litter decomposition rates of *B. pendula* between forest and spoil heap sites at any of the collection periods. For *A. glutinosa*, *P. sylvestris*, and *Q. robur* we found such differences at one (at 1st collection period), three (3rd, 6th, 12th), or four (2nd, 7th, 11th and 12th) collection periods, respectively. Reversely, the losses of initial masses of *A. glutinosa* and *B. pendula* leaves in Scots pine stands were higher on the spoil heap than on forest sites (Figure 1). After one, two, and three years of exposure on the forest site, litter of *A. glutinosa* decomposed 56.11% (± 3.96), 71.22% (± 3.19), and 69.37% (± 2.36) of initial mass, respectively. Its mass losses on the spoil heap reached 65.22% (± 3.85), 68.46% (± 2.64), and 75.09% (± 3.47) after analogous periods, respectively. Litter of *B. pendula* lost 47.76% (± 3.29), 55.60% (± 2.27), and 64.03% (± 2.39) of initial mass after one, two, and three years of exposure on the forest site, and 49.11% (± 1.90), 56.06% (± 3.07), and 63.70% (± 3.31) on the spoil heap after analogous periods. Litter of *P. sylvestris* lost 41.33% (± 1.63), 53.71% (± 2.38), and 66.29% (± 3.00) on the forest site and 37.44% (± 2.05), 45.82% (± 4.49), and 55.23% (± 2.66) on the spoil heap after one, two, and three years, respectively. The slowest rates at analogous stages of the decomposition process were reflected by leaf litter of *Q. robur*—in forest stands it lost 26.59% (± 2.98), 43.18% (± 4.59), and 53.70% (± 3.44) of initial mass, whereas in the spoil heap stands these values were 21.06% (± 3.45), 31.66% (± 3.63), and 39.58% (± 4.72).

The differences in k constants showed increased similarity in decomposition courses between site types in Scots pine stands compared to birch stands. For *A. glutinosa* and *B. pendula* leaves, decomposition rates were 17% and 13% higher on the spoil heap, respectively, which resulted in attainment of halved initial mass in a period about two months shorter than on the forest site (Figure 2, Figure 3). Moreover, litters of the mentioned tree species will attain the total decay level 242 and 291 days earlier on spoil heap than on forest sites, respectively. For litter of *P. sylvestris* and *Q. robur*, k constants were higher on forest than on spoil heap sites—at levels of 18% and 48%, respectively (Figure 2). The half decay level of leaf litter of the mentioned tree species will be reached 123 and 420 days later on spoil heap than on forest sites, respectively. Their total mass loss will be reached 531 and 1814 days later on spoil heap than on forest sites (Figure 3). As a consequence of higher decomposition rates of *A. glutinosa* and *B. pendula* leaves on spoil heap than on forest sites, around 5% and 4% more of their litter, respectively, will be mineralized in spoil heap site conditions. For litter of *P. sylvestris* and *Q. robur* higher mineralization levels will be attained on the forest site (by 5% and 9%, respectively).

3.2. N and C Concentrations

Each of the litter types investigated initially had identical N and C concentrations in all stand and site types. For *B. pendula*, *P. sylvestris*, and *Q. robur* litters N concentration changes over time had similar trends (Figure 5). In all mentioned litter types N content increased faster on forest sites (here faster in birch than pine stands) than on spoil heap (here faster in pine than birch stands) during the decomposition process. For *A. glutinosa*, these relationships between N concentration courses were more intertwined.

The C contents at particular decay stages in various stand and site types differed between litters of the tree species examined (Figure 6). However, they were generally lower on spoil heap (independently on stand type) than in forest stands.

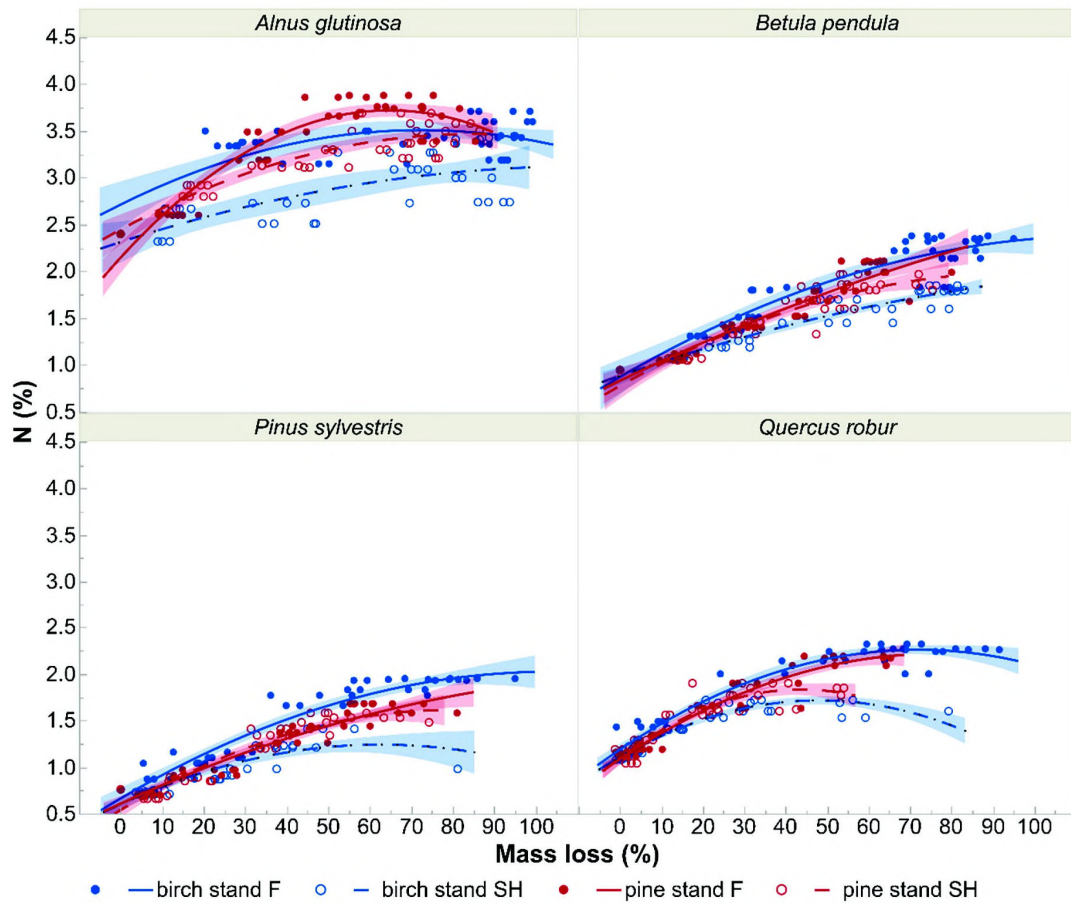


Figure 5. Effects of decomposition level on nitrogen concentration (N; %) of particular tree species leaf litter in birch and pine stands growing in two different site types—post-mining external spoil heap (SH) or forest sites (F). Visualization is based on quadratic models with 95% confidence intervals for the predicted values. The markers on the graph show mean values of nitrogen concentrations of particular tree species at particular decomposition stages.

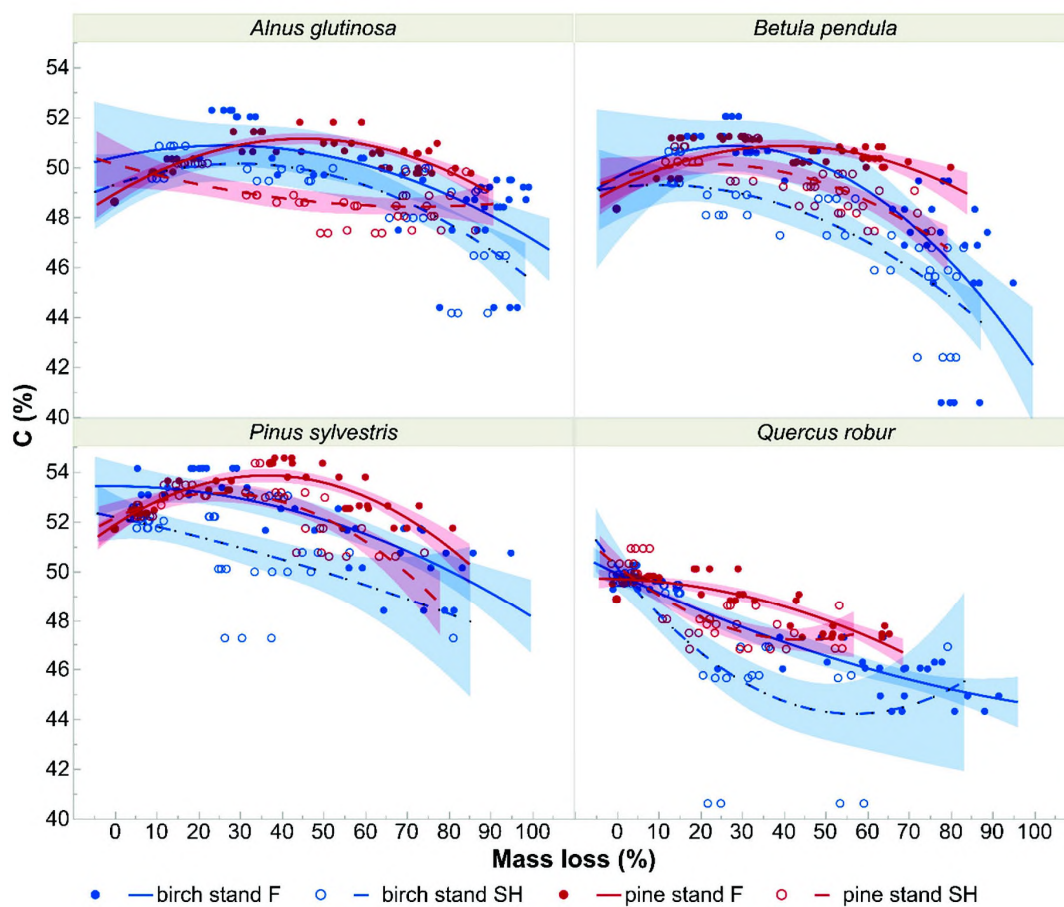


Figure 6. Effects of decomposition level on carbon concentration (C; %) of particular tree species leaf litter in birch and pine stands growing in two different site types—post-mining external spoil heap (SH) or forest sites (F). Visualization is based on quadratic models with 95% confidence intervals for the predicted values. The markers on the graph show mean values of carbon concentrations of particular tree species at particular decomposition stages.

4. Discussion

Ecological restoration of degraded lands aims, first of all, towards habitat and ecosystem reconstruction [42]. However, recently, efforts have also been made to improve productivity functions of such ecosystems [6,43]. Soil improvement is a crucial element of mentioned efforts affecting both of the aims [44]. The differences in litter decomposition rates between two habitats and their consequences in improvement of upper soil layers were studied in our research. Soil properties are relatively easy to measure; however, this only gives us information about the present state of soil development. Our analyses of leaf litter decomposition rates, and empirical calculations based on those, contribute new information about patterns of development of upper soil layers. As far as we know, similar indirect comparisons of decomposition rates obtained on post-mining spoil heap and forest sites were not previously done.

Our previous papers (Horodecki and Jagodziński [17] and Horodecki et al. [31]) examined litter decomposition rates of 14 tree species on post-mining sites. Direct comparison of our results here with those obtained in previous papers should be done with special care because the decomposition processes have not been parallel in time. Nevertheless, contrasting our results from previous papers with results obtained by other authors from many disturbed and undisturbed habitats, in general, yielded similar conclusions to those of this paper, supporting the hypothesis that relatively harsh soil

conditions on degraded lands play crucial roles in the course of litter decomposition (see the mentioned papers and literature cited therein). Moreover, according to the fact that, in the present experiment, we have used unified plant material, collected from the same stands, our direct comparisons give unbiased results. Due to the unification of study materials, we have inherently omitted the impacts of habitat conditions on structural form of leaves, and consequently differences in their decomposability [45,46], which could explain the differences if home material was used [47,48]. Environmental influence on decomposition rates could be visible in another way, i.e., by the state of development of soil faunal communities. Activities of microorganisms are (next to climate and structure and chemistry of litter) one of the main factors influencing decomposition [49,50]. They are dependent on soil organic layer development, its temperature and moisture. Based on previously conducted research we can state that after a short period of the reclamation (succession) process (in the case of “Bełchatów” lignite mine about 30 years), assemblages of microorganisms in such stands and soil conditions are inherently lower compared to more developed “older” soils [51–54].

Results of this experiment confirmed our first hypothesis only partially. Indeed, decomposition rates were generally higher on forest than on spoil heap sites, with the exception of the somewhat surprising case of *A. glutinosa* and *B. pendula* litters examined in pine stands, where the decomposition trends were reversed (Figure 1). Even though the differences (between forest and spoil heap sites) in decomposition rates of these two litter types in pine stands were statistically insignificant in 96% of cases (Table A3), these relationships were quite unexpected. Any efforts to explain it by the differences in stand structures failed because this unexpected trend concerned only half of the litter types investigated in the same stand conditions (litter of *P. sylvestris* and *Q. robur* decayed in predictable trends). The differences in light availability between site types are also useless in this case because in general, various light conditions did not affect upper soil layer temperatures in pine stands in the experiment (see Figure A1, Figure A2). If the temperatures had been related to light (which did not occur in our experiment), then this could be interpreted as one of the factors affecting the differences in activity of soil organism communities in both site types [55,56]. The explanation of faster decomposition of *A. glutinosa* and *B. pendula* litters in pine stands on spoil heap than on forest sites could likely be connected with their susceptibility to decomposition (palatability for decomposers; [45,46]), which is higher than litters of *P. sylvestris* and *Q. robur* in homogeneous stand conditions [31]. Because of the relatively short period of soil development on the spoil heap investigated, soil organism communities are in very initial successional stages (see previous paragraph), which is even more visible in coniferous stands [57]. Decomposer specialists are likely not yet well developed and the web of soil organisms is dominated by bacteria. Therefore, in turn, decomposer generalists are primarily “focused” on the destruction of relatively easily decomposable organic material [51]. It is widely known that due to their chemical composition, first of all relatively high concentrations of hardly-decomposable cellulose and tannins or waxes (in our study litters of *Q. robur* and *P. sylvestris*), some litter types are more recalcitrant for decomposition than others [58].

Additionally, some authors concluded that birch litter displays some kind of resistance to environmental conditions, having similar decomposition rates in various habitats. For instance, Gao et al. [59] found that litter of *B. platyphylla* decomposed at the same rate in mixed and aspen stands (opposite to other litter types tested—oak and aspen). Conclusions based on our previous papers [17,31] contrast with Gao et al. [59]—the differences in decomposition rates (displayed as a k constants) between home and mixed stands were the highest for *B. pendula* litter (and relatively low for *A. glutinosa*, *P. sylvestris*, and *Q. robur*). However, we need to bear in mind (which we underlined in the cited papers [17,31]) that stand structures of home stands of *B. pendula* and the associated features of the upper soil layers were unfavorable for rapid decay of organic matter.

Due to the unexpected results for litter decomposition of *A. glutinosa* and *B. pendula* in pine stands, our second hypothesis was also only partially confirmed. Beneath the birch canopies, the differences in decomposition rates of *P. sylvestris* and *Q. robur* litters in two different site types were visibly higher than decomposition rates of *A. glutinosa* and *B. pendula* litters (Figure 1, Figure 2, Table A3). Under pine stands, these differences were also higher for two recalcitrant litter types (in 10 and 8 collection periods for *Q. robur* and *P. sylvestris*, respectively). However, the reversed (compared to

expected) trends in litter decomposition courses for the two remaining litter types in pine stands (see previous paragraph) deny our second hypothesis in the stand conditions mentioned.

Our third hypothesis was also only partially confirmed. Decomposition rates and essentially their courses in time enabled us to calculate the amount of litter that was mineralized and the remaining share accumulated on the forest floor as slowly degradable humus—humification rate [60,61]. Relatively higher shares of mineralization of most litters examined under birch than pine canopies is likely connected with the humus type created in the two stand conditions (see Table A2), which supports faster decomposition, especially in reference to relatively easy-decomposable material [62,63]. The soil environment created by pine litter is relatively more unfavorable for fast mineralization. Its acidic reaction hinders development of the soil fauna community [64], especially the abundance of earthworms which accelerate mineralization [56,65]. The relatively low share of mineralization of *P. sylvestris* and *Q. robur* litters in birch stands on the spoil heap was likely connected with low soil organic layer development in these stands (cf. [17]). Additionally, the lowest limit values obtained in our research on spoil heap were even smaller than the lowest given in other publications. For instance, Berg [60] stated that calculated limit values ranged so far between c. 42 and 100% decomposition.

High initial concentration of nitrogen in litter accelerates initial stages of the decomposition process [66,67]. However, later on, its influence is more complicated and should be examined together with concentrations of other, mainly insoluble substances [61,66]. As we used unified litters in all stand and site conditions, the nitrogen and carbon concentrations were initially identical. However, during ongoing decomposition their concentrations differentiated at various rates in disparate stand and site conditions. Nevertheless, it is likely not connected with initial N concentration in decomposed litter, but more likely with total N contents in surrounding soil environments, which are higher in birch than pine stands (Table A2). Decomposition rate increases with increasing nitrogen concentration, which is especially visible in disturbed forest [68]. Litters of three tree species (*B. pendula*, *P. sylvestris*, and *Q. robur*) released organic carbon faster in birch than pine stands in both investigated sites (see Figure 6). The only exception was linked with *A. glutinosa* litter, which released carbon during the decomposition processes faster in pine than birch stands on the forest site. All relationships between C concentration lines in various stands and site conditions (Figure 6) correspond (here positively) with analogous lines for N contents (Figure 5), which indicates that C release depended on N contents in soil rather than in decomposing litter.

5. Conclusions

Our results based on direct comparison of decomposition rates of four litter types in pine and birch stands growing on forest and spoil heap sites, generally showed that harsh soil conditions (of the latter) were unfavorable for fast organic matter mineralization. In some cases (birch stands on the spoil heap), organic soil layers were poorly developed, hindering organic carbon turnover and elongating the time for full biological and economic reclamation of degraded lands. On the other hand, pine stands on the spoil heap supported fast litter decomposition more than pine stands on the forest site, in reference to relatively fast decomposable litter (*A. glutinosa* and *B. pendula*). This, in turn, showed the value of selective choice of tree species for afforestation of post-mining areas to accelerate the development of technogenic soil substrates. We are aware of the various habitat requirements of the species studied. However, due to the specificity of post-industrial areas related to the high variation of soil substrates, we recommend introducing all tree species studied in the cluster form of admixtures as all of them could bring some benefits in ecological and economical reclamation. Due to fast litter decomposition and atmospheric N fixing, *A. glutinosa* enriches upper soil layers. *B. pendula* due to transparent tree crown could increase soil temperatures affecting activity of soil microorganisms. *Q. robur* increases upper soil layer thickness. *P. sylvestris*, in turn, as a beneficiary of other tree species presence and due to its fast growing rate plays a crucial role in the economic aim of reclamation.

Author Contributions: Conceptualization, A.M.J. and P.H.; Methodology, A.M.J. and P.H.; Validation, A.M.J. and P.H.; Formal analysis, P.H.; Investigation, P.H.; Resources, A.M.J. and P.H.; Data curation, A.M.J. and P.H.;

Writing—original draft preparation, P.H.; Writing—review and editing, A.M.J. and P.H.; Visualization, P.H.; Supervision, A.M.J.; Project administration, A.M.J.; Funding acquisition, A.M.J.

Funding: This study was financially supported by the General Directorate of State Forests, Warsaw, Poland (research project: “Environmental and genetic factors affecting productivity of forest ecosystems on forest and post-industrial habitats”) and the Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, Kórnik, Poland.

Acknowledgments: We thank Mirosław Nowiński (Faculty of Forestry, Poznań University of Life Sciences, Poland) for valuable help with field work and Lee E. Frelich (University of Minnesota, USA) for linguistic support and valuable comments to the early draft of the manuscript.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

Appendix A

Microhabitat Conditions

The average upper soil layer temperatures under the birch canopy were higher on the forest site during all autumns and winters as well as during spring 2015 (Figure A1). Almost all recorded differences between site types (excluding spring and autumn 2015) were statistically significant. During summers and the two remaining springs (2014 and 2016), forest floors were warmer in birch stands growing on the spoil heap. In most seasons examined (excluding spring 2016) these differences were statistically significant. Under the pine stands, the differences in average soil temperatures were not as noticeable as in birch stands—they were statistically significant in only four of 12 cases. Forest floor in autumn 2014 and winters of 2015 and 2016 were warmer in forest stands, but warmer in autumn 2015 in spoil heap stands (Figure A1).

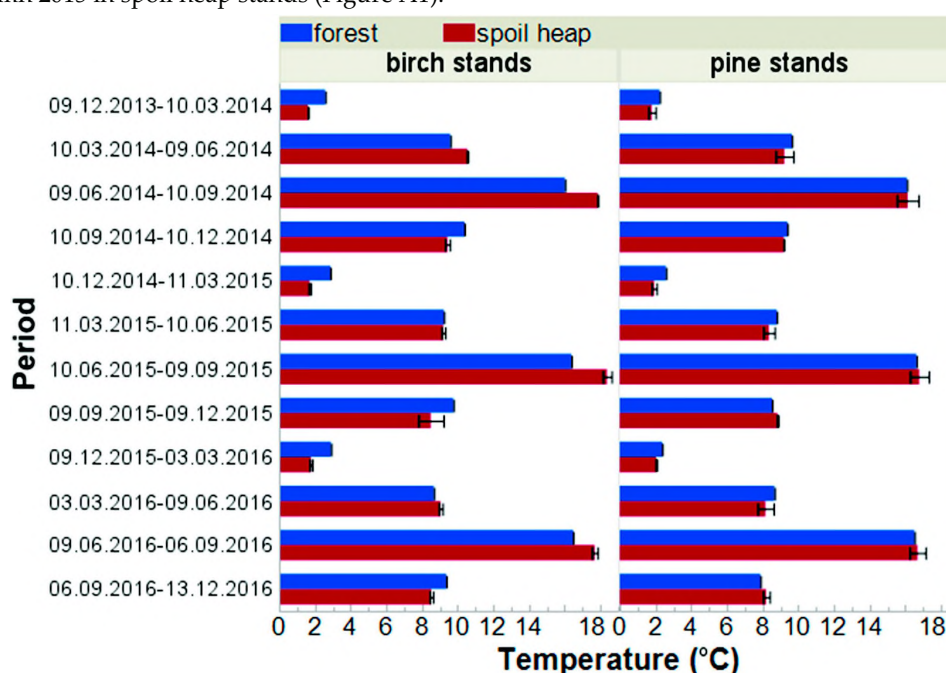


Figure A1. The average temperatures (°C, \pm SE) of upper soil layers in birch and pine stands growing on two different site types—post-mining external spoil heap (red) or forest sites (blue). Measurement periods were appropriate to decomposition time intervals.

Canopy light absorption did not differ statistically significantly between pine stands on both site types at any of the recording months; however, the size effect is visible and shows higher DIFN (diffuse non-interceptance) values in spoil heap than in forest stands during whole growing season (Figure A2). Similar trends were noted beneath birch stands; however, in this case, the differences in DIFN values were statistically significant in almost all recording months (except April). In general, light availability on forest floors of birch stands were much higher than in pine stands (except June at forest sites). Absolute differences in that parameter were much higher on spoil heap than on forest sites (on average 73% vs. 186%).

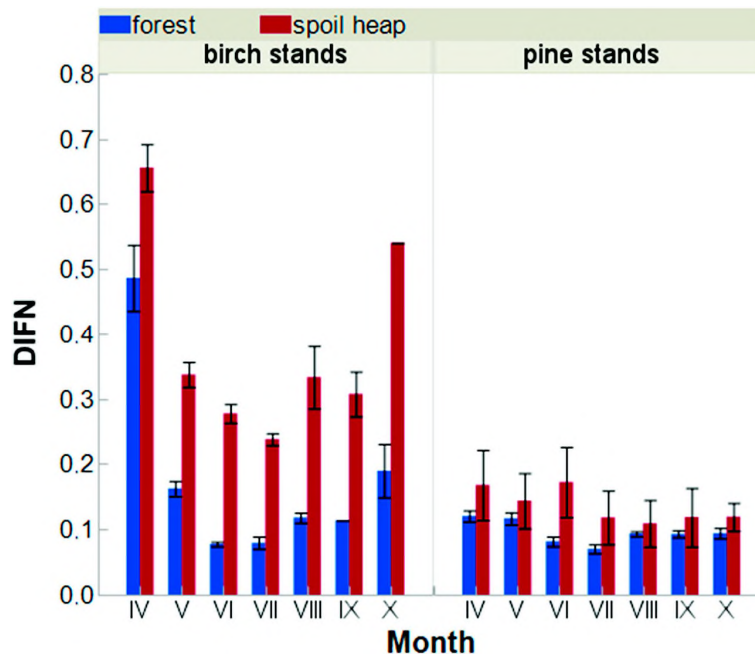


Figure A2. The average canopy openness index (diffuse non-interceptance; DIFN) measured during the 2015 growing season (\pm SE) in birch and pine stands growing in two different site types—post-mining external spoil heap (red) or forest sites (blue).

Table A1. Basic characteristics of sample plots. Abbreviations: BePe—*Betula pendula*; PiSy—*Pinus sylvestris*; SH—spoil heap; F—forest sites; CL—clay loam; S—sand; SL—sandy loam; BA—basal area at breast height; DBH—diameter at breast height; H—tree height; SE—standard error.

Plot Number	Coordinates	Plot Area (m ²)	Stand Type	Site Type	Year of Measurements	Soil Texture	Stand Age	Average DBH (cm)* ±SE	Average H (m)* ±SE	BA (m ² ha ⁻¹)*, **	Stocking Density (individuals ha ⁻¹)*, **
6	51.2207, 19.4339	604.5	BePe	SH	2011	clay loam	22	8.87 (0.30)	9.21 (0.21)	8.54 (98.31)	1274 (74.76)
					2015		26	10.14 (0.36)	10.61 (0.26)	11.45 (98.22)	1290 (62.40)
7	51.2208, 19.4339	604.5	BePe	SH	2011	clay loam	22	8.96 (0.34)	9.09 (0.22)	7.4 (95.55)	1075 (69.15)
					2015		26	10.73 (0.39)	11.26 (0.25)	10.35 (95.24)	1059 (57.66)
15	51.2105, 19.4384	900	PiSy	SH	2011	sand	18	5.49 (0.07)	4.86 (0.04)	12.76 (99.83)	5022 (99.12)
					2015		22	6.52 (0.09)	6.58 (0.05)	18.18 (99.80)	5022 (98.69)
16	51.2117, 19.4265	810	PiSy	SH	2011	sand	17	6.81 (0.11)	6.05 (0.05)	20.61 (99.96)	5123 (99.28)
					2015		21	7.92 (0.13)	8.05 (0.06)	27.50 (99.94)	5049 (99.27)
105	51.2744, 19.4324	646.52	BePe	SH	2012	sandy loam	20	10.40 (0.21)	13.66 (0.11)	15.79 (99.95)	1779 (92.00)
					2015		23	10.76 (0.28)	14.83 (0.23)	17.57 (98.95)	1794 (73.42)
106	51.2747, 19.4326	450	BePe	SH	2012	clay loam	20	10.10 (0.20)	13.44 (0.12)	18.32 (99.99)	2200 (95.19)
					2015		23	10.45 (0.29)	14.93 (0.25)	20.05 (99.46)	2178 (72.06)
107	51.1738, 19.4323	750	PiSy	F	2012	sand	21	8.02 (0.15)	8.90 (0.08)	23.41 (100.00)	4200 (99.68)
					2015		24	8.99 (0.17)	10.21 (0.08)	28.76 (99.64)	4093 (81.65)
108	51.1746, 19.4321	750	PiSy	F	2012	sand	21	8.46 (0.16)	9.16 (0.08)	21.22 (99.81)	3467 (99.24)
					2015		24	9.30 (0.19)	10.09 (0.11)	26.12 (99.22)	3467 (54.74)

* including only the main tree species in the stand. ** in the brackets, the share of BA/stocking density of the main tree species in the stand in total BA/stocking density is given.

Table A2. Basic characteristics of organic soil layers of sample plots. Abbreviations: BePe—*Betula pendula*; PiSy—*Pinus sylvestris*; SH—spoil heap; F—forest sites; V—thickness; Corg—organic carbon; Ntot—nitrogen; Hum—humus content, Ca, Mg, K, Na contents (cmol(+)/kg); FPM—fresh protomoder; FMD—fresh moder; FMM—fresh modern; FM—fresh mor.

Plot Number	Stand Type	Site Type	Humus Type	V (cm)	Corg (%)	Ntot (%)	C/N	Hum (%)	pH H ₂ O	Ca	Mg	K	Na
6	BePe	SH	FPM D	1	28.20	1.07	30.65	48.62	6.10	14.7300	1.5600	0.6600	0.0300
			FPM D	1	32.83	1.36	28.09	56.59	6.12	14.0100	2.5100	0.9800	0.0200
15	PiSy	SH	FPM	1	38.43	0.88	52.05	66.26	5.01	11.8420	1.0250	0.4390	0.0200
16			FPM	2	46.20	0.96	56.21	79.65	4.93	9.2460	1.4910	1.1225	0.0300
105	BePe	F	FMD	3	34.17	1.33	36.20	58.91	5.55	13.6667	3.4367	2.5633	0.0300
106			FMD	2	37.23	1.29	37.98	64.19	5.57	13.8100	3.3850	2.2650	0.0300
107	PiSy	F	FMM	4	45.09	1.30	41.94	77.74	4.68	10.1025	1.2125	1.7075	0.0375

108	FM	6	32.64	1.07	37.03	56.27	4.37	6.7410	0.8805	0.7256	0.0420
-----	----	---	-------	------	-------	-------	------	--------	--------	--------	--------

Table A3. Average mass loss (% \pm SE) of particular tree species leaf litter at every collection time in two different site and stand types. ANOVA was performed to examine the influence of site type on leaf litter decomposition rates for every litter type at every collection time. Abbreviations: SH—spoil heap; F—forest sites.

Collection time (months)		<i>Alnus glutinosa</i>		<i>Betula pendula</i>		<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Quercus robur</i>	
		birch stands	pine stands	birch stands	pine stands	birch stands	pine stands	birch stands	pine stands
		F	28.77 (1.18)	12.97 (1.12)	23.84 (1.61)	14.33 (0.90)	13.4 (2.17)	6.23 (0.68)	3.66 (0.59)
3	SH	11.89 (0.99)	18.38 (0.93)	14.07 (0.38)	15.71 (0.82)	4.98 (0.30)	7.17 (0.77)	0.44 (0.30)	2.03 (0.63)
	ANOVA	<0.0001	0.0023	<0.0001	0.2790	0.0010	0.3591	0.0071	0.4176
	F	47.84 (5.43)	34.93 (1.79)	34.16 (2.13)	29.42 (1.19)	25.33 (2.3)	21.58 (2.21)	7.63 (1.66)	7.55 (0.67)
6	SH	43.82 (4.19)	40.78 (2.73)	25.77 (1.47)	33.23 (2.19)	8.29 (0.73)	16.61 (1.40)	3.36 (0.46)	5.15 (0.49)
	ANOVA	0.5959	0.0943	0.0051	0.1441	<0.0001	0.0874	0.0007	0.0118
	F	68.18 (3.28)	46.40 (2.70)	57.96 (3.06)	36.97 (1.12)	40.73 (2.08)	32.77 (1.15)	27.3 (3.04)	18.15 (1.27)
9	SH	57.51 (1.67)	51.06 (2.49)	37.72 (2.48)	37.19 (1.26)	18.38 (1.20)	26.58 (2.07)	9.24 (1.01)	14.25 (2.34)
	ANOVA	0.0089	0.2246	0.0002	0.9004	<0.0001	0.0206	<0.0001	0.1238
	F	84.98 (3.50)	56.11 (3.96)	70.88 (4.89)	47.76 (3.29)	50.50 (4.17)	41.33 (1.63)	51.74 (6.02)	26.59 (2.98)
12	SH	68.54 (2.69)	65.22 (3.85)	52.40 (2.70)	49.11 (1.90)	24.67 (0.59)	37.44 (2.05)	13.61 (0.63)	21.06 (3.45)
	ANOVA	0.0021	0.1293	0.0049	0.7447	<0.0001	0.1627	<0.0001	0.2096
	F	83.71 (4.16)	60.53 (2.95)	77.11 (2.71)	49.35 (1.05)	58.53 (2.27)	41.56 (0.77)	53.81 (5.67)	32.09 (4.82)
15	SH	78.14 (2.02)	65.66 (3.77)	59.65 (3.58)	49.19 (1.57)	26.88 (1.93)	37.79 (1.65)	19.01 (0.92)	23.22 (4.05)
	ANOVA	0.1881	0.2991	0.0015	0.9320	<0.0001	0.0558	<0.0001	0.1631
	F	87.66 (2.68)	64.23 (1.84)	82.38 (4.2)	51.64 (2.25)	66.46 (4.21)	45.11 (2.29)	58.95 (5.98)	31.80 (6.19)
18	SH	78.63 (1.76)	68.26 (2.43)	68.49 (2.91)	53.84 (3.38)	27.69 (1.15)	37.85 (1.27)	29.28 (4.82)	23.57 (4.94)
	ANOVA	0.0108	0.2014	0.0167	0.6046	<0.0001	0.0145	0.0024	0.2807
	F	93.08 (1.63)	67.48 (2.02)	86.25 (3.03)	53.25 (2.65)	65.76 (3.54)	45.90 (1.71)	64.40 (4.22)	41.96 (3.42)
21	SH	81.24 (2.46)	76.70 (4.14)	77.60 (1.88)	64.19 (5.76)	39.29 (7.82)	39.99 (2.41)	26.60 (1.88)	27.42 (3.82)
	ANOVA	0.001	0.0584	0.0278	0.1020	0.0179	0.0651	<0.0001	0.0117
	F	91.21 (1.63)	71.22 (3.19)	78.04 (2.63)	55.60 (2.27)	66.21 (3.78)	53.71 (2.38)	66.03 (3.39)	43.18 (4.59)
24	SH	87.97 (1.91)	68.46 (2.64)	74.06 (2.56)	56.06 (3.07)	40.76 (6.03)	45.82 (4.49)	36.79 (5.55)	31.66 (3.63)
	ANOVA	0.2167	0.4931	0.2826	0.8945	0.0040	0.1549	0.0005	0.0666
	F	90.86 (2.49)	73.61 (2.60)	83.54 (4.99)	53.38 (1.14)	68.81 (2.98)	50.79 (2.12)	72.95 (3.60)	49.89 (5.39)
27	SH	86.37 (1.74)	73.96 (4.69)	81.21 (3.18)	65.56 (6.12)	36.35 (1.15)	49.88 (5.46)	33.29 (3.58)	46.27 (8.75)
	ANOVA	0.1158	0.7914	0.4891	0.0828	<0.0001	0.9572	<0.0001	0.7405

30	F	90.10 (2.85)	80.43 (2.88)	87.54 (2.02)	66.05 (3.08)	78.67 (3.65)	56.19 (2.98)	72.44 (3.95)	53.88 (4.65)
	SH	85.59 (1.58)	78.70 (3.88)	77.18 (2.95)	65.11 (4.48)	42.42 (3.19)	53.98 (3.94)	35.94 (4.68)	43.49 (5.77)
ANOVA		0.1296	0.7918	0.0120	0.9147	<0.0001	0.6730	<0.0001	0.1784
33	F	92.71 (1.54)	70.89 (3.05)	88.66 (1.95)	60.57 (2.73)	77.87 (3.61)	57.03 (3.65)	74.92 (2.16)	58.84 (3.71)
	SH	84.09 (1.28)	76.57 (3.16)	81.22 (2.00)	69.66 (5.27)	38.36 (1.13)	53.19 (4.36)	27.48 (1.67)	34.25 (4.85)
ANOVA		0.0013	0.2216	0.0180	0.1363	<0.0001	0.5305	<0.0001	0.0013
36	F	91.86 (2.46)	69.37 (2.36)	83.64 (2.20)	64.03 (2.39)	78.47 (3.42)	66.29 (3.00)	76.43 (3.90)	53.70 (3.44)
	SH	85.64 (1.75)	75.09 (3.47)	77.74 (1.34)	63.70 (3.31)	44.26 (2.84)	55.23 (2.66)	40.61 (6.56)	39.58 (4.72)
ANOVA		0.4901	0.1763	0.7832	0.9527	<0.0001	0.0162	0.0004	0.0300

References

- Jagodziński, A.M.; Kałucka, I.; Horodecki, P.; Oleksyn, J. Aboveground biomass allocation and accumulation in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* **2014**, *72*, 139–150.
- Jimenez, M.D.; Ruiz-Capillas, P.; Mola, I.; Pérez-Corona, E.; Casado, M.A.; Balaguer, L. Soil Development at the Roadside: A Case Study of a Novel Ecosystem. *Land Degrad. Dev.* **2013**, *24*, 564–574.
- Hobbs, R.J.; Higgs, E.; Harris, J.A. Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* **2009**, *24*, 599–605.
- Maiti, S.K. Bioreclamation of coalmine overburden dumps—With special emphasis on micronutrients and heavy metals accumulation in tree species. *Environ. Monit. Assess.* **2007**, *125*, 111–122.
- Jagodziński, A.M.; Wierzcholska, S.; Dyderski, M.K.; Horodecki, P.; Rusińska, A.; Gdula, A.K.; Kasprowicz, M. Tree species effects on bryophyte guilds on a reclaimed post-mining site. *Ecol. Eng.* **2018**, *110*, 117–127.
- Prach, K.; Hobbs, R.J. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* **2008**, *16*, 363–366.
- Dutta, R.K.; Agrawal, M. Litterfall, litter decomposition and nutrient release in five exotic plant species planted on coal mine spoils. *Pedobiologia* **2001**, *45*, 298–312.
- Esperschütz, J.; Zimmermann, C.; Dümig, A.; Welzl, G.; Buegger, F.; Elmer, M.; Munch, J.C.; Schloter, M. Dynamics of microbial communities during decomposition of litter from pioneering plants in initial soil ecosystems. *Biogeosciences* **2013**, *10*, 5115–5124.
- Jagodziński, A.M.; Kałucka, I. Fine roots biomass and morphology in a chronosequence of young *Pinus sylvestris* stands growing on a reclaimed lignite mine spoil heap. *Dendrobiology* **2010**, *64*, 19–30.
- Kałucka, I.L.; Jagodziński, A.M. Successional traits of ectomycorrhizal fungi in forest reclamation after surface mining and agricultural disturbances: A review. *Dendrobiology* **2016**, *76*, 91–104.
- Pietrzykowski, M. Reclamation and Reconstruction of Terrestrial Ecosystems on Mine Sites—Ecological Effectiveness Assessment. In *Energy Science and Technology*; Sivakumar, S., Sharma, U.C., Prasad, R., Eds.; Coal Energy; Studium Press LLC: New Delhi, India, 2015; pp. 121–151, ISBN 1-62699-063-8.
- Frouz, J.; Livečková, M.; Albrechtová, J.; Chroňáková, A.; Cajthaml, T.; Pižl, V.; Háněl, L.; Stary, J.; Baldrian, P.; Lhotáková, Z.; et al. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *For. Ecol. Manag.* **2013**, *309*, 87–95.
- Helingerová, M.; Frouz, J.; Šantrůčková, H. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 768–776.
- Laganière, J.; Paré, D.; Bradley, R.L. How does a tree species influence litter decomposition? Separating the relative contribution of litter quality, litter mixing, and forest floor conditions. *Can. J. For. Res.* **2010**, *40*, 465–475.
- Pietrzykowski, M. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land. *J. For. Res.* **2014**, *25*, 63–74.
- Józefowska, A.; Pietrzykowski, M.; Woś, B.; Cajthaml, T.; Frouz, J. The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils. *Geoderma* **2017**, *292*, 9–16.
- Horodecki, P.; Jagodziński, A.M. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *For. Ecol. Manag.* **2017**, *406*, 1–11.
- Sroka, K.; Chodak, M.; Klimek, B.; Pietrzykowski, M. Effect of black alder (*Alnus glutinosa*) admixture to Scots pine (*Pinus sylvestris*) plantations on chemical and microbial properties of sandy mine soils. *Appl. Soil Ecol.* **2018**, *124*, 62–68.
- Doley, D.; Audet, P. Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecol. Process.* **2013**, *2*, 1–11.
- Mukhopadhyay, S.; Maiti, S.K.; Mastro, R.E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecol. Eng.* **2014**, *71*, 10–20.
- Macdonald, S.E.; Landhäusser, S.M.; Skousen, J.; Franklin, J.; Frouz, J.; Hall, S.; Jacobs, D.F.; Quideau, S. Forest restoration following surface mining disturbance: Challenges and solutions. *New For.* **2015**, *46*, 703–732.

22. Pietrzykowski, M.; Woś, B.; Haus, N. Scots pine needles macronutrient (N, P, K, Ca, Mg, and S) supply at different reclaimed mine soil substrates—As an indicator of the stability of developed forest ecosystems. *Environ. Monit. Assess.* **2013**, *185*, 7445–7457.
23. Ludwig, J.A.; Hindley, N.; Barnett, G. Indicators for monitoring minesite rehabilitation: Trends on waste-rock dumps, northern Australia. *Ecol. Indic.* **2003**, *3*, 143–153.
24. Pietrzykowski, M.; Pająk, M.; Krzaklewski, W. Assessment of soil-site conditions on the spoil heaps of the lignite mining plant (KWB) “Bełchatów” reclaimed to forest with the use of the site soil index (SIG). *Pol. J. Soil Sci.* **2011**, *44*, 81–88.
25. Pietrzykowski, M.; Pająk, M.; Krzaklewski, W. Próba zastosowania metod liczbowej wyceny gleb na podstawie Indeksu Trofizmu Gleb Leśnych (ITGL) oraz Siedliskowego Indeksu Glebowego (SIG) do opisu zmienności warunków siedliskowych na zrehabilitowanych dla leśnictwa zwałowiskach KWB “Bełchatów”. *Gospod. Surowcami Miner.* **2010**, *26*, 155–165.
26. Asensio, V.; Guala, S.D.; Vega, F.A.; Covelo, E.F. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environ. Toxicol. Chem.* **2013**, *32*, 2240–2248.
27. Monokrousos, N.; Boutsis, G.; Diamantopoulos, J.D. Development of soil chemical and biological properties in the initial stages of post-mining deposition sites. *Environ. Monit. Assess.* **2014**, *186*, 9065–9074.
28. Berg, B. Decomposition patterns for foliar litter—A theory for influencing factors. *Soil Biol. Biochem.* **2014**, *78*, 222–232.
29. Frouz, J.; Roubíčková, A.; Heděnc, P.; Tajovský, K. Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies. *Eur. J. Soil Biol.* **2015**, *68*, 18–24.
30. Lawrey, J.D. The relative decomposition potential of habitats variously affected by surface coal mining. *Can. J. Bot.* **1977**, *55*, 1544–1552.
31. Horodecki, P.; Nowiński, M.; Jagodziński, A.M. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degrad. Dev.* **2019**, *30*, 3–13.
32. Frouz, J. The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. *Biologia* **2008**, *63*, 249–253.
33. Urbanová, M.; Šnajdr, J.; Brabcová, V.; Merhautová, V.; Dobiášová, P.; Cajthaml, T.; Vaněk, D.; Frouz, J.; Šantrůčková, H.; Baldrian, P. Litter decomposition along a primary post-mining chronosequence. *Biol. Fertil. Soil.* **2014**, *50*, 827–837.
34. Zielony, R.; Kliczkowska, A. *Regionalizacja Przyrodniczo-Leśna Polski 2010*; Centrum Informacyjne Lasów Państwowych: Na zlec; Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych: Warszawa, Poland, 2012; ISBN 978-83-61633-62-4.
35. Goździk, J.; Jończyk, W.; Niżnik, A.M. Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów i Elektrownia Bełchatów—Zmiany środowiska geograficznego spowodowane ich działalnością. In Proceedings of the Obszary Metropolitalne We Współczesnym Środowisku Geograficznym, 8–12 September 2010; Barwiński, M., Ed.; Wydawnictwo Triada: Łódź, Poland, 2010; Volume 2, pp. 397–422.
36. Pietrzykowski, M. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem macronutrients budget on reclaimed mine sites—Stand trees supply and stability. *Nat. Sci.* **2010**, *2*, 590–599.
37. Rawlik, M.; Kasprowicz, M.; Jagodziński, A.M. Differentiation of herb layer vascular flora in reclaimed areas depends on the species composition of forest stands. *For. Ecol. Manag.* **2018**, *409*, 541–551.
38. Wójcik, J.; Krzaklewski, W. Metody rekultywacji leśnej terenów bezglebowych w górnictwie odkrywkowym. *Prz. Górniczy* **2010**, *10*, 115–119.
39. Olson, J.S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* **1963**, *44*, 322–331.
40. Berg, B.; Ekbohm, G. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest. VII. *Can. J. Bot.* **1991**, *69*, 1449–1456.
41. Berg, B.; McLaugherty, C.; Santo, A.V.D.; Johnson, D. Humus buildup in boreal forests: Effects of litter fall and its N concentration. *Can. J. For. Res.* **2001**, *31*, 988–998.
42. Benayas, J.M.R.; Newton, A.C.; Diaz, A.; Bullock, J.M. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* **2009**, *325*, 1121–1124.
43. Audet, P.; Pinno, B.D.; Thiffault, E. Reclamation of boreal forest after oil sands mining: Anticipating novel challenges in novel environments. *Can. J. For. Res.* **2015**, *45*, 364–371.

44. Frouz, J. Effects of Soil Development Time and Litter Quality on Soil Carbon Sequestration: Assessing Soil Carbon Saturation with a Field Transplant Experiment along a Post-mining Chronosequence: Carbon Sequestration and Saturation in Post-mining Sites. *Land Degrad. Dev.* **2017**, *28*, 664–672.
45. Cornelissen, J.H.; Pérez-Harguindeguy, N.; Díaz, S.; Grime, J.P.; Marzano, B.; Cabido, M.; Vendramini, F.; Cerabolini, B. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytol.* **1999**, *143*, 191–200.
46. Cornelissen, J.H.C.; Thompson, K. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytol.* **1997**, *135*, 109–114.
47. Austin, A.T.; Vivanco, L.; González-Arzac, A.; Pérez, L.I. There's no place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter-decomposer affinity in terrestrial ecosystems. *New Phytol.* **2014**, *204*, 307–314.
48. Ayres, E.; Steltzer, H.; Simmons, B.L.; Simpson, R.T.; Steinweg, J.M.; Wallenstein, M.D.; Mellor, N.; Parton, W.J.; Moore, J.C.; Wall, D.H. Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biol. Biochem.* **2009**, *41*, 606–610.
49. Aerts, R. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* **1997**, *79*, 439–449.
50. Berg, B.; Staaf, H. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecol. Bull.* **1980**, *32*, 373–390.
51. Frouz, J.; Thébault, E.; Pižl, V.; Adl, S.; Cajthaml, T.; Baldrián, P.; Háněl, L.; Starý, J.; Tajovský, K.; Materna, J.; et al. Soil Food Web Changes during Spontaneous Succession at Post Mining Sites: A Possible Ecosystem Engineering Effect on Food Web Organization? *PLoS ONE* **2013**, *8*, e79694.
52. Frouz, J.; Prach, K.; Pižl, V.; Háněl, L.; Starý, J.; Tajovský, K.; Materna, J.; Balík, V.; Kalčík, J.; Řehouňková, K. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *Eur. J. Soil Biol.* **2008**, *44*, 109–121.
53. Hopkins, D.W.; Badalucco, L.; English, L.C.; Meli, S.M.; Chudek, J.A.; Ioppolo, A. Plant litter decomposition and microbial characteristics in volcanic soils (Mt Etna, Sicily) at different stages of development. *Biol. Fertil. Soil.* **2007**, *43*, 461–469.
54. Jangid, K.; Williams, M.A.; Franzluebbers, A.J.; Schmidt, T.M.; Coleman, D.C.; Whitman, W.B. Land-use history has a stronger impact on soil microbial community composition than aboveground vegetation and soil properties. *Soil Biol. Biochem.* **2011**, *43*, 2184–2193.
55. Jagodziński, A.M.; Dyderski, M.K.; Horodecki, P.; Rawlik, K. Limited dispersal prevents *Quercus rubra* invasion in a 14-species common garden experiment. *Divers Distrib* **2018**, *24*, 403–414.
56. Mueller, K.E.; Eisenhauer, N.; Reich, P.B.; Hobbie, S.E.; Chadwick, O.A.; Chorover, J.; Dobies, T.; Hale, C.M.; Jagodziński, A.M.; Kaňucká, I.; et al. Light, earthworms, and soil resources as predictors of diversity of 10 soil invertebrate groups across monocultures of 14 tree species. *Soil Biol. Biochem.* **2016**, *92*, 184–198.
57. Frouz, J.; Keplin, B.; Pižl, V.; Tajovský, K.; Starý, J.; Lukešová, A.; Nováková, A.; Balík, V.; Háněl, L.; Materna, J.; et al. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecol. Eng.* **2001**, *17*, 275–284.
58. Kraus, T.E.C.; Dahlgren, R.A.; Zasoski, R.J. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems—A review. *Plant Soil* **2003**, *256*, 41–66.
59. Gao, J.; Kang, F.; Han, H. Effect of Litter Quality on Leaf-Litter Decomposition in the Context of Home-Field Advantage and Non-Additive Effects in Temperate Forests in China. *Pol. J. Environ. Stud.* **2016**, *25*, 1911–1920.
60. Berg, B. Decomposing litter; limit values; humus accumulation, locally and regionally. *Appl. Soil Ecol.* **2018**, *123*, 494–508.
61. Berg, B.; McClaugherty, C. *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*, 2nd ed.; Springer: Berlin, Germany, 2008; ISBN 978-3-540-74923-3.
62. Bockock, K.L.; Gilbert, O.; Capstick, C.K.; Twinn, D.C.; Waid, J.S.; Woodman, M.J. Changes in Leaf Litter When Placed on the Surface of Soils with Contrasting Humus Types. *J. Soil Sci.* **1960**, *11*, 1–9.
63. Howard, D.M.; Howard, P.J.A. Effect of Species, Source of Litter, Type of Soil, and Climate on Litter Decomposition: Microbial Decomposition of Tree and Shrub Leaf Litter 3. *Oikos* **1980**, *34*, 115–124.
64. Smolander, A.; Kitunen, V. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biol. Biochem.* **2002**, *34*, 651–660.

65. Meentemeyer, V.; Berg, B. Regional variation in rate of mass loss of *Pinus sylvestris* needle litter in Swedish pine forests as influenced by climate and litter quality. *Scand. J. For. Res.* **1986**, *1*, 167–180.
66. Berg, B.; Matzner, E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environ. Rev.* **1997**, *5*, 1–25.
67. Zhang, W.; Gao, D.; Chen, Z.; Li, H.; Deng, J.; Qiao, W.; Han, X.; Yang, G.; Feng, Y.; Huang, J. Substrate quality and soil environmental conditions predict litter decomposition and drive soil nutrient dynamics following afforestation on the Loess Plateau of China. *Geoderma* **2018**, *325*, 152–161.
68. Mo, J.; Brown, S.; Xue, J.; Fang, Y.; Li, Z. Response of litter decomposition to simulated N deposition in disturbed, rehabilitated and mature forests in subtropical China. *Plant Soil* **2006**, *282*, 135–151.



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Publikacja 2.

Horodecki, P., Jagodziński, A.M., 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* 406, 1–11.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>

Impact Factor (2017): 3,169

Impact Factor 5-letni (2017): 3,524

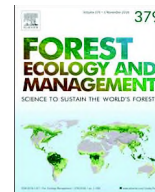
Punktacja MNiSW (2017): 45



Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Forest Ecology and Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/foreco



Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites



Paweł Horodecki^{a,*}, Andrzej M. Jagodziński^{a,b}

^a Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, Parkowa 5, PL-62-035 Kórnik, Poland

^b Poznań University of Life Sciences, Faculty of Forestry, Department of Game Management and Forest Protection, Wojska Polskiego 71c, PL-60-625 Poznań, Poland

* Corresponding author.

E-mail addresses: pawelhorodecki@gmail.com (P. Horodecki), amj@man.poznan.pl (A.M. Jagodziński).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>

Received 3 June 2017; Received in revised form 30 August 2017; Accepted 23 September 2017
0378-1127/ © 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

Publikacja 3.

Horodecki, P., Nowiński, M., Jagodziński, A.M., 2019. Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment. *Land Degradation & Development* 30, 3–13.

<https://doi.org/10.1002/ldr.3194>

Impact Factor (2017): 7,27

Impact Factor 5-letni (2017): 6,564

Punktacja MNiSW (2017): 50

Advantages of mixed tree stands in restoration of upper soil layers on postmining sites: A five-year leaf litter decomposition experiment

Paweł Horodecki¹  | Mirosław Nowiński² | Andrzej M. Jagodziński^{1,3} 

1 **Supporting information**

2

3 **Appendix S1**

4 The raw rock used during spoil heap formation was very diversified – mostly quaternary
5 but in part toxic tertiary strata (Goździk *et al.*, 2010; Pietrzykowski, 2010). Before
6 afforestation the plateau of the heap was fertilized with N (60 kg ha⁻¹), K (60 kg ha⁻¹) and
7 P (70 kg ha⁻¹) and also sown with mixed grass species and legumes (Pietrzykowski &
8 Daniels, 2014). The biodynamic method (Wójcik & Krzaklewski, 2010) was used for
9 afforestation (i.e. target tree species with a significant share of admixtures were planted).
10 The majority of its area is covered by monocultures (silver birch and Scots pine are most
11 common; Horodecki & Jagodziński, 2017; Rawlik *et al.*, 2018). However, the oldest
12 stands consist of mixed forest, growing on the northern part of the spoil heap. The
13 composition of mixed stands in Mount Kamięńsk is very diversified. Our sample plots
14 consisted of 13 tree and shrub species (Table S1). Tree species used in decomposition
15 experiment grew within the sample plots (six of them) or in their close vicinity (eight of
16 tree species studied). At the end of the decomposition experiment (2016), the age of trees
17 within the stands was 24 years. The number of forest subunits on Mount Kamięńsk was
18 155. *Robinia pseudoacacia* was found in 78 of them, with *Betula pendula* in 135, *Larix*
19 *decidua* in 51, *Pinus sylvestris* in 116, and *Pinus nigra* in 2 subunits. Composition of any
20 four among all mentioned tree species occurred in 35 subunits. Stands composed of three
21 of them occurred in parts of 71 subunits, whereas two of them grew together in 136
22 subunits.

23 In 2011 we established three sample plots on the lignite mine spoil heap (Table
24 S1). For each stand we measured all diameters at breast height (DBH) and heights for at
25 least 75% of trees from the main canopy and 10% from the undergrowth trees with DBH

26 ≥ 4 cm. Based on this data we calculated basal area and stocking density for both layers
 27 in each stand. We also analysed soil surface layers based on soil pit excavations (1.5 m
 28 deep). The stands included in the study grow on sandy soil shallowly laid on sandy-loam
 29 soil on the plateau of the spoil heap. Sample plots have a slight northwest-facing slope.
 30 Average organic layer thickness was 2 cm (± 0).

31

32 **Table S1**

33 Basic characteristics of sample plots (in 2015). Abbreviations: BePe – *Betula pendula*, CaAr – *Caragana*
 34 *arborescens*, CrMo – *Crataegus monogyna*, EuEu – *Euonymus europaeus*, LaDe – *Larix decidua*, PiNi –
 35 *Pinus nigra*, PiSy – *Pinus sylvestris*, PrSe – *Prunus serotina*, QuRo – *Quercus robur*, QuRu – *Quercus*
 36 *rubra*, RoPs – *Robinia pseudoacacia*, SaNi – *Sambucus nigra*, SoAu – *Sorbus aucuparia*, BA – basal area
 37 at breast height, DBH – diameter at breast height, H – tree height, SE – standard error.

38

Plot number and coordinates	Plot area (m ²)	Tree species	Forest layer	Stocking density (ind. ha ⁻¹)	BA (m ² ha ⁻¹)	BA share in total layer BA (%)	Mean DBH (cm, \pm SE)	Mean H (m, \pm SE)
1 51.1326°N, 19.2501°E	704.77	RoPs	canopy	993	7.7216	28.61	15.86 (0.77)	15.10 (0.25)
		LaDe			7.2225	26.77	21.58 (1.66)	16.41 (0.43)
		BePe			6.6971	24.82	17.93 (0.86)	16.13 (0.29)
		PiSy			5.2049	19.29	19.21 (1.35)	15.20 (0.68)
		PiNi			0.1373	0.51	11.10 (-)	13.72 (-)
		PrSe	understorey	3093	2.3066	72.91	2.65 (0.24)	5.19 (0.30)
		SoAu			0.3080	9.74	3.71 (0.40)	7.36 (0.59)
		EuEu			0.1915	6.05	3.13 (0.44)	6.46 (0.73)
		RoPs			0.1684	5.32	1.42 (0.28)	3.37 (0.48)
		LaDe			0.0908	2.87	5.17 (0.48)	9.51 (0.52)
		CaAr			0.0319	1.01	2.11 (0.95)	4.73 (1.73)
		QuRu			0.0272	0.86	2.78 (0.44)	6.16 (0.75)
		PiSy			0.0247	0.78	3.33 (0.18)	7.11 (0.28)
		BePe			0.0145	0.46	2.50 (0.50)	5.67 (0.92)
2 51.1325°N, 19.2501°E	620.43	RoPs	canopy	1064	6.8177	29.68	16.09 (0.74)	13.96 (0.30)
		BePe			5.8698	25.55	15.73 (0.78)	14.98 (0.47)
		PiNi			5.1725	22.51	14.86 (0.60)	12.78 (0.28)
		LaDe			3.0782	13.40	19.60 (2.05)	16.22 (0.89)
		PiSy			2.0359	8.86	20.03 (0.60)	13.68 (1.05)
		PrSe	understorey	2805	3.5916	80.20	3.85 (0.43)	4.97 (0.41)
		SoAu			0.4517	10.09	4.82 (0.59)	6.51 (0.58)
		EuEu			0.2019	4.51	3.13 (0.35)	4.62 (0.44)
		RoPs			0.1134	2.53	1.26 (0.17)	2.29 (0.20)
		PiNi			0.0790	1.76	7.90 (-)	9.69 (-)
LaDe	0.0126	0.28	3.15 (-)	4.67 (-)				

		CaAr			0.0117	0.26	1.75 (1.25)	2.98 (1.49)
		QuRu			0.0102	0.23	1.83 (0.83)	2.97 (1.04)
		SaNi			0.0033	0.07	0.48 (0.02)	1.48 (0.01)
		BePe			0.0032	0.07	0.75 (0.14)	1.71 (0.13)
3 51.1324°N, 19.2501°E	600.00	BePe	canopy	1233	11.5922	40.90	17.18 (0.61)	16.49 (0.28)
		PiNi			9.3915	33.14	15.42 (0.58)	12.55 (0.19)
		LaDe			7.3584	25.96	18.22 (1.14)	15.54 (0.42)
		SoAu	understorey	1317	1.2951	54.17	3.95 (0.33)	5.63 (0.35)
		PiNi			0.6772	28.33	8.41 (0.73)	10.00 (0.74)
		BePe			0.2902	12.14	5.59 (1.81)	7.89 (2.32)
		LaDe			0.0946	3.96	8.50 (-)	11.35 (-)
		QuRo			0.0122	0.51	3.05 (-)	4.65 (-)
		RoPs			0.0111	0.47	0.80 (0.15)	1.80 (0.17)
		QuRu			0.0082	0.34	2.50 (-)	3.89 (-)
		CrMo			0.0008	0.04	0.80 (-)	1.75 (-)
		CaAr			0.0008	0.03	0.38 (0.08)	1.42 (0.04)
		SaNi			0.0003	0.01	0.50 (-)	1.49 (-)

39

40 **Methods S1**

41 Particular soil characteristics were obtained as follows:

- 42 - C_{org} (%) – organic carbon content determined using the Tiurin method (in
43 accordance with the PN-ISO 14235:2003 standard);
- 44 - N_{tot} (%) – total nitrogen content determined using the modified Kjeldahl method
45 (in accordance with the PN:ISO 11261:2002 standard);
- 46 - C:N – C_{org} to N_{tot} ratio;
- 47 - O horizon thickness (cm) determined as a mean of a few measurements in the
48 soil excavation pit;
- 49 - Detritus content (%) in organic (O) horizon;
- 50 - pH H_2O – measured in 1:5 soil suspension in H_2O obtained by the
51 potentiometric method in distilled water (in accordance with the ISO
52 10390:2005 standard);

- 53 - Mg, Ca, K, Al (cmol⁺ kg⁻¹) – content of particular alkaline or acid cations in the
 54 extract of 1M ammonium acetate, pH 7.0 obtained by atomic adsorption;
 55 - TEB (cmol⁺ kg⁻¹) – total amount of exchangeable bases – summarized content of
 56 alkaline cations in the extract of 1M ammonium acetate, pH 7.0 obtained by
 57 atomic adsorption;
 58 - P (mg kg⁻¹) – soluble phosphorus obtained by the Olsen method in 0.5M
 59 NaHCO₃ pH 8.5 (in accordance with the PN-ISO 11263:2002);
 60 - Mn, Fe, Cu (mg kg⁻¹) – micronutrients contents soluble in 0.005M DTPA at pH
 61 7.30 by atomic absorption (Lindsay & Norvell, 1978).

62
 63 Additionally we measured organic layer soil temperature at one hour intervals
 64 using HOBO data-loggers installed around 3 cm beneath soil surface (HOBO U22-001
 65 Water Temperature Pro v2 and HOBO U23-001 Pro v2 Temperature/Relative Humidity).

66
 67
 68
 69
 70
 71
 72
 73

Table S2

Average quarterly temperatures (°C, ±SE) of upper soil layers of mixed, home and Scots pine stands on the spoil heap. Measuring periods are appropriate to decomposition time intervals. Abbreviations: MIX – mixed stands, Home – parent species stands, Scots pine – Scots pine stands, AlGl – *Alnus glutinosa*, BePe – *Betula pendula*, PiSy – *Pinus sylvestris*, QuRo – *Quercus robur*, QuRu – *Quercus rubra*, RoPs – *Robinia pseudoacacia*.

Recording period	Temperature (°C, ±SE)						
	MIX	Home					Scots pine =Home
		AlGl	BePe	QuRo	QuRu	RoPs	PiSy
22-12-2011 to 25-03-2012	0.71 (0.05)	1.02 (0.08)	0.54 (0.18)	0.56 (0.14)	0.93 (-)	0.57 (0.21)	0.32 (0.07)
26-03-2012 to 05-07-2012	11.47 (0.09)	11.59 (0.13)	13.14 (0.27)	12.30 (0.37)	12.25 (-)	12.33 (0.25)	11.66 (0.21)
06-07-2012 to 01-10-2012	15.95 (0.05)	16.02 (0.10)	17.14 (0.29)	16.51 (0.20)	16.51 (-)	16.13 (0.22)	16.20 (0.12)
02-10-2012 to 11-01-2013	5.42 (0.08)	5.40 (0.10)	4.95 (0.16)	5.54 (0.15)	6.08 (-)	5.12 (0.06)	5.09 (0.18)
12-01-2013 to 04-04-2013	0.65 (0.01)	0.61 (0.04)	0.41 (0.10)	0.65 (0.04)	1.14 (-)	0.52 (0.01)	0.33 (0.10)
05-04-2013 to 08-07-2013	11.51 (0.10)	12.08 (0.10)	13.02 (0.29)	12.27 (0.27)	12.25 (-)	12.42 (0.38)	11.51 (0.17)
09-07-2013 to 15-10-2013	14.25 (0.07)	14.39 (0.11)	15.27 (0.24)	14.68 (0.16)	14.82 (-)	14.28 (0.32)	14.38 (0.10)
16-10-2013 to 14-01-2014	5.35	5.55	5.18	5.63	6.37	5.63	5.54

	(0.07)	(0.15)	(0.22)	(0.24)	(-)	(0.05)	(0.21)
15-01-2014 to 15-04-2014	3.75 (0.06)	3.64 (0.19)	3.96 (0.27)	3.81 (0.38)	4.45 (-)	4.01 (0.24)	3.40 (0.13)
16-04-2014 to 15-07-2014	13.16 (0.07)	13.47 (0.29)	14.48 (0.16)	13.75 (0.10)	13.46 (-)	13.15 (0.27)	13.11 (0.15)
16-07-2014 to 14-10-2014	15.49 (0.05)	15.61 (0.07)	16.58 (0.17)	16.05 (0.14)	16.05 (-)	15.55 (0.31)	15.65 (0.11)
15-10-2014 to 13-01-2015	5.28 (0.08)	5.76 (0.13)	5.01 (0.35)	6.14 (0.24)	4.90 (-)	5.93 (0.07)	5.35 (0.20)
14-01-2015 to 14-04-2015	2.97 (0.04)	-	-	-	-	-	2.83 (0.11)
15-04-2015 to 10-07-2015	12.83 (0.08)	-	-	-	-	-	12.43 (0.12)
11-07-2015 to 09-10-2015	16.56 (0.07)	-	-	-	-	-	16.35 (0.10)
10-10-2015 to 07-10-2016	9.77 (0.08)	-	-	-	-	-	9.22 (0.09)

75 **Table S3**
76 Macronutrient contents (%; ±SE) in freshly fallen leaves. ANOVA was performed to examine the differences in macronutrient contents in leaf litter among tree species studied.
77 The post-hoc Tukey HSD test was used to determine statistically significant differences among the particular tree species studied; different letters indicate statistically significant
78 differences. Mg, P, K and Ca contents in fresh fallen leaves were determined based on 6-48 samples, while N and C contents based on 2-16 samples per tree/shrub species.
79

Tree species	Macronutrients content in fresh fallen leaves (%; ±SE)													
	Mg		P		K		Ca		Mg+P+K+Ca		N		C	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0.227 (0.011)	cd	0.058 (0.007)	de	0.975 (0.103)	a	2.893 (0.035)	bc	4.153 (0.114)	ab	1.101 (0.126)	e	44.315 (0.351)	def
<i>Alnus glutinosa</i>	0.192 (0.004)	cde	0.053 (0.002)	e	0.365 (0.021)	df	1.966 (0.040)	e	2.576 (0.051)	e	2.153 (0.043)	ab	47.416 (0.418)	bc
<i>Betula pendula</i>	0.311 (0.006)	b	0.101 (0.010)	bc	0.299 (0.019)	fg	2.328 (0.056)	d	3.039 (0.062)	d	0.648 (0.055)	fgh	47.311 (0.763)	abcd
<i>Fagus sylvatica</i>	0.157 (0.005)	e	0.119 (0.002)	abc	0.653 (0.009)	bc	1.994 (0.022)	def	2.923 (0.035)	de	0.744 (0.012)	efgh	44.508 (0.551)	cdef
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.203 (0.002)	cde	0.039 (0.001)	ef	0.413 (0.011)	cdef	3.143 (0.060)	ab	3.798 (0.053)	bc	1.121 (0.017)	de	44.178 (2.257)	cdef
<i>Pinus sylvestris</i>	0.078 (0.001)	g	0.028 (0.001)	f	0.235 (0.006)	g	0.950 (0.012)	g	1.291 (0.013)	f	0.516 (0.018)	h	49.557 (0.199)	a
<i>Populus × canadensis</i>	0.168 (0.002)	e	0.115 (0.002)	abc	0.516 (0.006)	cde	2.494 (0.012)	cd	3.294 (0.012)	cd	2.521 (0.025)	a	45.274 (0.295)	bcdef
<i>Populus nigra 'Italica'</i>	0.171 (0.001)	de	0.141 (0.002)	a	0.338 (0.002)	defg	2.934 (0.020)	abc	3.584 (0.022)	bcd	1.615 (0.088)	cd	46.504 (0.897)	abcde
<i>Populus tremula</i>	0.246 (0.004)	c	0.052 (0.002)	de	0.486 (0.012)	cde	3.178 (0.068)	ab	3.962 (0.055)	abc	0.535 (0.027)	fgh	44.109 (0.819)	cdef
<i>Prunus serotina</i>	0.455 (0.027)	a	0.041 (0.001)	ef	0.808 (0.061)	ab	3.401 (0.197)	a	4.704 (0.244)	a	0.875 (0.059)	ef	43.201 (0.489)	ef
<i>Quercus robur</i>	0.173 (0.009)	e	0.115 (0.015)	abc	0.498 (0.012)	ce	1.587 (0.052)	f	2.373 (0.066)	e	1.040 (0.102)	e	46.248 (0.434)	bcde
<i>Quercus rubra</i>	0.155 (0.006)	e	0.090 (0.014)	cd	0.581 (0.011)	c	1.645 (0.064)	f	2.471 (0.05)	e	0.771 (0.106)	efg	46.416 (1.945)	bcde
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.101 (0.003)	f	0.054 (0.002)	e	0.540 (0.018)	c	3.176 (0.054)	ab	3.869 (0.065)	bc	1.872 (0.062)	bc	45.952 (0.355)	bcde
<i>Ulmus laevis</i>	0.235 (0.002)	cd	0.129 (0.006)	ab	0.917 (0.016)	ab	2.502 (0.026)	cd	3.783 (0.033)	bc	0.956 (0.035)	ef	41.307 (0.889)	f
ANOVA P>F	<0.0001		<0.0001		<0.0001		<0.0001		<0.0001		<0.0001		<0.0001	

80

81 **Table S4**

82 Average mass loss (% , ±SE) of particular tree species leaf litter at every collection time in mixed stands. ANOVA was performed to examine the influence of litter type for
 83 every collection time (1) or collection time for every tree species (2) on leaf litter decomposition rates. The post-hoc Tukey's HSD test results are shown by letters; different
 84 letters indicate statistically significant differences. Lower case letters reflect differences between tree species leaf litter decomposition rates for every collection period, while
 85 capital letters reflect differences between collection periods of decomposition for every tree species leaf litter. Abbreviations: AcPs – *Acer pseudoplatanus*, AlGI – *Alnus*
 86 *glutinosa*, BePe – *Betula pendula*, FaSy – *Fagus sylvatica*, FrEx – *Fraxinus excelsior*, PiSy – *Pinus sylvestris*, PoCa – *Populus x canadensis*, PoNi – *Populus nigra* 'Italica',
 87 PoTr – *Populus tremula*, PrSe – *Prunus serotina*, QuRo – *Quercus robur*, QuRu – *Quercus rubra*, RoPs – *Robinia pseudoacacia*, UILa – *Ulmus laevis*.
 88

Litter type	QuRo	RoPs	PiSy	FaSy	PoNi	QuRu	BePe	PoCa	FrEx	AlGI	UILa	AcPs	PrSe	PoTr	ANOVA 1	
Collection time (months)	3	1.91 (0.57)	11.45 (0.86)	7.3 (0.69)	4.41 (0.73)	5.29 (0.72)	3.87 (0.41)	8.35 (0.85)	9.02 (0.55)	12.26 (0.91)	9.4 (0.7)	14.03 (1.34)	9.15 (0.61)	17.09 (1.11)	6.63 (0.6)	<0.0001
		h GH	bc FG	def I	fgh GH	efg I	gh G	cde G	cd H	bc I	cd I	ab G	cd G	a E	defg J	
	6	2.29 (0.92)	10.81 (2.04)	14.47 (1.72)	3.22 (0.86)	12.4 (1.87)	8.75 (1.94)	17.31 (1.38)	16.32 (1.65)	25.39 (2.05)	23.19 (1.93)	15.7 (3.53)	19.02 (1.86)	37.14 (2.65)	18.13 (2.3)	<0.0001
		g H	def G	cde HI	fg H	cde HI	efg FG	bcde FG	bcde H	ab H	bc H	cde G	bcd G	a D	bcde IJ	
	9	6.42 (2.21)	18.59 (4.6)	21.84 (2.3)	10.37 (2.34)	24.05 (3.93)	20.09 (2.76)	31.41 (4.89)	39.43 (6.74)	48.05 (3.11)	51.78 (3.48)	31.56 (4.39)	37.18 (1.89)	58.11 (4.17)	27.21 (2.27)	<0.0001
		f FGH	ef EFG	def GH	f FGH	def GH	def EF	bcde EF	abcd G	abc G	ab G	cde F	abcde F	a C	de HI	
	13	8.93 (1.07)	31.9 (3.62)	29.84 (1.58)	12.05 (2.11)	33.53 (3.88)	27.67 (4.61)	43.09 (4.22)	46.31 (2.38)	66.51 (2.51)	66.51 (4.55)	54.62 (5.66)	48.79 (3.73)	68.15 (2.84)	41.91 (1.87)	<0.0001
		h EFGH	def DE	ef FG	gh FGH	def EFG	fg E	cdef DE	cde FG	ab EF	a EF	abc E	bcd F	a C	cdef GH	
	15	12.44 (2.02)	28.16 (2.34)	30.51 (2.49)	17.89 (2)	28.62 (2.28)	28.25 (3.44)	44.07 (3.73)	43.53 (2.61)	57.61 (3.33)	59.92 (1.67)	49.18 (4.79)	46.43 (2.41)	66.69 (5.6)	42.09 (4.3)	<0.0001
		g EFGH	efg DEF	def FG	fg EFG	efg FGH	efg E	bcde DE	cde FG	abc FG	ab FG	bc EF	bcd F	a C	cde GH	
	19	20.08 (3.87)	47.29 (7.25)	38.92 (2.12)	26.87 (3.63)	43.64 (2.9)	39.91 (5.62)	54.08 (4.02)	57.55 (3.91)	70.32 (2.91)	76.75 (5.13)	65.88 (4.82)	69.19 (3.76)	84.88 (4.52)	59.75 (3.86)	<0.0001
		g DEFG	cdef CD	efg EF	fg DEF	defg DEF	efg DE	cde CD	cde EF	abc E	ab DE	bcd DE	abc E	a B	bcde FG	
	22	27.13 (3.08)	54.13 (3.46)	49.06 (3.04)	34.17 (7.15)	53.33 (2.59)	58.52 (5.78)	68.03 (4.57)	73.58 (2.84)	82.08 (1.96)	87.47 (1.66)	82.35 (3.11)	75 (2.6)	91.66 (1.73)	76.52 (5.54)	<0.0001
		h CDEF	efg BC	fg DE	gh CDE	efg CDE	def CD	cde BC	bed DE	abc D	ab CD	abc CD	bed DE	a AB	abcd EF	
	25	34.48 (4.78)	48.12 (3.3)	54.11 (3.83)	39.03 (5.83)	53.24 (4.96)	56.48 (7.13)	68.35 (4.82)	70.78 (3.46)	88.14 (1.18)	85.77 (1.95)	83.44 (4.36)	73.88 (4.17)	92.85 (1.78)	78.71 (5.19)	<0.0001
		f BCDE	ef CD	def CD	f CDE	def CDE	def CD	cde BC	cd DE	ab ABCD	abc CD	abc C	bed DE	a AB	abc DE	
	28	43.44 (5.43)	56.85 (4.45)	57.43 (2.2)	46.32 (4.42)	61.1 (4.44)	55.56 (5.01)	74.87 (2.9)	75.11 (2.85)	85.57 (1.61)	88.39 (1.88)	86.8 (3.81)	83.03 (4.23)	91.14 (1.84)	80.96 (4.71)	<0.0001
		d ABCD	cd ABC	d CD	d BCD	cd BCD	d CD	bc AB	bc DE	ab CD	ab BCD	ab BC	ab CD	a AB	ab CDE	
	31	44.2 (6.62)	54.91 (2.25)	60.86 (2.4)	46.89 (4.68)	60.54 (4.83)	60.31 (4.93)	80.24 (3.55)	78.9 (3.28)	89.6 (1.3)	90.31 (1.9)	91.26 (1.97)	87.83 (1.68)	95.35 (1.04)	86.35 (2.98)	<0.0001
		d ABCD	d BC	d BCD	d BCD	d BCD	d BCD	bc AB	c CD	abc ABCD	abc ABC	ab ABC	abc BC	a AB	abc BCDE	
34	41.5 (6.77)	64.12 (4.61)	61.25 (4)	57.03 (5.55)	67.39 (3.74)	58.92 (4.09)	80.22 (2.38)	79.11 (3.23)	87.93 (1.22)	90.96 (1.49)	93.11 (1.67)	87.98 (1.56)	94.1 (1.06)	83.79 (3.81)	<0.0001	
	e BCD	cd ABC	de BCD	de ABC	cd ABC	de CD	bc AB	bc BCD	ab BCD	ab ABC	a ABC	ab BC	a AB	ab BCDE		

37	55.62 (6.01)	75.69 (3.99)	68.05 (3.32)	57.03 (6.24)	73.53 (3.24)	72.33 (3.8)	82.8 (2.3)	89.3 (3.07)	90.51 (1.15)	92.27 (0.69)	92.63 (2.38)	94.45 (0.93)	95.08 (1.38)	93.89 (1.82)	<0.0001
	de ABC	cd A	de ABC	e ABC	cde AB	cde ABC	bc AB	ab ABC	ab ABC	ab ABC	ab ABC	a AB	a AB	a ABC	
40	60.03 (4.81)	66.24 (4.05)	67.12 (2.54)	56.01 (6.87)	70.66 (4.85)	71.96 (4.68)	82.04 (2.8)	92.31 (1.56)	93.29 (0.93)	94.39 (1.03)	92.85 (1.19)	91.59 (1.58)	97.18 (0.57)	93.16 (1.87)	<0.0001
	d AB	d ABC	d ABC	d ABC	cd ABC	cd ABC	bc AB	ab A	ab AB	a ABC	ab ABC	ab ABC	a A	ab ABCD	
43	55.53 (8.94)	65.83 (3.5)	72.16 (3.23)	63.54 (5.92)	75.09 (2.96)	74.7 (3.22)	87.03 (1.76)	92.77 (1.09)	90.49 (1.24)	93.8 (0.75)	96.52 (0.62)	96.06 (0.6)	96.5 (0.83)	95.12 (1.2)	<0.0001
	e ABC	de ABC	de AB	de AB	cd AB	cd ABC	bc A	ab ABC	ab ABC	ab ABC	a AB	ab A	a A	ab AB	
46	70.58 (7.84)	71.78 (5.95)	76.43 (2.18)	69.93 (4)	77.55 (4.17)	80.63 (3.77)	88.2 (1.99)	91.61 (1.99)	94.27 (1.13)	97.23 (0.6)	97.46 (1.08)	96.44 (0.54)	97.88 (0.7)	95.44 (0.98)	<0.0001
	e A	e AB	de A	e AB	de AB	cde AB	bcd A	abc AB	ab A	a A	a A	ab A	a A	ab AB	
58	70.17 (7.52)	71.18 (4.08)	72.48 (3.28)	74.84 (4.48)	80.77 (3.81)	81.46 (3.73)	84.51 (3.07)	91.11 (2.33)	94.13 (0.48)	95.8 (0.71)	96.21 (1.09)	96.48 (0.67)	96.96 (1.22)	97.46 (0.78)	<0.0001
	d A	d AB	d AB	d A	cd A	bcd A	bcd A	abc ABC	ab AB	a AB	a AB	a A	a A	a A	
ANOVA 2	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	

90 **References**

- 91 Goździk J, Jończyk W, Niżnik AM. 2010. Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów i
92 Elektrownia Bełchatów - zmiany środowiska geograficznego spowodowane ich
93 działalnością. In: Barwiński M (ed) *Obszary metropolitalne we współczesnym*
94 *środowisku geograficznym*. 58. Zjazd Polskiego Towarzystwa Geograficznego.
95 Wydawnictwo Triada: Łódź, 397–422
- 96 Horodecki P, Jagodziński AM. 2017. Tree species effects on litter decomposition in pure
97 stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management* **406**: 1–11.
98 DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.059
- 99 Lindsay WL, Norvell WA. 1978. Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron,
100 Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal* **42**: 421–428. DOI:
101 10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x
- 102 Pietrzykowski M. 2010. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem macronutrients budget on
103 reclaimed mine sites - stand trees supply and stability. *Natural Science* **2**: 590–599.
104 DOI: 10.4236/ns.2010.26074
- 105 Pietrzykowski M, Daniels WL. 2014. Estimation of carbon sequestration by pine (*Pinus*
106 *sylvestris* L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on
107 differing mine soil substrates. *Ecological Engineering* **73**: 209–218. DOI:
108 10.1016/j.ecoleng.2014.09.058
- 109 Rawlik M, Kasproicz M, Jagodziński AM. 2018. Differentiation of herb layer vascular flora
110 in reclaimed areas depends on the species composition of forest stands. *Forest*
111 *Ecology and Management* **409**: 541–551. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.11.055
- 112 Wójcik J, Krzaklewski W. 2010. Metody rekultywacji leśnej terenów bezglebowych w
113 górnictwie odkrywkowym. *Przegląd Górniczy* **10**: 115–119

114