



**Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu**  
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

**ROZPRAWA DOKTORSKA**

mgr Justyna Jasińska

**Wpływ ekspozycji stoku na biomasę i właściwości opadu  
roślinnego oraz dynamikę jego rozkładu w ekosystemach  
wydmowych poligonu toruńskiego**

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania  
Krajobrazu pod kierunkiem dr hab. inż. Piotra Sewerniaka  
oraz promotora pomocniczego dr Macieja Markiewicza

Toruń, 2020

**Lista oryginalnych publikacji, będących rozprawą doktorską (IF oraz punktacja MNiSW zgodnie z rokiem publikacji)**

- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, Puchałka Radosław, 2020, *Litterfall in a Scots pine forest on inland dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry*, *Forests*, 11, 6: 1-13. (IF 2.221, pkt. MNiSW 100, udział w powstaniu artykułu: 55%);
- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, Markiewicz Maciej, 2019, *Links between slope aspect and rate of litter decomposition on inland dunes*, *Catena*, 172: 501-508. (IF 4.333, pkt. MNiSW 140, udział w powstaniu artykułu: 50%);
- Sewerniak Piotr, **Jasińska Justyna**, Golińska Patrycja, Składanowski Marek, 2015, *Intensywność mineralizacji igieł w borze sosnowym w odniesieniu do warunków siedliskowych i mikrobiologicznych stoków wydm o kontrastowej ekspozycji*, *Sylwan*, 159, 10: 839-847. (IF 0.410, pkt. MNiSW 15, udział w powstaniu artykułu: 40%).

Łączna wartość IF powyższych prac wynosi 6.964, zaś wartość punktowa MNiSW 255.



**Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu**  
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

**AUTOREFERAT**

mgr Justyna Jasińska

**Wpływ ekspozycji stoku na biomasę i właściwości opadu  
roślinnego oraz dynamikę jego rozkładu w ekosystemach  
wydmowych poligonu toruńskiego**

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania  
Krajobrazu pod kierunkiem dr hab. inż. Piotra Sewerniaka  
oraz promotora pomocniczego dr Macieja Markiewicza

Toruń, 2020

## **Wstęp**

Niezaprzeczalnym faktem jest stwierdzenie, że na półkuli północnej stoki południowe są bardziej nasłonecznione niż przeciwstawne do nich stoki północne. Powszechnie wiadomo, że stoki północne charakteryzują się niższą temperaturą i większą wilgotnością powietrza niż stoki południowe. Te różne warunki mikroklimatyczne pociągają za sobą odmienność w roślinności porastającej te przeciwstawne stoki (Shreve 1924; Cantlon 1953, Sewerniak i Jankowski 2017), co z kolei może być przyczyną różnic w opadzie roślinnym, a także w jego rozkładzie, co ostatecznie jest niewątpliwie jedną z przyczyn wykształcenia się gleb o odmiennych właściwościach na stokach północnych i południowych. Wpływ ekspozycji terenu na właściwości gleb był już dosyć często badany (m.in. Sariyildiz i in. 2005, Liu i in. 2013), co miało miejsce także w odniesieniu do wydm śródlądowych (Sewerniak i in. 2017). Jednakże, jak dotąd nie analizowano w odniesieniu do tych ekosystemów wpływu ekspozycji stoku wydm na masę i właściwości opadu roślinnego i dynamikę jego rozkładu. Tymczasem opad roślinny odgrywa bardzo ważną rolę w krążeniu pierwiastków, ponieważ przenosi składniki odżywcze między roślinami a glebą i jest głównym źródłem materii organicznej w glebie (Dziadowiec, 2005). Zatem jego szczegółowa analiza (to, ile go dociera do gleby, jaki jest jego skład chemiczny oraz w jaki sposób się rozkłada) może pomóc lepiej zrozumieć obieg pierwiastków w przyrodzie i funkcjonowanie całych ekosystemów, a to z kolei może pomóc w prowadzeniu bardziej zrównoważonej gospodarki leśnej.

## **Cel pracy i założenia badawcze**

Celem pracy było zbadanie wpływu ekspozycji stoku na biomasę oraz właściwości opadu roślinnego, a także na dynamikę jego rozkładu (mineralizację i humifikację) w ekosystemach wydmowych poligonu toruńskiego. Została postawiona następująca hipoteza badawcza: ekspozycja stoku warunkuje występowanie znacznych różnic w masie i właściwościach opadu roślinnego oraz w dynamice jego rozkładu.

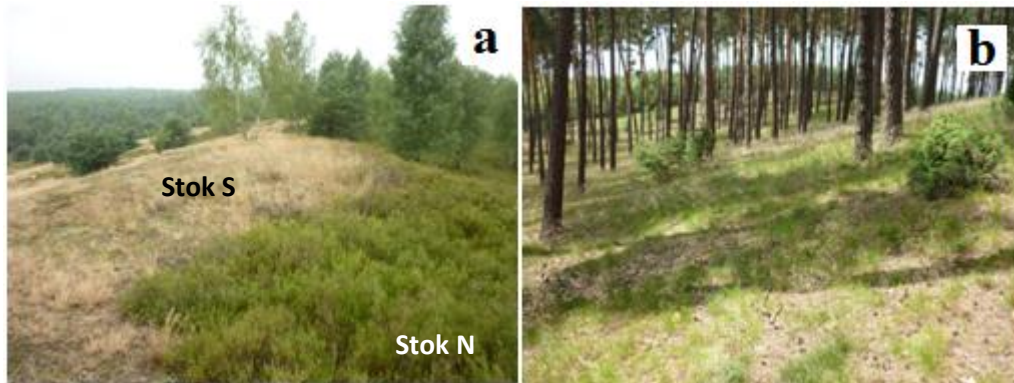
## **Materiały i metody badań**

Badania zostały przeprowadzone porównawczo i równolegle w dwóch głównych typach ekosystemów wydmowych, które występują na terenie toruńskiego poligonu artyleryjskiego, znajdującego się w Kotlinie Toruńskiej na jednym z największych pól wydmowych w Europie (Zeeberg 1998):

1. ekosystemy, w których roślinność odtwarza się w drodze naturalnej sukcesji przebiegającej w kontekście ekspozycji stoku, a mianowicie południowe stoki

zdominowane są przez kserotermiczne trawy: głównie szczotliczą siwą (*Corynephorus canescens*), a północne stoki przez wrzos zwyczajny (*Calluna vulgaris*), sukcesja ta zaczęła się po wylesieniu tych obszarów w celach militarnych ok. 70 lat temu, ryc. 1,

2. sosnowe lasy gospodarcze (sosna zwyczajna - *Pinus sylvestris*, posadzona na badanym terenie ok. 145 lat temu, ryc. 1).



Ryc. 1. Ekosystemy, które podlegały badaniom: a) ekosystemy, w których roślinność odtwarza się w drodze naturalnej sukcesji, b) sosnowe lasy gospodarcze.

Badania polegały na ustaleniu wielkości masy i składu chemicznego opadu roślinnego oraz przeanalizowaniu procesu rozkładu głównych składowych opadu roślinnego na wydmach o ekspozycji stoków północ-południe reprezentujących powyższe ekosystemy.

W celu zbadania tych zagadnień przeprowadzono badania terenowe polegające na:

- zbieraniu w każdym miesiącu w okresie trzech lat opadu roślinnego z warstwy drzew przy zastosowaniu metody chwytaczy (obręcze w kształcie koła o powierzchni  $0,25 \text{ m}^2$  z przyczepionymi do nich płóciennymi workami, umieszczonymi na dwóch słupkach),
- badaniu rozkładu (mineralizacji i humifikacji) szczątków roślinnych na kontrastowych pod względem ekspozycji stokach wydm (północnym i południowym) reprezentujących oba badane typy ekosystemu przy zastosowaniu metody worków ściółkowych. Na każdym stoku obu wydm umieszczono w workach ściółkowych wcześniej zebrany z danych stoków materiał będący dominującym w opadzie roślinnym. Na stoku północnym wydmy porastającej roślinnością podlegającą sukcesji naturalnej były to gałązki wrzosu zwyczajnego, a na stoku południowym tej wydmy żdzbla szczotliczy siwej, natomiast na obu stokach wydmy porośniętej borem sosnowym były to świeżo opadłe igły sosny zwyczajnej. Następnie, co pół roku w okresie 3 lat, zbierano kolejną partię worków ściółkowych z materiałem (w każdym terminie 5 worków z każdego stoku), który podlegał rozkładowi.

Wszystkie próbki zebrane w terenie suszono w temperaturze 60°C. Materiał pochodzący z chwytaczy po wysuszeniu segregowano na następujące kategorie: igły, gałęzie, kora, szyszki oraz „inne” (czyli pozostałość) i ważono. Następnie łączono materiał poszczególnych kategorii dla obu stoków osobno z miesięcy poszczególnych pór roku: wiosna (marzec, kwiecień, maj), lato (czerwiec, lipiec, sierpień), jesień (wrzesień, październik, listopad), zima (grudzień, styczeń, luty). Łącznie uzyskano w ten sposób 120 próbek, w których następnie wykonano szczegółowe analizy chemiczne.

Materiał pochodzący z worków ściółkowych oczyszczano z zanieczyszczeń mineralnych i ważono. Łącznie uzyskano 100 próbek do dalszych analiz chemicznych, plus 4 próbki z materiałem wyjściowym.

Tak przygotowane próbki mielono i oznaczano w nich zawartości następujących pierwiastków: azot, węgiel magnez, mangan, fosfor, wapń, potas, żelazo, glin. Oznaczenia te wykonano z zastosowaniem standardowych metod wykorzystywanych w badaniach ekologiczno-glebowych (Sapek 1979; Bednarek 2004).

Dodatkowo na wszystkich badanych stanowiskach pobrano próbki gleby do analiz mikrobiologicznych (oznaczenie liczebności bakterii i grzybów). Polegało to na pobraniu próbek gleby z każdego podpoziomu poziomu organicznego O (surowinowy Ol, butwinowy Of i epihumusowy Oh) oraz z poziomu próchnicznego A na stokach północnych i południowych wydm reprezentujących badane ekosystemy. Do oznaczenia liczebności bakterii i grzybów zastosowano metodę płytkową Kocha, która opiera się na zasadzie, że na pożywce stałej jedna kolonia wyrośnie z jednej komórki w wyniku jej podziałów (Walczak i in. 2013).

Ponadto dla badanych stoków wydm reprezentujących analizowane ekosystemy poligonu toruńskiego prowadzono badania dynamiki wilgotności i temperatury najwyższego poziomu mineralnego gleby (na głębokości 3 cm). Wykorzystano do tego metodę TDR. Równolegle na badanych stokach prowadzono również badania temperatury i wilgotności powietrza atmosferycznego na wysokości 30 cm nad powierzchnią gruntu przy zastosowaniu rejestratorów HOBO U23-001.

## **Wyniki i dyskusja**

Średnia roczna masa opadu roślinnego z warstwy drzew w ekosystemach lasów gospodarczych wynosiła  $322,0 \pm 2,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  dla stoku północnego i  $361,9 \pm 34,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  dla stoku południowego (Jasińska i in. 2020, Table 1). Otrzymane wartości masy opadu roślinnego mieszczą się w zakresach podawanych w literaturze dla lasów z obszarów

Polski (Dziadowiec 2005, Jonczak 2011). Dynamiki roczne masy opadu roślinnego na obu stokach są bardzo podobne do siebie. Na obu stokach zaznaczyły się dwa maksima. Największe maksimum wielkości biomasy całkowitego opadu roślinnego przypadło na miesiące jesienne (głównie październik). Odpowiedzialny za nie był wzmożony opad igieł w tym okresie. Drugie maksimum przypadło na miesiące letnie (głównie czerwiec). Za to maksimum był odpowiedzialny wzmożony opad szyszek oraz kwiatostanów męskich (Jasińska i in. 2020, Fig. 1, Fig. 2). Podobne prawidłowości obserwują inni autorzy prowadzący badania na podobnych szerokościach geograficznych (Berg i in. 1999; Krynytska i in. 2017).

Jeśli chodzi o skład chemiczny poszczególnych kategorii opadu roślinnego to wykazano, że pierwiastki takie jak azot, fosfor, potas i magnez charakteryzowały się wyraźną dynamiką roczną ich zawartości w poszczególnych kategoriach opadu, szczególnie widoczne było to w igłach (Jasińska i in. 2020, Table 2, Table 3). Powyższe pierwiastki były intensywnie wycofywane z igieł w okresie jesiennym przed ich zrzućciem i przenoszone do innych części roślin (Helmisaari 1990; Finér 1996), co powodowało że zawartość tych pierwiastków w opadzie igieł w tym okresie była znacznie niższa niż w pozostałych porach roku. Zawartości takich pierwiastków jak węgiel, mangan, wapń, żelazo i glin były względnie stałe w poszczególnych kategoriach opadu roślinnego w ciągu roku (Jasińska i in. 2020, Table 2, Table 3). Pomimo faktu, że pozostałość (np. nasiona) stanowiły znacznie mniejszą część całkowitej masy opadu roślinnego niż igły, porównywalne ilości pierwiastków takich jak azot, fosfor, potas, glin i żelazo powracały do gleby z tymi kategoriami opadu (Jasińska i in. 2020, Fig. 3). Ukonmaanaho i in. (2008) również udowodnili w swoich badaniach, że żelaza wraca do gleby więcej z pozostałością niż z igłami. Na stoku północnym średni roczny dopływ badanych pierwiastków układał się w następującej kolejności C> N> Ca> K> Mg> Mn> Al> P> Fe, natomiast na stoku południowym w następującej C> Ca> N> K> Mg> Al> P> Mn> Fe (Jasińska i in. 2020, Table 4). Jeśli chodzi o wpływ ekspozycji stoku na opad roślinny to jedynie zawartość manganu była istotnie statystycznie wyższa w igłach, gałęziach, korze i szyszkach na stoku północnym niż południowym (Jasińska i in. 2020, Table 2, Table 3). Ukonmaanaho i in. (2008) udowodnili, że zawartość manganu w opadzie roślinnym jest wyższa w ekosystemach na północy w porównaniu z tymi na południu. Jednakże te badania dotyczyły innych czynników środowiskowych niż niniejsze, tak więc wątek ten wymaga dalszej analizy.

Opad roślinny po opadnięciu na ziemię zaczyna podlegać procesowi rozkładu. Masa rozkładającego się materiału stopniowo maleje. Po 3 latach prowadzenia badań ubyło 72,7%

masy igieł na stoku północnym, 64,7% masy igieł na stoku południowym, 51,0% masy trawy na stoku południowym wydmy porośniętej roślinnością podlegającą sukcesji naturalnej i 33,1% gałązek wrzosu na stoku północnym tej wydmy. Po trzech latach zaobserwowano istotne statystycznie różnice w mineralizacji materiału roślinnego pomiędzy stokami (**Jasińska i in. 2019, Fig. 4**). Stwierdzono również, że stopniowo wzrastał stopień humifikacji badanych materiałów w czasie procesu rozkładu. Po trzech latach wynosił on odpowiednio 20,6, 18,1, 15,2, 12,9 dla igieł sosny ze stoku północnego wydmy porośniętej lasem gospodarczym, trawy ze stoku południowego wydmy porośniętej roślinnością podlegającej sukcesji naturalnej, igieł sosny ze stoku południowego wydmy porośniętej lasem gospodarczym i wrzosu ze stoku północnego wydmy porośniętej roślinnością podlegającej sukcesji naturalnej (**Jasińska i in. 2019, Fig. 4**).

W ekosystemach sosnowych lasów gospodarczych porastających wydmy śródładowe rozkład przebiega więc szybciej na stokach północnych niż południowych. Powiązane to jest z wpływem temperatury i wilgotności na proces rozkładu. Generalnie na świecie proces rozkładu przebiega szybciej w klimatach ciepłych niż w zimnych (Meentemeyer 1978). W relatywnie suchych glebach obszaru wydm śródładowych (Sewerniak i in. 2017) wilgotność wydaje się mieć jednak większe znaczenie niż temperatura. Wilgotność bezpośrednio wpływa na rozwój mikroorganizmów, które biorą udział w procesie rozkładu materiału roślinnego (Prescott i in. 2004; Zhou i in. 2008). Liczebność mikroorganizmów na badanym obszarze jest natomiast znacznie większa na stoku północnym niż na stoku południowym (**Sewerniak i in. 2015, Tabela 1**), a to jest bezpośrednio związane z wyższą wilgotnością gleby na stoku północnym (**Jasińska i in. 2019, Fig. 1**). Zależności opisane powyżej nie odgrywają tak znaczącej roli w przypadku ekosystemów w których roślinność odnawia się w drodze naturalnej sukcesji (wrzos na stoku północnym, trawy na stoku południowym). Tutaj rozkład jest szybszy na stoku o ekspozycji południowej niż północnej, a wynika to z początkowych właściwości materiałów, które podlegają rozkładowi. Mianowicie, źdźbła traw znacznie łatwiej podlegają rozkładowi niż gałązki wrzosu. Wskazują na to początkowe właściwości materiału: wyższa zawartość azotu i fosforu oraz niższa wartość stosunku C/N w materiale ze stoku południowego niż północnego, który został poddany eksperymentowi (**Jasińska i in. 2019, Fig. 3**). Jak pokazują inni autorzy wyżej wymienione właściwości są niezwykle ważne w trakcie rozkładu materiałów roślinnych (azot o którym pisał Li i in. 2007 i fosfor o którym pisał Berg i in. 1987 są istotne dla procesu rozkładu ponieważ wpływają na rozwój mikroorganizmów o czym wspominał Cobo i in. 2002, również C/N wpływa na proces rozkładu, czym wartość tej proporcji jest niższa tym materiały roślinne szybciej się



rozkładają, co zaobserwowali w swoich badaniach Li i in. 2007 oraz Zhou in. 2008). Ponadto gałązki wrzosu są bardziej twarde i grubsze niż źdźbła traw, co niewątpliwie utrudnia proces ich rozkładu.

Podczas procesu rozkładu uwalniały się pierwiastki z badanych materiałów. Każdy pierwiastek jest odmiennie wbudowany w struktury tkanek roślinnych, a to powoduje odmienną podatność tych pierwiastków na uwalnianie podczas procesu rozkładu (Berg i Staaf 1980; Staaf i Berg 1982). Analizując to uwalnianie pierwiastków z rozkładających się materiałów roślinnych zaobserwowano zjawisko względnego wzbogacenia w początkowym okresie rozkładu (najczęściej przez pierwsze półtora roku), a potem dopiero stopniowe uwalnianie pierwiastków. Najlepiej to zjawisko widać na przykładzie fosforu (**Jasińska i in. 2019, Fig. 5**). O tym zjawisku wspominali również inni autorzy w swoich pracach odnoszących się do uwalniania azotu i fosforu (Li i in. 2007; Zhou in. 2008). Przyczyn względnego wzbogacenia należy upatrywać w działalności mikroorganizmów, których liczebność wzrasta w rozkładającym się materiale (Gosz i in. 1973; Berg i Staaf 1987; McTiernan i in. 1997), ponadto rozkładający się materiał mogą wzbogacać w różne pierwiastki spadające na niego pyłki, kurz, opady atmosferyczne, odchody zwierząt itp. (Gosz i in. 1973). Należy również zwrócić uwagę na bardzo duże względne wzbogacenie materiału ze stoku południowego wydmy porośniętej roślinnością odnawiającą się w drodze naturalnej sukcesji w żelazo i glin. Podobne wyniki otrzymali Palviainen i in. (2004) i tłumaczą to oni działalnością mikroorganizmów. Jednakże powodem też może być to, że bardzo trudno oczyścić rozkładający się materiał z mineralnych cząstek gleby, które mogą zawyżać zawartość żelaza i glinu w badanych materiałach (Joergensen i in. 2009). Jedyny wyjątek od powyższego stanowiło uwalnianie węgla z rozkładających się materiałów, w trakcie którego nie występowało zjawisko względnego wzbogacenia, a uwalnianie tego pierwiastka przebiegało w sposób stały i równomierny. Najwolniej węgiel był uwalniany z rozkładającego się wrzosu, najszybciej zaś z rozkładających się igieł sosny na stoku północnym (**Jasińska i in. 2019, Fig. 5**).

### **Znaczenie uzyskanych wyników oraz wnioski**

Przeprowadzone badania opadu roślinnego z warstwy drzew były szczegółową analizą dynamiki rocznej masy, zawartości i zwrotu poszczególnych pierwiastków we wszystkich kategoriach opadu na wydmach śródlądowych w kontekście ekspozycji stoku. Jak do tej pory pod tym kątem ekosystemy te nie były badane w tak szerokim zakresie. Przeprowadzone badania są również pierwszymi, w których analizowano wpływ ekspozycji stoku na proces

rozkładu opadłych na powierzchnię gruntu szczątków organicznych w ekosystemach wydmych.

Na podstawie wyników uzyskanych podczas realizacji niniejszych badań można sformułować następujące wnioski:

- Wielkość masy opadu roślinnego jest zależna od pory roku, jest to związane głównie z fizjologią poszczególnych gatunków roślin. Na stokach wydmy porośniętej sosnowym lasem gospodarczym występują dwa maksima opadu roślinnego: jesienne (za które jest odpowiedzialny wzmożony opad igieł w listopadzie) oraz późnowiosenne (spowodowane przez wzmożony opad szyszek i pozostałości w czerwcu).
- Zawartości azotu, fosforu, magnezu i potasu w poszczególnych kategoriach opadu roślinnego charakteryzują się wyraźną dynamiką roczną, szczególnie widoczne jest to w opadzie igieł. Główną przyczyną tej dynamiki jest wycofywanie tych pierwiastków z igieł przed ich jesiennym zrzućciem.
- Zawartości węgla, manganu, wapnia, żelaza i glinu są względnie stałe w poszczególnych kategoriach opadu roślinnego w lasach sosnowych w ciągu roku.
- Badania opadu roślinnego wykazały, że kategorie opadu o stosunkowo niskim udziale w całkowitej masie tego opadu są ważne dla całkowitego zwrotu pierwiastków do gleby i tym samym dla całego obiegu pierwiastków, tak więc nie należy ich pomijać w badaniach, np. pozostałość (w skład której wchodzi m.in. nasiona) ma bardzo niewielki udział w masie całego opadu, jednakże wraca z nią do gleby porównywalna ilość pierwiastków pokarmowych jak z igłami sosny, czyli z kategorią stanowiącą największy udział masy opadu w drzewostanach sosnowych.
- Wpływ ekspozycji terenu na opad roślinny z warstwy drzew w gospodarczym drzewostanie sosnowym był nieistotny statystycznie. Można to tłumaczyć wpływem zabiegów leśnych prowadzonych przez leśników na badanym obszarze, które w monokulturach sosnowych ukierunkowane są na ujednolicenie drzewostanu w granicach poszczególnych wydzieleń leśnych. Jedynie zawartość manganu w poszczególnych kategoriach opadu na kontrastowych stokach istotnie różni się mimo zabiegów leśnych.
- Ekspozycja stoku wydmy wyraźnie wpływa na dynamikę rozkładu materiału roślinnego opadłego na powierzchnię gruntu. Różnice w tym rozkładzie widoczne są także pomiędzy wydmyami reprezentującymi badane ekosystemy poligonu toruńskiego. W głównej mierze wynika to z odmiennego mikroklimatu na stokach o kontrastowej ekspozycji. Rozkład igieł sosny jest szybszy na stoku o ekspozycji północnej niż południowej, co jest związane

z wyższą wilgotnością gleby oraz wynikającą z tego wyższą liczebnością drobnoustrojów glebowych biorących udział w rozkładzie na stoku o ekspozycji cieniejszej. Jeśli chodzi o wydęgę, która jest porośnięta roślinnością odnawiającą się w drodze naturalnej sukcesji to różnice w rozkładzie są zdeterminowane przede wszystkim przez odmienny charakter fitocenozy, a tym samym dopływ różnego materiału organicznego na powierzchnię gleby na stokach o różnych wystawach.

- Węgiel jest jedynym spośród badanych pierwiastków, który we wszystkich analizowanych materiałach organicznych jest uwalniany podczas ich rozkładu względnie proporcjonalnie z ubytkiem masy. Pozostałe badane pierwiastki charakteryzują się tym, że sporadycznie lub sukcesywnie są akumulowane lub uwalniane podczas rozkładu w zależności od badanego materiału, co wiązać należy głównie z działalnością mikroorganizmów. Szczególnie jaskrawo widać to zjawisko na terenie, w którym roślinność podlega sukcesji naturalnej, gdzie badane materiały (gałązki wrzosu zwyczajnego i żdźbła szczotliczy siwej) wraz z ubytkiem masy podczas procesu rozkładu odznaczały się znacznym względnym wzbogaceniem w magnez, mangan, wapń i potas.

Uzyskane wyniki mogą być przydatne do prowadzenia zrównoważonej gospodarki leśnej. Na przykład uzyskane informacje dotyczące dynamiki masy i składu chemicznego poszczególnych kategorii opadu roślinnego można wykorzystać planując wycinki drzew. W celu ograniczenia eliminacji (wywozu z pobraną biomasą) z ekosystemu pierwiastków pokarmowych należałoby koncentrować przeprowadzane cięcia drzew w miesiącach zimowych lub wczesną wiosną z pozostawieniem igieł na miejscu wycinki. Pozwoliłoby to na ograniczenie strat w pierwiastkach odżywczych w ramach prowadzonej gospodarki leśnej. Uzyskane wyniki świadczą również o tym, że dopuszczany w wielu nadleśnictwach proceder pozyskiwania pozostałości po zrębowych jest bardzo ryzykowny w kontekście zachowania produktywności siedlisk leśnych. Prowadzi on bowiem do wyraźnego zubożenia puli pierwiastków krążących w układzie fitocenoza-gleba, co może prowadzić do zmniejszenia dynamiki wzrostu kolejnego pokolenia lasu.

## **Literatura**

Bednarek R., 2004. Analiza podstawowych właściwości gleb, [w:] Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojska U., Prusinkiewicz Z. (red.), *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, str. 100–107.

- Berg B., Staaf H., 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. [w:] Persson T. (red.), Structure and Function of Northern Coniferous Forests – An Ecosystem. Ecol. Bull. 32: 373–390.
- Berg B., Staaf H., 1987. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. Pedobiologia. 30: 55–63.
- Berg B., Staaf H., Wessén B., 1987. Decomposition and nutrient release in needle litter from nitrogen-fertilized Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Stands. Scand. J. For. Res. 2: 399–415.
- Berg B., Albrektson A., Berg M.P., Cortina J., Johansson M.-B., Gallardo A., Madeira M., Pausas J., Kratz W., Vallejo R., 1999. Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. Ann. For. Sci. 56: 625–639.
- Cantlon J.E., 1953. Vegetation and Microclimates on North and South Slopes of Cushtunk Mountain, New Jersey. Ecol. Monogr. 23(3): 241–270.
- Cobo J.G., Barrios E., Kass D.C.L., Thomas R.J., 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. Plant Soil. 240: 331–342.
- Dziadowiec H., 2005. Materia organiczna, koloidy i roztwór glebowy jako przedmiot badań specjalistycznych, [w:] Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojska U., Prusinkiewicz Z., (red.), Badania ekologiczno- gleboznawcze, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Finér L., 1996. Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L. stand growing on a bog. For. Ecol. Manage. 80: 1–11.
- Gosz J.R., Likens G.E., Bormann F.H., 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. Ecol. Monogr. 43: 173–191.
- Helmisaari H.S., 1990. Temporal variation in nutrient concentrations of *pinus sylvestris* needles. Scand. J. For. Res. 5: 177–193.
- Jasińska J., Sewerniak P., Markiewicz M., 2019. Links between slope aspect and rate of litter decomposition on inland dunes. Catena. 172: 501-508.
- Jasińska J., Sewerniak P., Puchałka R., 2020. Litterfall in a Scots pine forest on inland dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry. Forests. 11, 6: 1-13.
- Joergensen R.G., Scholle G.A., Wolters V., 2009. Dynamics of mineral components in the forest floor of an acidic beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. Eur. J. Soil. Biol. 45: 285–289.
- Jonczak J., 2011. Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. Sylwan. 155 (11): 760–768.
- Krynytska O., Bondarenko T., Capuliak J., Trenciansky M., 2017. Quantitative analysis of litter-fall in hornbeam-oak-pine stands in the Lviv Roztoche region. Cent. Eur. For. J. 63: 35–41.

- Li X., Han S., Zhang Y., 2007. Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of three kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates. *Plant Soil*. 295: 151–167.
- Liu M., Li W., Wang G., 2013. The effects of slope aspect on plant and soil properties in sub-alpine meadow of China. *J. Food. Agr. Environ.* 11(3-4): 2639–2643.
- McTiernan K.B., Ineson P., Coward P.A., 1997. Respiration and nutrient release from tree leaf mixtures. *Oikos*. 78: 527–538.
- Meentemeyer V., 1978. Microclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*. 59: 465–472.
- Palviainen M., Finér L., Kurka A.M., Mannerkoski H., Piirainen S., Starr M., 2004. Release of potassium, calcium, iron and aluminium from Norway spruce, Scots pine and silver birch logging residues. *Plant Soil*. 259: 123–136.
- Prescott C.E., Blevins L.L., Staley C.L., 2004. Litter decomposition in BC forests: Controlling factors and influences of forestry activities. *BC J. Ecosys. Manage.* 5: 30–43.
- Sapek A. 1979. *Metody analizy chemicznej roślinności łąkowej, gleby i wody*. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty.
- Sariyildiz T., Anderson J.M., Kucuk M. 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol. Biochem.* 37: 1695–1706.
- Sewerniak P., Jasińska J., Golińska P., Składanowski M., 2015. Intensywność mineralizacji igieł w borze sosnowym w odniesieniu do warunków siedliskowych i mikrobiologicznych stoków wydm o kontrastowej ekspozycji. *Sylwan*. 159, 10: 839-847.
- Sewerniak P., Bednarek R., Szymańska A., 2011. Preliminary studies on the influence of dune-slope exposure on a pine forest ecosystem in the Toruń Basin. *For. Res. Pap.* 72(1): 37–46.
- Sewerniak P., Jankowski M., 2017. Topographically-controlled site conditions drive vegetation pattern on inland dunes in Poland. *Acta Oecol.* 82: 52–60.
- Sewerniak P., Jankowski M., Dąbrowski M., 2017. Effect of topography and deforestation on regular variation of soils on inland dunes in the Toruń Basin (N Poland). *Catena*. 149: 318–330.
- Shreve F., 1924. Soil Temperature as influenced by altitude and slope exposure. *Ecology*. 5(2): 128–136.

- Staaf H., Berg B., 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Can. J. Bot.* 60: 1561–1568.
- Ukonmaanaho L.; Merilä P.; Nöjd P.; Nieminen T.M., 2008. Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environ. Res.* 13: 67–91.
- Walczak M., Burkowska A., Świątek- Brzezińska M., Kalwasińska A., 2013. Podstawy mikrobiologii w teorii i praktyce, Wydawnictwo naukowe UMK, Toruń.
- Zeeberg J., 1998. The European sand belt in eastern Europe – and comparison of Late Glacial dune orientation with GCM simulation results. *Boreas.* 27: 127–139.
- Zhou G., Guan L., Wei X., Tang X., Liu S., Liu J., Zhang D., Yan J., 2008. Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil.* 311: 61–72.

## **Effect of slope aspect on the biomass and properties of the litterfall as well as the litter decomposition in dune ecosystems of the Toruń military area**

### **Summary**

Litterfall and litter decomposition have been widely described in literature, however, so far there has not been this kind of research with regard to inland dunes, despite the fact that these landforms occur commonly in many regions of the world.

The main aim of this study was to analyze links between the topographically-induced environment variables (air temperature, air humidity, soil temperature, soil moisture, vegetation) and the litterfall and litter decomposition process (mineralization and humification) on inland dunes (the research was conducted as a comparative study between north- and south-facing dune slopes). The secondary aim was to compare these processes in two different ecosystems (1. natural succession area and 2. mature Scots pine production stands) occurring in the Toruń military area in the Toruń Basin.

The litterfall was examined using the litter trap method, while litter decomposition was investigated using the litterbag method. Both of the above studies were conducted for three years. Mass and chemical composition of litterfall in Scots pine stands was analyzed with special attention to the differences of the litterfall categories (needles, bark, twigs, cones, residue) occurring in different season. The chemical composition (C, N, P, K, Mg, Mn, Ca, Fe, Al) of the litterfall categories and of materials representing subsequent stages of decomposition was analyzed. Besides, following investigations were conducted in the middle part of the slopes of dunes representing the studied ecosystems: 1. soil temperature and soil moisture were measured at a depth of 3 cm using digital thermometers and the TDR method 2. air temperature and relative air humidity were automatically recorded with HOBO U23-001 loggers 3. Populations of bacteria and fungi were determined for all subhorizons of organic soil horizon (Oi, Oe, Oa) as well as for the shallowest soil mineral horizon.

The annual mass of the litterfall during the study period ranged from  $322,0 \pm 2,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  (north-facing dune slope) to  $361,9 \pm 34,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$  (south-facing dune slope) in a dune overgrown with Scots pine stand. The highest mass of the litterfall was observed in autumn and summer. Needles were the major component of the litterfall. However, particular fractions of the litterfall differed in the chemical composition. The concentrations of C, Mn, Ca, Fe and Al were relatively constant in different fractions of litterfall during a year, while N, P, Mg and K were characterized by clear variability of the concentrations in particular seasons.

The litter mineralization was different between the opposite dune slopes. In a Scots pine stands the rate of litterfall decomposition was slower on a south- than north-facing slope, while for the succession area the relationship was opposite. The main agent of the revealed differences for the Scots pine stands was soil moisture and subsequent higher density of microbial decomposers, while for the succession area it was the difference in the initial chemical properties of the litterfall. The obtained results indicate that slope aspect significantly affects the litter decomposition process on inland dunes.





**Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu**  
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

**PUBLIKACJE STANOWIĄCE ROZPRAWĘ DOKTORSKĄ**

mgr Justyna Jasińska

**Wpływ ekspozycji stoku na biomasę i właściwości opadu  
roślinnego oraz dynamikę jego rozkładu w ekosystemach  
wydmowych poligonu toruńskiego**

Rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania  
Krajobrazu pod kierunkiem dr hab. inż. Piotra Sewerniaka  
oraz promotora pomocniczego dr Macieja Markiewicza

Toruń, 2020

Article

# Litterfall in a Scots Pine Forest on Inland Dunes in Central Europe: Mass, Seasonal Dynamics and Chemistry

Justyna Jasińska <sup>1,\*</sup>, Piotr Sewerniak <sup>1,\*</sup>  and Radosław Puchalka <sup>2,3</sup> 

<sup>1</sup> Department of Soil Science and Landscape Management, Faculty of Earth Sciences and Spatial Management, Nicolaus Copernicus University, 87-100 Toruń, Poland

<sup>2</sup> Department of Ecology and Biogeography, Faculty of Biological and Veterinary Sciences, Nicolaus Copernicus University, 87-100 Toruń, Poland; puchalka@umk.pl

<sup>3</sup> Centre for Climate Change Research, Nicolaus Copernicus University, 87-100 Toruń, Poland

\* Correspondence: justynaj@doktorant.umk.pl (J.J.); sewern@umk.pl (P.S.); Tel.: +48-56-611-2652 (J.J.); +48-56-611-2551 (P.S.); Fax: +48-56-611-2586 (J.J. & P.S.)

Received: 19 May 2020; Accepted: 9 June 2020; Published: 12 June 2020



**Abstract:** Extensive areas of inland dunes are commonly overplanted with Scots pine (*Pinus sylvestris*). However, thus far the pine litterfall has not been investigated in detail in Scots pine stands overgrowing the landforms. Therefore, the aim of this study was to analyse the mass and chemical composition of litterfall in a dune Scots pine forest, paying special attention to the differences in the properties of the particular categories of litterfall (needles, twigs, bark, cones, residue) occurring in different seasons. The secondary goal of the research was to investigate the possible effect of contrasting slope aspect on litterfall properties. Litterfall was examined for three years on a north- and south-facing dune slope using the litter trap method. The mass and chemical composition (C, N, P, K, Mg, Mn, Ca, Fe, Al) of each litterfall category was analysed. Average annual mass of litterfall ranged from  $322.0 \pm 2.6$  (slope N) to  $361.9 \pm 34.2$  (slope S)  $\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ . Fluctuations in the annual concentrations of N, P, K and Mg were determined, which was the result of their gradual withdrawal from needles before they were dropped in autumn. Immobile or poorly mobile elements (i.e., Mn, Ca, Fe and Al) were found to be steadily accumulated during the year in fallen tissues. The studied elements can be set in the following order as regards the annual pools which return to a topsoil with litterfall:  $C > N > Ca > K > Mg > Mn > Al > P > Fe$  on slope N and  $C > Ca > N > K > Mg > Al > P > Mn > Fe$  on slope S. Despite the fact that the residue (seeds etc.) constitutes a much smaller part of the total litterfall mass than the needles, comparable amounts of N, P, K, Al and Fe return to a topsoil with both these categories. The only element for which we determined differences in concentrations regarding slope aspect was Mn: the concentrations were significantly higher for needles, twigs, bark and cones on the N than the S slope.

**Keywords:** plant litter; nutrient turnover; pine stands; *Pinus sylvestris*; dune areas; slope aspect

## 1. Introduction

Litterfall is a significant pathway for the return of nutrients from plants to the forest floor and, subsequently, to the mineral soil [1]. It provides the soil surface with plant debris (e.g., needles, broadleaves, twigs, branches, cones, bark, seeds, flowers, fruits) that gradually decays with the participation of decomposer communities (bacteria, actinomycetes, fungi and invertebrates) during the decomposition process [2,3]. During that process, nutrients gradually become available for plant uptake, and consequently nutrient turnover in the vegetation–soil system is crucial for the productivity of forest ecosystems [4]. The chemical composition of litterfall is one of the main factors determining the course of nutrient release [5]. Thus, quantitative and qualitative analyses of litterfall contributes

to a better understanding of nutrient cycling dynamics. Moreover, particular plant communities are characterised by different chemical composition of litterfall, and thus, in the long term, litterfall with specific chemical properties has an appreciable influence on the chemical and physicochemical properties of soil organic matter and, subsequently, on soil type [6,7]. Some authors [8] even suggest that litterfall can be used as an indicator of forest stand condition, especially in a coniferous ecosystem. Therefore, any information supplementing the knowledge on the above issues may be useful in sustainable forest management [9] or in the re-establishment of damaged environments [10].

The mass, structure and chemical composition of litterfall depend on many factors, the most important of which include forest stand's: species composition [9,11,12], stage of succession development [13], age [14], tree density [15], tree vigour (health condition [8]), and form of regeneration (naturally vs. artificially regenerated [16]). Additionally, the properties of litterfall are affected by habitat conditions, such as climate [5], air temperature [12,13,17] and soil properties [7]. The mass, structure and chemical composition of litterfall show annual dynamics associated with the cyclical nature of physiological processes, usually resulting from the seasons [18,19]; however, the observed regularities can be affected by incidental events, such as extreme weather conditions (strong winds or heavy rainfall, [9]), fire [20] and tree pest gradation [21].

In most European forest ecosystems, the main source of litterfall is trees [5,22], and it is the foliar fall which is the major constituent of the debris that falls to the ground surface [23]. However, other categories of litterfall from various parts of trees, such as branches, cones, seeds, fruits, bark, etc. are also important in the nutrient cycling dynamics, because they change the quality of annual litterfall [9]. Most often, the research concerns the chemical composition in annual litterfall of particular categories [9,12,23].

In general, the litterfall in a Scots pine forest has been studied extensively in different ecosystems e.g., [11,17,22,23]; however, so far litterfall has not been investigated and described in detail with reference to inland dunes, despite the fact that these landforms are common and usually overgrown with forest stands (pine dominated, mainly) in many regions of the world, especially in Central and Eastern Europe [24], northern Asia [25] and North America [26]. Thus, the aim of this research was to analyse the mass and chemical composition of litterfall from trees in a dune Scots pine forest, paying special attention to the differences in properties of the particular categories of litterfall (needles, twigs, cones, bark, residue) in seasons. Furthermore, despite inland dunes not being huge landforms, topographically induced differentiation in some environmental characteristics and processes have lately been described with regard to those landforms [27–29]. These findings encouraged us to establish the secondary goal of our study, namely, to investigate the possible effect that contrasting slope aspect (north vs. south facing) can have on the properties of litterfall. Designing our research, we hypothesised that in a dune Scots pine forest (i) mass and chemical composition of litterfall from trees is significantly different in particular seasons, (ii) mass and chemical composition of litterfall significantly varies in particular categories of litterfall (needles, twigs, cones, bark, residue), (iii) litterfall categories of relatively low mass can have a more crucial importance for nutrient turnover than would result from their mass, and that (iv) slope aspect could potentially affect characteristics of litterfall.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Study Site

The study was conducted on an inland dune area of the Toruń Basin (N Poland). The basin is one of the largest inland dune fields in Central Europe [24]. The area has an average annual temperature of 7.9 °C and an average annual precipitation of 522.5 mm [30]. Following the fact that inland dunes constitute poor habitats, the potential vegetation for dune fields of the basin is subcontinental, poor in species richness pine forest *Peucedano-Pinetum* [31].

The research sites were situated on contrasting slope aspects (north and south facing, hereafter referred to as "slope N" and "slope S") of a latitudinally situated dune (52°55'13.08" N, 18°42'05.42" E)

with a relative height of ca. 15 m. On both investigated slopes (north and south facing) acidic Podzols occur, but the soil of the north facing slope is more podzolized [27,32]. Both slopes were located within the same 145-year-old planted Scots pine stand, which has been subjected to the same forest management treatments (thinning, etc.) on both studied slopes since planting. The average diameter at breast height of pines growing on the studied slopes was  $33.2 \pm 5.7$  cm ( $32.4 \pm 5.5$  cm on the north- and  $34.0 \pm 6.0$  cm on the south-facing slope), whereas the average height was  $20.1 \pm 1.8$  m ( $19.7 \pm 1.7$  m on the north- and  $20.5 \pm 1.8$  m on the south-facing slope) [32].

## 2.2. Sampling

Litterfall was examined for three years (2013, 2016, 2017) on the north- and south-facing slopes on the investigated dune using the litter trap method [33]. On both studied slopes, 10 litter traps were placed (20 in total) and arranged on every slope in two rows of 5 traps each, spaced 5 m apart. The litter traps had a circular shape with a nominal single sampling area of  $0.25 \text{ m}^2$  and were installed at 1 m above ground level. Subsequently, litterfall material was collected monthly (in the middle of a month) from each trap to linen bags for laboratory analyses.

## 2.3. Laboratory Methods

The collected samples were dried at  $65 \text{ }^\circ\text{C}$  to constant weight. Then, the samples were manually sorted into five categories: needles, twigs, bark, cones and residue (which included other organic debris like seeds and unidentified materials). Subsequently, the material of each category was weighed and homogenised with a grinder. Next, for each category and each year separately, samples were combined into compound samples representing seasons: winter (samples collected in December–February), spring (March–May), summer (June–August) and autumn (September–November). The three years of the study were replicates in the analysis of the contents of elements in particular litterfall categories in each season. Altogether, 60 samples were obtained for each slope (5 categories  $\times$  4 seasons  $\times$  3 years), thus a total of 120 samples being collected on two dune slopes were investigated in the study.

All the samples were tested for the contents of nine elements (C, N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al), which were determined according to the following methods: total nitrogen by the Kjeldahl method; organic carbon by sample oxidation in a mixture of  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  and  $\text{H}_2\text{SO}_4$  [34]; phosphorus by the colorimetric method with the use of Molybdenum Blue; iron by the colorimetric method using 1,10-phenanthroline and aluminium by the colorimetric method with the use of Aluminon. The contents of phosphorus, iron and aluminium were measured with a UV-1601 Spectrophotometer (Beijing Rayleigh Analytical Instrument Corp., Chaoyang District, Beijing, China) at wavelengths of 700, 518 and 525 nm, respectively. The contents of K, Mg, Ca and Mn were determined with a SOLAR 969 Atomic Absorption Spectrophotometer (UNICAM, Cambridge, United Kingdom). The contents of P, K, Mg, Ca, Mn, Fe and Al were determined after an acidic digestion of the samples (acid mixture: nitric, perchloric and sulphuric acid in a volume ratio of 20:5:1 [35]).

## 2.4. Data Analysis

The Kruskal–Wallis test and post hoc Dunn's test were used to compare the mean contents of particular elements between studied categories of litterfall and the mean contents of the elements in the same category of litterfall between seasons. While the Mann–Whitney U-Test was used to compare the mean contents of elements in the same category of litterfall between investigated slopes. In these calculations, detected differences were deemed significant if  $p < 0.05$ . The statistical analyses were performed in Statistica 7.1 (StatSoft, Tulsa, OK, USA). In the Results section, mean values are given together with values ( $\pm$ ) of standard error.

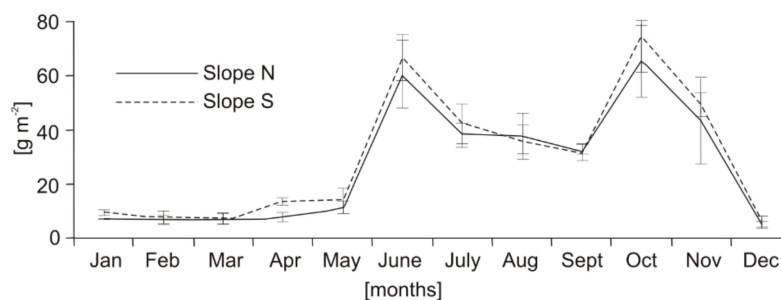
### 3. Results

#### 3.1. Litterfall Mass Dynamics

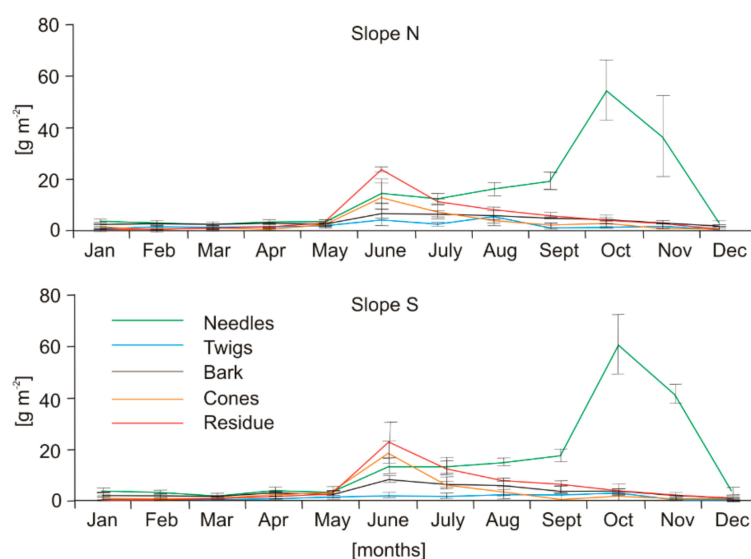
Average annual mass of tree litterfall ranged from  $322.0 \pm 2.6$  (slope N) to  $361.9 \pm 34.2$  (slope S)  $\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$  (Table 1). During the research, two peaks in the annual dynamics of total litterfall were recorded: the primary in autumn and the secondary in summer (Figure 1). The autumn peak was recorded in October, while the summer peak was in June (Figure 1). As can be seen from Figure 2, the autumn peak was caused on both studied slopes by the pine needle fall, whereas the summer peak was mostly caused by residue fall, and to a lesser extent by cone and pine needle fall.

**Table 1.** Mean mass ( $\pm$ SE) of the total annual litterfall and mass of the studied categories of litterfall ( $\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ) on slopes N and S (averaged for the three study years).

Category	N	S
Needles	$169.7 \pm 7.2$	$183.3 \pm 17.7$
Twigs	$19.0 \pm 3.6$	$20.7 \pm 4.7$
Bark	$42.0 \pm 4.2$	$48.4 \pm 7.3$
Cones	$31.8 \pm 10.5$	$43.7 \pm 7.2$
Residue	$59.5 \pm 8.3$	$65.8 \pm 12.4$
Total	$322.0 \pm 2.6$	$361.9 \pm 34.2$



**Figure 1.** Averaged annual dynamics of total litterfall mass on slopes N and S (averaged for the three study years).



**Figure 2.** Averaged annual dynamics of mass of the investigated litterfall categories on slopes N and S (averaged for the three study years).

### 3.2. Litterfall Chemistry

#### 3.2.1. Differences Between Categories

The chemical composition of each category of litterfall significantly varied. On both studied slopes, the lowest contents of N, P, K, Mg and C was found in the bark, the lowest contents of Ca and Mn was found in the cones, and the smallest content of Fe and Al was identified in the needles and cones. The bark possessed the highest content of Ca, and the needles had the highest content of Mn and C, whereas the residue was characterised by the highest content of N, P, K, Mg, Fe and Al (Tables 2 and 3).

**Table 2.** Mean contents ( $\pm$ SE) of elements in the litterfall categories by season ( $\text{g kg}^{-1}$ ) on slope N. *p*-values were obtained after the Kruskal–Wallis test: values in rows refer to differences in content of an element between litterfall categories in a season; values in the last column refer to differences in content of an element between seasons in a litterfall category (only values of  $p < 0.05$  were shown); lower cases at the SE values refer to rows (different letters indicate the difference in the element content between seasons), while capital letters at the SE values refer to columns (different letters indicate the difference in the element content between litterfall categories).

Category	Season				<i>p</i> -Value
	Winter	Spring	Summer	Autumn	
Carbon					
Needles	550 $\pm$ 3 <sup>aA</sup>	548 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	544 $\pm$ 6 <sup>aA</sup>	553 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	
Twigs	540 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	533 $\pm$ 9 <sup>aA</sup>	512 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	519 $\pm$ 8 <sup>aAB</sup>	
Bark	512 $\pm$ 2 <sup>aA</sup>	509 $\pm$ 2 <sup>aA</sup>	503 $\pm$ 6 <sup>aA</sup>	508 $\pm$ 3 <sup>aB</sup>	
Cones	562 $\pm$ 33 <sup>aA</sup>	510 $\pm$ 12 <sup>aA</sup>	527 $\pm$ 7 <sup>aA</sup>	528 $\pm$ 5 <sup>aAB</sup>	
Residue	537 $\pm$ 12 <sup>aA</sup>	526 $\pm$ 16 <sup>aA</sup>	531 $\pm$ 9 <sup>aA</sup>	534 $\pm$ 7 <sup>aAB</sup>	
<i>p</i> -value				0.05	
Nitrogen					
Needles	7.67 $\pm$ 0.32 <sup>abAB</sup>	9.65 $\pm$ 0.41 <sup>aAB</sup>	7.82 $\pm$ 0.34 <sup>abAB</sup>	5.01 $\pm$ 0.28 <sup>bAB</sup>	0.04
Twigs	8.78 $\pm$ 0.49 <sup>aAB</sup>	8.33 $\pm$ 0.35 <sup>aAB</sup>	6.65 $\pm$ 0.67 <sup>aAB</sup>	9.18 $\pm$ 0.69 <sup>aAB</sup>	
Bark	3.98 $\pm$ 0.62 <sup>aA</sup>	4.21 $\pm$ 0.20 <sup>aA</sup>	3.91 $\pm$ 0.35 <sup>aA</sup>	3.66 $\pm$ 0.09 <sup>aA</sup>	
Cones	10.6 $\pm$ 1.1 <sup>aAB</sup>	6.79 $\pm$ 1.00 <sup>aAB</sup>	6.41 $\pm$ 1.20 <sup>aAB</sup>	7.67 $\pm$ 1.03 <sup>aAB</sup>	
Residue	16.9 $\pm$ 0.7 <sup>aB</sup>	18.2 $\pm$ 1.2 <sup>aB</sup>	12.5 $\pm$ 0.5 <sup>aB</sup>	15.6 $\pm$ 1.0 <sup>aB</sup>	
<i>p</i> -value	0.01	<0.01	<0.01	0.02	
Phosphorus					
Needles	0.45 $\pm$ 0.05 <sup>aA</sup>	0.47 $\pm$ 0.08 <sup>aAB</sup>	0.51 $\pm$ 0.05 <sup>aA</sup>	0.29 $\pm$ 0.04 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.46 $\pm$ 0.09 <sup>aA</sup>	0.40 $\pm$ 0.02 <sup>aAB</sup>	0.27 $\pm$ 0.08 <sup>aA</sup>	0.33 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.26 $\pm$ 0.05 <sup>aA</sup>	0.12 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	0.19 $\pm$ 0.05 <sup>aA</sup>	0.16 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	
Cones	0.56 $\pm$ 0.10 <sup>aA</sup>	0.44 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	0.30 $\pm$ 0.07 <sup>aA</sup>	0.37 $\pm$ 0.09 <sup>aAB</sup>	
Residue	1.33 $\pm$ 0.18 <sup>aA</sup>	1.59 $\pm$ 0.08 <sup>aB</sup>	0.94 $\pm$ 0.08 <sup>aA</sup>	1.26 $\pm$ 0.20 <sup>aB</sup>	
<i>p</i> -value		<0.01		<0.01	
Potassium					
Needles	1.24 $\pm$ 0.02 <sup>aAB</sup>	1.83 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	2.50 $\pm$ 0.37 <sup>aA</sup>	1.29 $\pm$ 0.12 <sup>aAB</sup>	0.04
Twigs	1.06 $\pm$ 0.17 <sup>aAB</sup>	0.77 $\pm$ 0.09 <sup>aAB</sup>	1.01 $\pm$ 0.09 <sup>aA</sup>	1.09 $\pm$ 0.11 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.52 $\pm$ 0.07 <sup>aA</sup>	0.40 $\pm$ 0.02 <sup>aA</sup>	0.50 $\pm$ 0.07 <sup>aA</sup>	0.54 $\pm$ 0.05 <sup>aA</sup>	
Cones	1.51 $\pm$ 0.59 <sup>aAB</sup>	3.15 $\pm$ 1.00 <sup>aAB</sup>	2.22 $\pm$ 0.23 <sup>aA</sup>	1.72 $\pm$ 0.35 <sup>aAB</sup>	
Residue	3.85 $\pm$ 1.30 <sup>aB</sup>	2.79 $\pm$ 0.30 <sup>aB</sup>	1.96 $\pm$ 0.13 <sup>aA</sup>	3.50 $\pm$ 0.91 <sup>aB</sup>	
<i>p</i> -value	<0.01	<0.01	-	<0.01	

Table 2. Cont.

Category	Season				<i>p</i> -Value
	Winter	Spring	Summer	Autumn	
Calcium					
Needles	6.13 ± 0.56 <sup>aAB</sup>	5.24 ± 0.28 <sup>aAB</sup>	5.09 ± 0.41 <sup>aAB</sup>	6.15 ± 0.49 <sup>aAB</sup>	
Twigs	5.95 ± 0.09 <sup>aAB</sup>	5.40 ± 0.38 <sup>aAB</sup>	5.70 ± 0.54 <sup>aAB</sup>	6.31 ± 0.44 <sup>aAB</sup>	
Bark	7.73 ± 0.60 <sup>aA</sup>	8.31 ± 0.57 <sup>aA</sup>	8.54 ± 0.53 <sup>aA</sup>	8.38 ± 0.30 <sup>aA</sup>	
Cones	1.42 ± 0.62 <sup>aB</sup>	0.75 ± 0.14 <sup>aB</sup>	0.59 ± 0.05 <sup>aB</sup>	0.77 ± 0.11 <sup>aB</sup>	
Residue	5.23 ± 1.00 <sup>aAB</sup>	5.95 ± 1.32 <sup>aAB</sup>	5.40 ± 0.84 <sup>aAB</sup>	4.68 ± 0.81 <sup>aAB</sup>	
<i>p</i> -value	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	
Magnesium					
Needles	0.65 ± 0.07 <sup>aA</sup>	1.02 ± 0.18 <sup>aA</sup>	1.34 ± 0.09 <sup>aAB</sup>	1.05 ± 0.10 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.70 ± 0.11 <sup>aA</sup>	0.64 ± 0.06 <sup>aA</sup>	1.02 ± 0.12 <sup>aAB</sup>	1.26 ± 0.08 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.35 ± 0.15 <sup>aA</sup>	0.24 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.27 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.34 ± 0.03 <sup>aA</sup>	
Cones	0.52 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.78 ± 0.22 <sup>aA</sup>	0.94 ± 0.12 <sup>aAB</sup>	1.12 ± 0.12 <sup>aAB</sup>	
Residue	1.34 ± 0.47 <sup>aA</sup>	1.54 ± 0.30 <sup>aA</sup>	1.37 ± 0.18 <sup>aB</sup>	1.14 ± 0.08 <sup>aB</sup>	
<i>p</i> -value			<0.01	0.01	
Manganese					
Needles	0.74 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.68 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.79 ± 0.07 <sup>aA</sup>	0.70 ± 0.05 <sup>aA</sup>	
Twigs	0.22 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.19 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.23 ± 0.03 <sup>aAB</sup>	0.25 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.17 ± 0.03 <sup>aAB</sup>	0.15 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.15 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.19 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	
Cones	0.08 ± 0.01 <sup>aB</sup>	0.08 ± 0.02 <sup>aB</sup>	0.07 ± 0.01 <sup>aB</sup>	0.09 ± 0.01 <sup>aB</sup>	
Residue	0.48 ± 0.17 <sup>aAB</sup>	0.27 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.32 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.43 ± 0.14 <sup>aAB</sup>	
<i>p</i> -value	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	
Iron					
Needles	0.17 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.17 ± 0.04 <sup>aAB</sup>	0.18 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.12 ± 0.00 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.47 ± 0.07 <sup>aAB</sup>	0.54 ± 0.08 <sup>aAB</sup>	0.35 ± 0.04 <sup>aAB</sup>	0.54 ± 0.04 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.47 ± 0.09 <sup>aAB</sup>	0.34 ± 0.03 <sup>aAB</sup>	0.20 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.21 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.04
Cones	0.15 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.36 ± 0.27 <sup>aA</sup>	0.11 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.10 ± 0.02 <sup>aA</sup>	
Residue	1.06 ± 0.22 <sup>aB</sup>	1.74 ± 0.31 <sup>aB</sup>	0.60 ± 0.05 <sup>aB</sup>	0.73 ± 0.04 <sup>aB</sup>	
<i>p</i> -value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	
Aluminum					
Needles	0.35 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.36 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.36 ± 0.04 <sup>aAB</sup>	0.32 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.77 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.84 ± 0.07 <sup>aAB</sup>	0.59 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.82 ± 0.06 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.77 ± 0.13 <sup>aAB</sup>	0.61 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.46 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.48 ± 0.06 <sup>aAB</sup>	
Cones	0.40 ± 0.08 <sup>aA</sup>	0.36 ± 0.07 <sup>aA</sup>	0.27 ± 0.04 <sup>aA</sup>	0.22 ± 0.04 <sup>aA</sup>	
Residue	1.66 ± 0.16 <sup>aB</sup>	1.77 ± 0.16 <sup>aB</sup>	0.76 ± 0.08 <sup>aB</sup>	1.05 ± 0.07 <sup>aB</sup>	0.03
<i>p</i> -value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	

**Table 3.** Mean contents ( $\pm$ SE) of elements in the litterfall categories by seasons ( $\text{g kg}^{-1}$ ) on slope S. p-values were obtained after the Kruskal–Wallis test: values in rows refer to differences in content of an element between litterfall categories in a season; values in the last column refer to differences in content of an element between seasons in a litterfall category (only values of  $p < 0.05$  were shown); lower cases at the SE values refer to rows (different letters indicate the difference in the element content between seasons), while capital letters at the SE values refer to columns (different letters indicate the difference in the element content between litterfall categories).

Category	Season				p-Value
	Winter	Spring	Summer	Autumn	
Carbon					
Needles	547 $\pm$ 3 <sup>aA</sup>	547 $\pm$ 3 <sup>aA</sup>	546 $\pm$ 7 <sup>aA</sup>	561 $\pm$ 4 <sup>aA</sup>	
Twigs	547 $\pm$ 2 <sup>aA</sup>	545 $\pm$ 10 <sup>aA</sup>	524 $\pm$ 10 <sup>aA</sup>	517 $\pm$ 9 <sup>aA</sup>	
Bark	508 $\pm$ 6 <sup>aA</sup>	510 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	510 $\pm$ 3 <sup>aA</sup>	507 $\pm$ 6 <sup>aA</sup>	
Cones	552 $\pm$ 29 <sup>aA</sup>	526 $\pm$ 4 <sup>aA</sup>	506 $\pm$ 8 <sup>aA</sup>	538 $\pm$ 7 <sup>aA</sup>	
Residue	555 $\pm$ 1 <sup>aA</sup>	527 $\pm$ 14 <sup>aA</sup>	519 $\pm$ 5 <sup>aA</sup>	527 $\pm$ 8 <sup>aA</sup>	
p-value					
Nitrogen					
Needles	6.79 $\pm$ 0.35 <sup>a</sup> <sup>bAB</sup>	8.86 $\pm$ 0.31 <sup>aAB</sup>	7.82 $\pm$ 0.54 <sup>a</sup> <sup>bAB</sup>	4.60 $\pm$ 0.20 <sup>bAB</sup>	0.03
Twigs	7.62 $\pm$ 0.16 <sup>aAB</sup>	8.20 $\pm$ 0.45 <sup>aAB</sup>	7.00 $\pm$ 0.14 <sup>aAB</sup>	7.84 $\pm$ 0.76 <sup>aAB</sup>	
Bark	4.51 $\pm$ 0.34 <sup>aA</sup>	4.00 $\pm$ 0.42 <sup>aA</sup>	3.25 $\pm$ 0.34 <sup>aA</sup>	3.59 $\pm$ 0.33 <sup>aA</sup>	
Cones	8.69 $\pm$ 2.57 <sup>aAB</sup>	4.73 $\pm$ 0.63 <sup>aA</sup>	4.46 $\pm$ 0.85 <sup>aAB</sup>	7.50 $\pm$ 0.62 <sup>aAB</sup>	
Residue	14.9 $\pm$ 1.0 <sup>aB</sup>	16.7 $\pm$ 0.6 <sup>aB</sup>	12.2 $\pm$ 0.9 <sup>aB</sup>	15.5 $\pm$ 0.9 <sup>aB</sup>	
p-value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	
Phosphorus					
Needles	0.30 $\pm$ 0.04 <sup>aA</sup>	0.55 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	0.47 $\pm$ 0.06 <sup>aAB</sup>	0.25 $\pm$ 0.03 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.38 $\pm$ 0.07 <sup>aA</sup>	0.39 $\pm$ 0.06 <sup>aAB</sup>	0.32 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	0.34 $\pm$ 0.04 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.19 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	0.16 $\pm$ 0.02 <sup>aA</sup>	0.13 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	0.17 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	
Cones	0.57 $\pm$ 0.13 <sup>aA</sup>	0.30 $\pm$ 0.05 <sup>aAB</sup>	0.24 $\pm$ 0.06 <sup>aAB</sup>	0.28 $\pm$ 0.08 <sup>aAB</sup>	
Residue	0.99 $\pm$ 0.23 <sup>aA</sup>	1.57 $\pm$ 0.05 <sup>aB</sup>	0.86 $\pm$ 0.12 <sup>aB</sup>	1.22 $\pm$ 0.20 <sup>aB</sup>	
p-value		<0.01	0.02	<0.01	
Potassium					
Needles	1.11 $\pm$ 0.10 <sup>aA</sup>	1.95 $\pm$ 0.08 <sup>aAB</sup>	2.39 $\pm$ 0.33 <sup>aAB</sup>	1.42 $\pm$ 0.16 <sup>aAB</sup>	0.05
Twigs	0.87 $\pm$ 0.04 <sup>aA</sup>	0.88 $\pm$ 0.02 <sup>aAB</sup>	1.05 $\pm$ 0.06 <sup>aAB</sup>	1.53 $\pm$ 0.37 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.46 $\pm$ 0.02 <sup>aA</sup>	0.42 $\pm$ 0.04 <sup>aA</sup>	0.48 $\pm$ 0.03 <sup>aA</sup>	0.53 $\pm$ 0.01 <sup>aA</sup>	
Cones	1.21 $\pm$ 0.04 <sup>aA</sup>	1.30 $\pm$ 0.10 <sup>aAB</sup>	1.65 $\pm$ 0.19 <sup>aAB</sup>	1.71 $\pm$ 0.16 <sup>aAB</sup>	
Residue	3.37 $\pm$ 0.96 <sup>aA</sup>	2.99 $\pm$ 0.49 <sup>aB</sup>	3.03 $\pm$ 0.83 <sup>aB</sup>	4.38 $\pm$ 1.59 <sup>aB</sup>	
p-value	-	<0.01	<0.01	<0.01	
Calcium					
Needles	5.90 $\pm$ 0.23 <sup>aAB</sup>	5.47 $\pm$ 0.11 <sup>aAB</sup>	5.54 $\pm$ 0.17 <sup>aAB</sup>	6.20 $\pm$ 0.08 <sup>aAB</sup>	
Twigs	6.30 $\pm$ 0.49 <sup>aAB</sup>	6.49 $\pm$ 0.55 <sup>aAB</sup>	6.22 $\pm$ 0.26 <sup>aAB</sup>	6.75 $\pm$ 0.57 <sup>aAB</sup>	
Bark	9.76 $\pm$ 0.32 <sup>aA</sup>	8.14 $\pm$ 0.51 <sup>aA</sup>	9.22 $\pm$ 0.28 <sup>aA</sup>	8.37 $\pm$ 0.51 <sup>aA</sup>	
Cones	1.17 $\pm$ 0.35 <sup>aB</sup>	1.13 $\pm$ 0.22 <sup>aB</sup>	0.42 $\pm$ 0.04 <sup>aB</sup>	0.56 $\pm$ 0.05 <sup>aB</sup>	
Residue	5.74 $\pm$ 1.03 <sup>aAB</sup>	5.51 $\pm$ 1.18 <sup>aAB</sup>	4.62 $\pm$ 0.23 <sup>aAB</sup>	5.00 $\pm$ 0.71 <sup>aAB</sup>	
p-value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	



Table 3. Cont.

Category	Season				p-Value
	Winter	Spring	Summer	Autumn	
Magnesium					
Needles	0.68 ± 0.09 <sup>aA</sup>	1.38 ± 0.31 <sup>aA</sup>	1.46 ± 0.10 <sup>aA</sup>	1.06 ± 0.09 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.85 ± 0.15 <sup>aA</sup>	0.87 ± 0.22 <sup>aA</sup>	1.24 ± 0.15 <sup>aA</sup>	1.20 ± 0.17 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.32 ± 0.07 <sup>aA</sup>	0.23 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.28 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.36 ± 0.00 <sup>aA</sup>	
Cones	0.50 ± 0.08 <sup>aA</sup>	0.75 ± 0.24 <sup>aA</sup>	0.69 ± 0.05 <sup>aA</sup>	0.96 ± 0.11 <sup>aAB</sup>	
Residue	1.10 ± 0.36 <sup>aA</sup>	1.57 ± 0.40 <sup>aA</sup>	1.28 ± 0.17 <sup>aA</sup>	1.45 ± 0.02 <sup>aB</sup>	
p-value					<0.01
Manganese					
Needles	0.52 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.50 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.57 ± 0.04 <sup>aA</sup>	0.62 ± 0.00 <sup>aA</sup>	
Twigs	0.16 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.17 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.18 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.19 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.13 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.11 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.13 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.15 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	
Cones	0.05 ± 0.00 <sup>aB</sup>	0.11 ± 0.06 <sup>aA</sup>	0.04 ± 0.00 <sup>aB</sup>	0.06 ± 0.00 <sup>aB</sup>	
Residue	0.40 ± 0.15 <sup>aAB</sup>	0.21 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.25 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.34 ± 0.10 <sup>aAB</sup>	
p-value	0.02		<0.01	<0.01	
Iron					
Needles	0.17 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.19 ± 0.04 <sup>aA</sup>	0.14 ± 0.01 <sup>aA</sup>	0.13 ± 0.00 <sup>aA</sup>	
Twigs	0.51 ± 0.07 <sup>aAB</sup>	0.48 ± 0.02 <sup>aA</sup>	0.41 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.48 ± 0.08 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.40 ± 0.04 <sup>aAB</sup>	0.37 ± 0.05 <sup>aA</sup>	0.21 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.21 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.04
Cones	0.12 ± 0.01 <sup>aB</sup>	0.27 ± 0.13 <sup>aA</sup>	0.10 ± 0.01 <sup>aB</sup>	0.11 ± 0.02 <sup>aB</sup>	
Residue	1.12 ± 0.31 <sup>aAB</sup>	1.68 ± 0.23 <sup>aA</sup>	0.62 ± 0.07 <sup>aAB</sup>	0.84 ± 0.08 <sup>aAB</sup>	0.01
p-value	<0.01		<0.01	<0.01	
Aluminum					
Needles	0.40 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.34 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.32 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.35 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	
Twigs	0.82 ± 0.07 <sup>aAB</sup>	0.78 ± 0.02 <sup>aAB</sup>	0.62 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.73 ± 0.06 <sup>aAB</sup>	
Bark	0.71 ± 0.05 <sup>aAB</sup>	0.63 ± 0.01 <sup>aAB</sup>	0.47 ± 0.03 <sup>aAB</sup>	0.53 ± 0.06 <sup>aAB</sup>	<0.01
Cones	0.38 ± 0.05 <sup>aA</sup>	0.62 ± 0.22 <sup>aAB</sup>	0.22 ± 0.03 <sup>aA</sup>	0.17 ± 0.04 <sup>aA</sup>	0.05
Residue	1.56 ± 0.06 <sup>abB</sup>	1.81 ± 0.08 <sup>aB</sup>	0.79 ± 0.11 <sup>bB</sup>	1.21 ± 0.10 <sup>abB</sup>	0.03
p-value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	

### 3.2.2. Differences Between Seasons

The dynamics of C, Mn and Ca content in particular litterfall categories did not show significant seasonal variation, whereas there was clear inter-seasonal variation in N, P, K and Mg content in needles, and in N and P content in residue. In the case of pine needles, the content of N and P was the lowest in autumn. By contrast, in the case of residue, a reduced content of N and P was observed in summer (Tables 2 and 3). Thus, in both cases the lowest content of N and P was observed during the highest fall of the category (autumn for needles, summer for residue, Figure 2). Furthermore, it was also found that the content of K in needles significantly decreased in winter compared to other seasons (Tables 2 and 3). With regard to the dynamics of N, P, K and Mg contents in the fall of the bark, cones and branches, no regularities were noted (Tables 2 and 3).

Statistically significant differences between seasons were found in the Fe content in fall of bark, and the Al content in the fall of residues on both studied slopes (Tables 2 and 3). Additionally, the Kruskal–Wallis test detected statistically significant differences between seasons in the Fe content in the fall of residues as well as the Al content in the fall of bark and cones on slope S (Table 3).

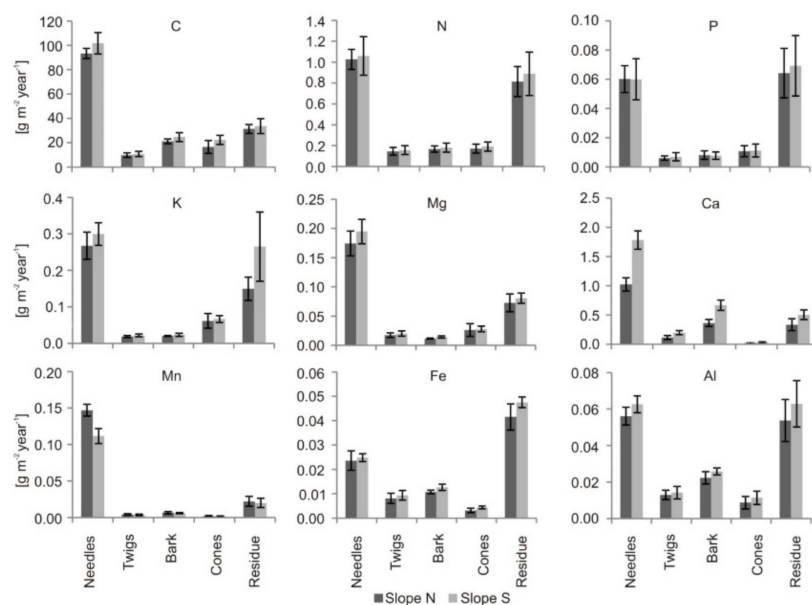
### 3.2.3. Pools of Elements Returning to the Topsoil

The studied elements can be set in the following order as regards the increasing annual pools which return to the organic soil horizon with litterfall: C > N > Ca > K > Mg > Mn > Al > P > Fe on

slope N and  $C > Ca > N > K > Mg > Al > P > Mn > Fe$  on slope S (Table 4). The largest proportions of pools of C, Mg, Ca and Mn return to the topsoil with needles (Figure 3), and the most N, P, K and Al returns to topsoil with the needles and residue (similar proportions in both categories of litterfall, despite the fact that the mass of needle fall to the surface is much higher than mass of residue, Table 4), while the highest proportion of Fe pools returns to the topsoil with the residue (Figure 3).

**Table 4.** Return of particular elements to a topsoil ( $\text{g m}^{-2} \text{year}^{-1}$ ) with total annual litterfall on slopes N and S.

Slope	C	N	P	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
N	172	2.32	0.15	0.52	0.30	1.85	0.18	0.09	0.15
S	193	2.48	0.16	0.68	0.34	3.18	0.14	0.10	0.18



**Figure 3.** Return of elements to soil with particular categories of litterfall on slopes N and S.

### 3.2.4. Differences between Slopes

No significant differences in chemistry of litterfall were found between the studied slopes, except Mn. Content of Mn in the fall of needles, twigs, bark and cones differs significantly between slopes. Specifically, we found that the values were statistically higher on slope N than S (e.g., Mn content in needles in winter was  $0.74 \pm 0.03$  and  $0.52 \pm 0.02$ , respectively, etc., Tables 2 and 3).

## 4. Discussion

### 4.1. Litterfall Mass Dynamics

The total annual litterfall mass and that of the particular categories obtained in our research is consistent with values obtained in previous studies conducted in coniferous stands at similar latitudes in the northern hemisphere [11,22,36]. The values of total annual litterfall obtained by us are lower than those obtained by other authors to the south of the latitude tested by us, e.g.,  $411.6 \pm 93.2 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  at Valsaín in Segovia in Spain [37], and higher than values of litterfall mass to the north of the latitude tested by us, e.g.,  $199.5 \pm 27.2 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  in eastern Finland [38]. However, the values we received fit into ranges obtained at other latitudes in earlier years, e.g.,  $270\text{--}440 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  in the eastern Pyrenees (Iberian peninsula; [39]),  $132.5\text{--}340.2 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  at various sites in Finland (in the north–south transect; [23]). Other species of the genus *Pinus* growing in tropical climates

have a much greater total annual litterfall mass, e.g.,  $598.8 \pm 64.7 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  for *Pinus caribaea* in Ibadan in Nigeria [40],  $800 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  for *Pinus luchuensis* in the north of Okinawa Island [41], and  $1430 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-2}$  for *Pinus caribaea* var. *hondurensis* in Puerto Rico [9]. The mass of litterfall is closely related to latitude, as other authors have already shown in their studies [5]. However, this dependence may be changed by environmental factors such as altitude, microclimate, catastrophic events like droughts and gradations, etc.; thus, in some cases litterfall in forest stands in northern areas may be larger than that in southern areas, as shown in some of the examples we have provided above regarding our results. The changing climate also affects the mass of litterfall [37].

Litterfall occurs throughout the whole year, but in temperate regions of the northern hemisphere, its intensity varies seasonally and forms two peaks within a year. The highest, which is majorly composed of leaf/needle fall, is recorded in autumn (October or November), followed by the summer peak (May or June) majorly composed of other categories of litterfall [16,22], while the lowest rate is found in winter and spring. The dynamics of litterfall are related to latitude; specifically, further north of our research area, in northern Finland, autumn litterfall is in early August [22], while further south of our research area, in a Mediterranean climate, the pattern of dynamics of litterfall is different, with the highest peak of litterfall being observed in June during the drought period [22,37]. At latitude, which we also studied, there is a seasonal shift in the recorded months of the autumn litterfall peak, when we compare the reports of earlier studies to recent ones. For instance, a study from northern Poland reported September as hosting the maximum litterfall [42], whereas in recent studies, October [43] or November [36] showed the highest peak. The contemporary examples are consistent with our studies. This might be an indicator of a seasonal shift in litterfall that could potentially be being induced by climate variability and change [5,17]. However, this issue requires further research, which is not within the scope of this study, and here it is only being mentioned. Martínez-Alonso et al. [37] also found that more detailed studies of litterfall are needed for better forest management in the era of ongoing climate change.

#### 4.2. Chemistry of Litterfall

Amongst the elements returning to topsoil in litterfall, C has the highest amount, reaching 100 times that of other elements, as it is the basic ingredient of all organic compounds in plants and constitutes about half the mass of litterfall. Liski et al. [44] report in their research that litterfall in western European forest was the greatest source of soil carbon, providing about 70–80% of the total. Furthermore, according to our studies, the amounts of N and Ca returned in litterfall were the highest after that of C. A similar composition of these two elements was reported by similar investigations [23,45,46]. Further, the amounts of K and Mg returned in litterfall were the highest after those of Ca and N, and the least returned to the topsoil with litterfall were Mn, P, Fe and Al (Table 4). Litterfall is a main pathway for N, P, Ca, Mg, Mn and Fe to the forest floor, but for K the main pathway to the forest floor is leaching by the throughfall [47].

According our studies, each category of litterfall has a different chemical composition. The proportions of particular categories of litterfall in total litterfall regulate the litter chemistry and subsequent litter decomposition and the soil-forming process more than other factors, e.g., climate [48]. Most C is returned to the soil with the category of litterfall with the greatest mass, i.e., needles. However, this relationship (i.e., that the highest mass of an element returns with the category of the greatest mass) does not hold for all elements. According our studies, despite the fact that the residue is a much smaller part of the mass of the total litterfall than the needles, it returns to the topsoil a comparable amount of elements such as N, P, K and Al as do needles, and Fe returns much more to the soil from residue than from needles. Ukonmaanaho et al. [23] found that Fe was the only element with a higher concentration in the residue category than in needles. They found this regularity despite the fact that they studied cones, bark, branches and residue jointly, and treated these categories as one laboratory sample.

However, the chemical composition in particular categories of pine litterfall is not constant, and shows seasonal variation, which was stated not only in our findings (Tables 2 and 3), but also in other

studies [19,38]. In a temperate climate in the northern hemisphere, mobile nutrients (i.e., N, P, K and Mg) are retranslocated from senescing needles (in autumn, before their falling) to remaining needles and other tree structures for overwinter storage [19,38]. Then, they are used for physiological processes, or to form new plant structures [12,19], so the elements are not lost. About 60–90% of N, P and K contents are retranslocated from senescing needles before falling [19]. This is perceived by some authors as a sign of adaptation to habitats with poor nutrient supply [49]. However, other researchers report that retranslocation is not determined by soil nutrient availability, but the growth rate of trees is the main factor controlling the process [50]. Retranslocation may also occur in young needles during intensive growth [51]. About 17–42% of the annual requirements of N, P and K for the production of above-ground tree biomass are provided by retranslocation [1]. Regarding Mg, it should be noted that it is an element necessary for the proper functioning of chlorophyll and it has an important function in photosynthesis [52]. The lowest content of Mg in winter needles identified in our study might be associated with the weakest rate of photosynthesis occurring in this season. Immobile or poorly mobile nutrients (C, Mn, Ca, Fe and Al) are steadily accumulated in the tissues [19,38]. According to our studies, in the case of Fe and Al, significant differences between seasons occur in bark, twigs and residue, and this may be due to which parts of the twigs and bark (more or less woody) are falling.

The uniformity of most nutrients between the investigated aspects (slope N vs. slope S) might be due to the uniform stand on both slopes and to the same forest management activities. In our study, the content of Mn is higher in categories of litterfall on slope N than slope S. In line with our findings, Ukonmaanaho et al. [23] showed that Mn concentrations increased northwards. However, some environmental factors that do not matter in our research were relevant in ecosystems investigated by Ukonmaanaho et al. [23]. Previous research at the current study area showed that the process of podzolization is stronger on the north- than the south-facing slope [27]. Additionally, the litter decomposition process is faster on slope N than slope S [29], and the release of manganese from decomposing material is faster on slope N [29], so the circulation of this element could also be faster on slope N. The larger contents of Mn in categories of litterfall on slope N could be related to the availability of Mn in the soil of that stand, and to trees thus consuming more Mn and litterfall returning more of this element to the soil [45]. It may also be related to the production and activity of manganese peroxidase, which is a lignin-degrading enzyme involved in decomposition process [53,54], whose production could be higher on slope N. This issue, however, requires further research.

## 5. Conclusions and Management Implication

Our study showed the detailed characteristics of pine litterfall on inland dunes regarding litterfall categories, seasons as well as slope aspect, which thus far have not been reported. We discovered that even the litterfall categories of relatively low mass are important for the total return of nutrients to topsoil (and subsequently for the whole nutrient turnover). This importance is greater than would result from their mass. Despite the fact that the residue is a much smaller part of the mass of the total litterfall than the needles, it returns to the topsoil a comparable number of elements. In turn, the effect of slope aspect on characteristics of litterfall was negligible in this study, which likely could be explained by the unification influence of forest management treatments on forest ecosystem.

Following the fact that the lowest contents of nutrients were found in litterfall in autumn, it could be presumed that cuttings executed in the season due to forest management could be postponed for winter months. Then, contents of nutrients in needles which are usually left on the ground after the cuts are higher than in autumn, and consequently it can be presumed that the elimination of nutrients from forest ecosystem with timber removal could be decreased. This idea would be especially relevant to poor ecosystems such as inland dunes; the nutritional state of a forest site is only one of the premises which should be considered when the term of cuttings in forest stands are planned. However, in an era of ongoing climate change, research into the impact of climate change on the mass, seasonal dynamics and chemical properties of litterfall is needed. This type of research would be helpful in sustainable forest management.

**Author Contributions:** Conceptualization and design, J.J. and P.S.; methodology and investigation, J.J. and P.S.; writing—original draft preparation, J.J., P.S. and R.P.; supervision, P.S. and R.P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This study was supported by the Polish Ministry of Science and Higher Education (grant number N N305 304840), and the Polish National Science Centre (project number 2016/23/B/ST10/01067).

**Acknowledgments:** We are grateful to Adam Michalski and Michał Dąbrowski for their help in laboratory work and Tim Brombley for improving our English.

**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.

## References

1. Helmisaari, H.S. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. *Plant Soil* **1995**, *168*–169, 327–336. [[CrossRef](#)]
2. Swift, M.; Heal, O.; Anderson, J.M. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*; University of California Press: Berkeley, CA, USA, 1979.
3. Berg, B.; McClaugherty, C. *Plant litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2008.
4. Nilsson, L.; Htittl, R.F.; Johansson, U.T.; Jochheim, H. Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems—present status and future research directions. *Plant Soil* **1995**, *168/169*, 5–13.
5. Berg, B.; Meentemeyer, V. Litter fall in some European coniferous forests as dependent on climate: A synthesis. *Can. J. For. Res.* **2001**, *31*, 292–301. [[CrossRef](#)]
6. Stone, E. Effects of species on nutrient cycles and soil changes. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* **1975**, *271*, 149–162.
7. Alban, D.H.; Perala, D.A. Carbon storage in Lake States aspen ecosystems. *Can. J. For. Res.* **1992**, *22*, 1107–1110. [[CrossRef](#)]
8. Pedersen, L.B.; Bille-Hansen, J. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *For. Ecol. Manage.* **1999**, *114*, 55–70. [[CrossRef](#)]
9. Cuevas, E.; Lugo, A.E. Dynamics of organic matter and nutrient return from litterfall in stands of ten tropical tree plantation species. *For. Ecol. Manage.* **1998**, *112*, 263–279. [[CrossRef](#)]
10. Singh, K.P.; Singh, P.K.; Tripathi, S.K. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. *Biol. Fertil. Soils* **1999**, *29*, 371–378. [[CrossRef](#)]
11. Bray, J.R.; Gorham, E. Litter Production in Forests of the World. *Adv. Ecol. Res.* **1964**, *2*, 100–157.
12. González-Rodríguez, H.; Ramírez-Lozano, R.G.; Cantú-Silva, I.; Gómez-Meza, M.V.; Estrada-Castillón, E.; Arévalo, J.R. Deposition of litter and nutrients in leaves and twigs in different plant communities of northeastern Mexico. *J. For. Res.* **2018**, *29*, 1307–1314. [[CrossRef](#)]
13. Zhou, G.; Guan, L.; Wei, X.; Zhang, D.; Zhang, Q.; Yan, J.; Wen, D.; Liu, J.; Liu, S.; Huang, Z.; et al. Litterfall production along successional and altitudinal gradients of subtropical monsoon evergreen broadleaved forests in Guangdong, China. *Plant Ecol.* **2007**, *188*, 77–89. [[CrossRef](#)]
14. Ovington, J.D. The Circulation of Minerals in Plantations of *Pinus sylvestris* L. *Ann. Bot.* **1959**, *23*, 229–239. [[CrossRef](#)]
15. Hennessey, T.C.; Dougherty, P.M.; Cregg, B.M.; Wittwer, R.F. Annual variation in needle fall of a loblolly pine stand in relation to climate and stand density. *For. Ecol. Manage.* **1992**, *51*, 329–338. [[CrossRef](#)]
16. Krynytska, O.; Bondarenko, T.; Capuliak, J.; Trenciansky, M. Quantitative analysis of litter-fall in hornbeam-oak-pine stands in the Lviv Roztoche region. *Cent. Eur. For. J.* **2017**, *63*, 35–41. [[CrossRef](#)]
17. Kouki, J.; Hokkanen, T. Long-term needle litterfall of a Scots pine *Pinus sylvestris* stand: relation to temperature factors. *Oecologia* **1992**, *89*, 176–181. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
18. Gholz, H.; Perry, C.; Cropper, W.; Hendry, L. Litterfall, Decomposition, and Nitrogen and Phosphorus Dynamics in a Chronosequence of Slash Pine (*Pinus elliotii*) Plantations. *For. Sci.* **1985**, *31*, 463–478.
19. Helmisaari, H.S. Temporal variation in nutrient concentrations of pinus sylvestris needles. *Scand. J. For. Res.* **1990**, *5*, 177–193. [[CrossRef](#)]
20. Odiwe, A.I.; Muoghalu, J.I. Litterfall dynamics and forest floor litter as influenced by fire in a secondary lowland rain forest in Nigeria. *Trop. Ecol.* **2003**, *44*, 241–249.

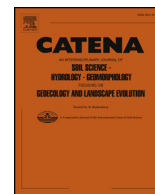


21. Grace, J.R. The influence of gypsy moth on the composition and nutrient content of litter fall in a Pennsylvania oak forest. *For. Sci.* **1986**, *32*, 855–870.
22. Berg, B.; Albrektson, A.; Berg, M.P.; Cortina, J.; Johansson, M.-B.; Gallardo, A.; Madeira, M.; Pausas, J.; Kratz, W.; Vallejo, R.; et al. Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Ann. For. Sci.* **1999**, *56*, 625–639. [[CrossRef](#)]
23. Ukonmaanaho, L.; Merilä, P.; Nöjd, P.; Nieminen, T.M. Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environ. Res.* **2008**, *13*, 67–91.
24. Zeeberg, J.J. The European sand belt in eastern Europe—and comparison of Late Glacial dune orientation with GCM simulation results. *Boreas* **1998**, *27*, 127–139. [[CrossRef](#)]
25. Zhu, J.; Tan, H.; Kang, H.; Xu, M. Comparison of foliar nutrient concentrations between natural and artificial forests of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* on sandy land, China. *J. For. Res.* **2003**, *17*, 177–184. [[CrossRef](#)]
26. Forman, S.L.; Oglesby, R.; Webb, R.S. Temporal and spatial patterns of Holocene dune activity on the Great Plains of North America: Megadroughts and climate links. *Glob. Planet. Chang* **2001**, *29*, 1–29. [[CrossRef](#)]
27. Sewerniak, P.; Jankowski, M.; Dąbrowski, M. Effect of topography and deforestation on regular variation of soils on inland dunes in the Toruń Basin (N Poland). *Catena* **2017**, *149*, 318–330. [[CrossRef](#)]
28. Sewerniak, P.; Jasińska, J.; Golińska, P.; Składanowski, M. Rate of mineralization of needles in Scots pine stand in relations to site and microbiological conditions occurring on dune slopes of contrasting aspects. *Sylvan* **2015**, *159*, 839–847.
29. Jasińska, J.; Sewerniak, P.; Markiewicz, M. Links between slope aspect and rate of litter decomposition on inland dunes. *Catena* **2019**, *172*, 501–508. [[CrossRef](#)]
30. Wójcik, G.; Marciniak, K. Klimat. In *Toruń i jego okolice, UMK*; Andrzejewski, L., Weckwerth, P., Burak, S., Eds.; Wydawnictwo UMK: Toruń, Poland, 2006; pp. 99–128.
31. Chojnacka, J.; Cyzman, W.; Nienartowicz, A.; Deptuła, M. Variability of the structure and directions in the development of heaths and psammophilous grasslands within the artillery range near the city of Toruń. *Ecol. Quest.* **2010**, *12*, 89–129.
32. Sewerniak, P.; Bednarek, R.; Szymańska, A. Preliminary studies on the influence of dune-slope exposure on a pine forest ecosystem in the Toruń Basin. *For. Res. Pap.* **2011**, *72*, 37–46. [[CrossRef](#)]
33. Anderson, J.M.; Ingram, J.S.I. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods, Second edition. *Soil Sci.* **1994**, *157*, 256. [[CrossRef](#)]
34. Bednarek, R. Analiza podstawowych właściwości gleb. In *Badania ekologiczno-gleboznawcze*; Bednarek, R., Dziadowiec, H., Pokojska, U., Prusinkiewicz, Z., Eds.; PWN: Warszawa, Poland, 2004; pp. 100–107.
35. Sapek, A. *Metody analizy chemicznej roślinności łąkowej, gleby i wody*; Instytut Melioracji i Użytków Zielonych: Falenty, Poland, 1979.
36. Astel, A.; Parzych, A.; Trojanowski, J. Comparison of litterfall and nutrient return in a *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* and an *Empetro nigri-Pinetum* forest ecosystem in northern Poland. *For. Ecol. Manag.* **2009**, *257*, 2331–2341. [[CrossRef](#)]
37. Martínez-Alonso, C.; Valladares, F.; Camarero, J.J.; Arias, M.L.; Serrano, M.; Rodríguez, y.J.A. The uncoupling of secondary growth, cone and litter production by intradecadal climatic variability in a mediterranean scots pine forest. *For. Ecol. Manag.* **2007**, *253*, 19–29. [[CrossRef](#)]
38. Finér, L. Variation in the amount and quality of litterfall in a *Pinus sylvestris* L. stand growing on a bog. *For. Ecol. Manag.* **1996**, *80*, 1–11. [[CrossRef](#)]
39. Pausas, J.G. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *J. Veg. Sci.* **1997**, *8*, 643–650. [[CrossRef](#)]
40. Egunjobi, J.; Onweluzo, B. Litter Fall, Mineral Turnover and Litter Accumulation in *Pinus caribaea* L. Stands at Ibadan, Nigeria. *Biotropica* **1997**, *11*, 251–261. [[CrossRef](#)]
41. Xu, X.N.; Hirata, E. Forest floor mass and litterfall in *Pinus luchuensis* plantations with and without broad-leaved trees. *For. Ecol. Manag.* **2002**, *157*, 165–173. [[CrossRef](#)]
42. Prusinkiewicz, Z.; Dziadowiec, H.; Jakubusek, M. Zwrot do gleby pierwiastków–biogenów z opadem roślinnym w lesie liściastym i mieszanym na luźnych glebach piaszkowych. *Rocz. Glebozn.* **1974**, *25*, 237–245.
43. Jonczak, J. Structure, dynamics and properties of litterfall in a 110–year–old beech stand with admixture of pine and spruce. *Sylvan* **2011**, *155*, 760–768.
44. Liski, J.; Perruchoud, D.; Karjalainen, T. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *For. Ecol. Manag.* **2002**, *169*, 159–175. [[CrossRef](#)]

45. Rapp, M.; Santa Regina, I.; Rico, M.; Gallego, H.A. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *For. Ecol. Manag.* **1999**, *119*, 39–49. [[CrossRef](#)]
46. Edmonds, R.L.; Murray, G.L.D. Overstory litter inputs and nutrient returns in an old-growth temperate forest ecosystem, Olympic National Park, Washington. *Can. J. For. Res.* **2002**, *32*, 742–750. [[CrossRef](#)]
47. Ukonmaanaho, L.; Starr, M. The importance of leaching from litter collected in litterfall traps. *Environ. Monit. Assess.* **2001**, *66*, 129–146. [[CrossRef](#)]
48. Li, X.; Hu, Y.; Han, S.; Liu, Y.; Zhang, Y. Litterfall and litter chemistry change over time in an old-growth temperate forest, northeastern China. *Ann. For. Sci.* **2010**, *67*, 1–8. [[CrossRef](#)]
49. Miller, H.G.; Cooper, J.M.; Miller, J.D.; Pauline, O.J.L. Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. *Can. J. For. Res.* **1979**. [[CrossRef](#)]
50. Nambiar, E.; Fife, D. Growth and Nutrient Retranslocation in Needles of Radiata Pine in Relation to Nitrogen Supply. *Ann. Bot.* **1987**, *60*, 147–156. [[CrossRef](#)]
51. Fife, D.; Nambiar, E. Accumulation and Retranslocation of Mineral Nutrients in Developing Needles in Relation to Seasonal Growth of Young Radiata Pine Trees. *Ann. Bot.* **1982**, *50*, 817–829. [[CrossRef](#)]
52. Clarkson, D.; Hanson, J. The mineral nutrition of higher plants. *Annu. Rev. Plant Physiol.* **1980**, *31*, 239–298. [[CrossRef](#)]
53. Perez, J.; Jeffries, T.W. Roles of Manganese and Organic Acid Chelators in Regulating Lignin Degradation and Biosynthesis of Peroxidases by *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* **1992**, *58*, 2402–2409. [[CrossRef](#)]
54. Berg, B.; Erhagen, B.; Johansson, M.B.; Nilsson, M.; Stendahl, J.; Trum, F.; Vesterdal, L. Manganese in the litter fall-forest floor continuum of boreal and temperate pine and spruce forest ecosystems — A review. *For. Ecol. Manag.* **2015**, *358*, 248–260. [[CrossRef](#)]



© 2020 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/>).



# Links between slope aspect and rate of litter decomposition on inland dunes

Justyna Jasińska\*, Piotr Sewerniak, Maciej Markiewicz

Department of Soil Science and Landscape Management, Nicolaus Copernicus University in Toruń, Lwowska 1, 87-100 Toruń, Poland

## ARTICLE INFO

### Keywords:

Litter decomposition  
Release of nutrient  
Slope aspect  
Topography  
Inland dunes  
Pine forest

## ABSTRACT

Litter decomposition has been widely studied and described in literature; however, so far rate of the process has not been investigated and described in detail with regard to inland dunes, despite them being common landforms in many regions of the world. The aim of our study was to show links between the topographically-induced variation in some main drivers of litter decomposition (microclimatic parameters, soil properties, vegetation) and the rate of the process on inland dunes. Our 3-year experiment was conducted on contrasting slope aspects (north- and south-facing slopes) of dunes representing the early and mature stages of pine forest development. On each slope the rate of litterfall decomposition (mineralisation and humification) was investigated using the litterbag method. The materials used for the experiment were the dominant category of litterfall for each plot and these were placed in 15 × 15-cm nylon mesh bags with 2 × 2-mm mesh. Litterbags were placed on the soil surface in the middle of each of the studied slopes. The chemical composition (C, N, P, K, Mg, Mn, Ca, Fe, Al) of initial litterfalls and of materials representing subsequent stages of decomposition was analyzed. The results were linked to topographically-induced variations in microclimatic parameters (air temperature and relative air humidity automatically recorded with HOBO U23-001 loggers) soil temperature and moisture (TDR method). In a mature pine stand, the rate of litterfall decomposition was faster on north- than south-facing slopes, while for the early stage of forest development the relationship was the opposite. The main agent of the differences for the mature stand was soil moisture and subsequent higher density of microbial decomposers, while for the early stage it was the difference in the initial chemical properties of the litterfall. Our results indicate that slope aspect significantly affects the rate of litter decomposition on the dunes by spatially differentiating the main drivers of the process.

## 1. Introduction

Slope aspect plays an important role in the spatial differentiation of many environmental processes. In the northern hemisphere, south-facing slopes receive more solar radiation than north-facing exposures. Consequently, slope aspect strongly affects microclimatic conditions such as temperature, humidity and evaporation. Specifically, in the northern hemisphere, north-facing slopes are commonly reported as cooler and wetter than south-facing slopes. Differences in microclimates entail dissimilarities in vegetation (Shreve, 1924; Cantlon, 1953) and soil microorganism populations (Chu et al., 2016).

The combined effect of the abiotic and biotic factors mentioned above is reflected in the spatial pattern of soil attributes, which follows topography. Relief is a soil-forming factor which strongly affects soil type as well as soil properties (Jenny, 1941). It has been commonly reported that, in the northern hemisphere, the soils of north-facing slopes are characterised by higher contents of organic matter (Kutiel, 1992), organic carbon (Liu et al., 2013; Sewerniak et al., 2017) and

moisture (Liu et al., 2013; Chu et al., 2016; Sewerniak et al., 2017), and wider C/N ratio values (Chu et al., 2016) than pedons of south-facing exposures. Additionally, cation exchange capacity and base saturation were higher in soils located on north-facing slopes than south-facing slopes (Sariyildiz et al., 2005), whereas for soil temperature the topographically-induced relation was opposite (Liu et al., 2013; Sewerniak et al., 2017). Some researchers also reported that soil pH was higher on north-facing slopes than on south-facing slopes (Sariyildiz et al., 2005), but in other studies the opposite pattern was found (Chu et al., 2016; Sewerniak et al., 2017). The topographically-induced regular diversification of soil properties may result in a regular pattern of soil types (Sewerniak et al., 2017).

Slope aspect also affects litter decomposition, which is an extremely important process influencing the formation of both organic and humus horizons in a soil (Bot and Benites, 2015). This process is crucial in the undisturbed functioning of a natural ecosystem (Prescott et al., 2004) as well as in maintaining high productivity in forest plantations (Yang et al., 2004). Litter decomposition is a driver of the conversion of plant

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [jstynaj@doktorant.umk.pl](mailto:jstynaj@doktorant.umk.pl) (J. Jasińska), [sewern@umk.pl](mailto:sewern@umk.pl) (P. Sewerniak), [mawicz@umk.pl](mailto:mawicz@umk.pl) (M. Markiewicz).



residues (which return to a soil mostly by litterfall) to soil organic matter. This phenomenon includes two complementary and simultaneous processes, namely mineralisation and humification (Bot and Benites, 2015). Elements within the decomposed material are released and become available for plant uptake (Swift et al., 1979; Prescott et al., 2004), constituting part of a nutrient cycle (Staaf and Berg, 1982). The rate of litter decomposition is determined by biotic and abiotic factors. The biotic factors include litter quality (e.g. content of lignin, N, P and other elements, C/N ratio, lignin/N ratio, Cobo et al., 2002; Berg and McClaugherty, 2008; Zhou et al., 2008) and decomposer communities (bacteria, fungi, protista and invertebrates; Swift et al., 1979; Joergensen et al., 2009). In turn, abiotic factors include soil properties (texture, porosity, moisture, temperature, pH, cation exchange capacity, Swift et al., 1979; Berg and McClaugherty, 2008) and (micro)climatic conditions (parameters related to humidity, temperature and actual evapotranspiration, McTiernan et al., 2003; Berg and McClaugherty, 2008; Zhou et al., 2008).

On account of its unquestionable impact on microclimates, as well as on soil properties and vegetation, topography is an important indirect factor affecting litter decomposition. The influence of relief on the process has been examined extensively for mountainous areas (Mudrick et al., 1994; Sariyildiz et al., 2005). However, so far, links between slope aspect and rate of litter decomposition have not been investigated with reference to inland dunes, despite the fact that these landforms occur commonly throughout the world, especially in Central and Eastern Europe (Zeeberg, 1998), North America (Forman et al., 2001) and northern Asia (Zhu et al., 2003). The dunes are built of well-sorted, nutrient-poor, quartz aeolian sands, usually with Podzols as the dominant soil type, which is especially relevant to inland dunes of Central Europe (Koster, 2009; Bednarek and Jankowski, 2006; Sewerniak et al., 2017). Inland dunes are characterised by homogenous parent material, however, in recent studies a clearly topographically-induced pattern of soils and microclimates (and subsequently also of vegetation) has been found for these landforms in Central Europe (Sewerniak et al., 2017; Sewerniak and Jankowski, 2017). These findings, as well as the lack of detailed knowledge in this field, encouraged us to examine links between the topographically-induced variation in some main drivers of litter decomposition (microclimatic parameters, soil properties, vegetation) and the rate of litter decomposition on inland dunes. Thus, the aim of this study was to determine these links with reference to inherent properties of decomposing plant material. Our secondary goal was to compare the above links in two different stages of pine forest development (early stage of succession and mature pine stand) on inland dunes. We based our study on the following hypotheses: (i) in the relatively dry environment of inland dunes, as a result of north-facing slopes potentially having higher moisture, the rate of litter decomposition could be faster for this aspect than on sunny slopes, (ii) as a result of differences in vegetation occurring between the two investigated stages of pine forest development, the topographically-induced variation in litter decomposition would differ between these stages.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study site

The research was conducted in the Toruń Basin (N Poland), which is one of the largest inland dune areas in Central Europe (Zeeberg, 1998). The investigated area has an average annual precipitation of 522.5 mm and a mean annual temperature of 7.9 °C (Wójcik and Marciniak, 2006). The dominant soils of the studied area are sandy and acidic Podzols (Bednarek and Jankowski, 2006) and the potential vegetation for the investigated dunes is subcontinental pine forest *Peucedano-Pinetum* (Chojnacka et al., 2010).

The research plots were located on the north- and south-facing slopes of two latitudinally situated dunes with a relative height of ca.

15 m. The dunes were representative of two vegetation types: 1) loose woodlands representing the early secondary succession stage of Scots pine (*Pinus sylvestris*) forest (hereafter referred to as “succession”), and 2) mature pine stand (Suppl. 1, hereafter referred to as “mature”). The two investigated ecosystems were divided into a total of four plots, representing both north- and south-facing slopes of each of the two stages (early and mature) of pine forest development on inland dunes, thus succession-N, succession-S, and mature-N, mature-S (Table 1).

Secondary plant encroachment at the succession site (52°56′09.40″N 18°39′06.74″E) was initiated by deforestation for military purposes ca. 65 years ago, due to its location within an artillery training area. This area has been excluded from forest management treatments, and vegetation strictly follows topography (Suppl. 1, Table 1). Furthermore, the density of pines and birches encroaching into the succession site is higher on north- than south-facing exposures (Sewerniak and Jankowski, 2017). The mature site (52°55′13.08″N 18°42′05.42″E) was located in a buffer zone of the artillery training area in which production forest stands have been subjected to standard forest management practices. The studied dune at the mature site was overgrown with 145-year-old, planted Scots pine stand.

On both investigated dunes acidic Podzols occur, although the soils of the north-facing slopes are more podzolised (Sewerniak et al., 2017). Also, on the south-facing slopes of the dunes at the succession area, soils are mostly eroded by denudation processes and consequently do not presently meet the criteria of Podzols and are classified as Arenosols (Sewerniak et al., 2017).

### 2.2. Sampling

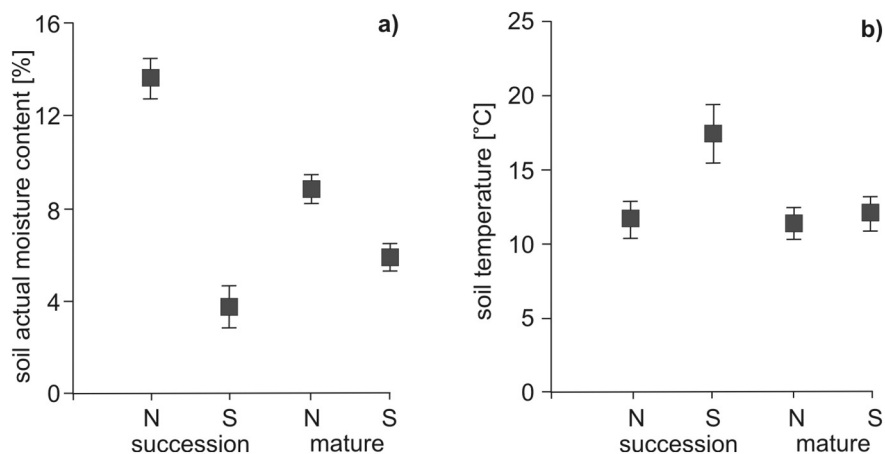
Litter decomposition was examined for three years on contrasting slope aspects (north- and south-facing) at both study sites, using the litterbag method (Bocock et al., 1960). The samples used for the experiment were collected from study plots, where the material was freshly fallen senesced plant litter (materials used for the experiment were the dominant category of litterfall for each plot, Table 1), and then those materials were air-dried at ca. 20 °C to obtain constant weight. 8 g of needle litter and 5 g each of both heather stalks and grass blades were placed separately in 15 × 15 cm nylon mesh bags with 2 × 2 mm mesh size. Next, in December 2012, 25 litterbags with the plant material relevant to the vegetation type of each investigated slope were placed on the soil surface in the middle of each of the four studied slopes, with five litterbags at each of five subplots as replicates in each plot (in total 100 litterbags were studied). Subsequently, decomposing materials were collected at 5 time points (June and December 2013, June and December 2014, December 2015) for laboratory analyses. For each term, five litterbags were taken from each study plot. Some preliminary results on the first two years of litter decomposition at the mature site were presented in our previous paper (Sewerniak et al., 2015). This sampling design might be considered as pseudo-replicated by some researchers. Pseudoreplication is widely discussed in the literature (e.g. Freeberg and Lucas, 2009; Davies and Gray, 2015). The issue described in this paper requires more studies on other inland dunes to confirm the findings we show in this article.

### 2.3. Field methods

All field measurements described below were taken in the same place as the sampling described above. From April to November 2013 soil temperature and soil moisture were investigated every two weeks in each study plot (measurements were taken on 17 days in total). The measurements were taken at a depth of 3 cm. Soil temperature was measured using an electronic thermometer, whereas soil moisture content (in % v/v) was determined by Time Domain Reflectometry (TDR) in ten replicates on each slope on each measurement day. Before the measurements of soil moisture, the TDR probes were calibrated for sandy soils.

**Table 1**  
General description of the study plots.

Site	Slope aspect	Plot code	Type of vegetation	Investigated decomposing material
Early stage of succession (succession site)	N	Succession-N	Heathland	Heather ( <i>Calluna vulgaris</i> ) stalks
	S	Succession-S	Grassland	Grey hair-grass ( <i>Corynephorus canescens</i> ) blades
Mature pine stand (mature site)	N	Mature-N	145 years old pine stand	Scots pine ( <i>Pinus sylvestris</i> ) needles
	S	Mature-S		Scots pine ( <i>Pinus sylvestris</i> ) needles



**Fig. 1.** Soil actual moisture content (a) and temperature (b) at a depth of 3 cm (mean values  $\pm$  SE for 17 measurement days from April to November 2013, N – north-facing slopes, S – south-facing slopes, succession – early succession stage of pine forest, mature – mature pine stand).

Differences in the microclimatic conditions in the studied slopes were determined with reference to air temperature and relative air humidity. These parameters were automatically recorded with HOBO U23-001 loggers, which were installed 30 cm above ground level. The microclimatic parameters were investigated from the beginning of April to the end of October during the three years of the study (2013, 2014, 2015).

#### 2.4. Laboratory methods

From all materials collected from litterbags, any admixtures of mineral soil and living moss stalks were removed, if they occurred. Afterwards, all samples were dried at 65 °C to constant weight. Next, the samples were weighed and homogenised with a grinder. After that, in all studied decomposed materials, as well as in the initial materials, contents of elements were determined according to the following methods: organic carbon by sample oxidation in a mixture of  $K_2Cr_2O_7$  and  $H_2SO_4$ ; total nitrogen by the Kjeldahl method (Bednarek, 2004); calcium, magnesium, manganese and potassium using a SOLAR 969 Atomic Absorption Spectrophotometer; phosphorus by the colorimetric method using Molybdenum Blue; iron by the colorimetric method using 1,10-phenanthroline; and aluminium by the colorimetric method using Aluminon. Contents of phosphorus, iron and aluminium were measured using a RAYLEIGH UV-1601 Spectrophotometer at wavelengths of 700 nm, 518 nm and 525 nm, respectively. Contents of Ca, Mg, Mn, K, P, Fe and Al were determined after digestion of samples, using a mixed acid mixture: nitric, perchloric and sulphuric acid in a volume ratio of 20:5:1, Sapek, 1979). Additionally, the humification index was determined using a Perkin Elmer Lambda 25 Spectrophotometer at a wavelength of 530 nm after previous digestion of samples using a 100 mL mixed solution of 0.5% NaOH and 0.5%  $Na_2C_2O_4$  at 70 °C for 1 h and with filtration (Welte, 1955; Schlichting and Blume, 1966). The obtained raw data for this study are shown in Suppl. 2.

#### 2.5. Data analysis

The non-parametric Kruskal–Wallis test and the Mann-Whitney *U*

Test were used to compare the means of weight loss rates and contents of elements between investigated plots within each sampling term. In these calculations, detected differences were deemed significant if  $p < 0.05$ . The statistical analyses were performed in Statistica 7.1. In the Results section mean values are given together with values ( $\pm$ ) of standard error.

### 3. Results

#### 3.1. Environmental attributes

The environmental conditions in the studied plots are distinctly linked to slope aspect and stage of pine forest development. Compared with south-facing slopes, north-facing slopes had higher soil moisture and lower soil temperature (Fig. 1). These topographically-induced regularities were also stated with regard to air humidity and air temperature (Fig. 2; Suppl. 3). When the two studied ecosystem types were compared regardless of slope aspect, it was found that, in general, the amplitudes of the environmental variables were usually higher for the slopes of the dune at the succession site than for the slopes of the dune at the mature site (Figs. 1, 2; Suppl. 3).

#### 3.2. Initial qualities of the decomposing litters

The initial C content in all the studied decomposing litters was similar, whereas N and P contents were higher for grass blades at the succession-S site than for litters from the other plots (Fig. 3). In turn, initial K, Ca, Mg and Mn contents were higher in pine needles at both studied plots at the mature site than they were in either heather stalks or grass blades at plots at the succession site. However, this pattern was reversed for initial Fe and Al contents. Namely, the values recorded in heather stalks and grass blades at the succession site were higher than the contents recorded in pine needles at the mature site, regardless of slope aspect (Fig. 3). Initial C/N ratio values were similar (ca. 99) for pine needles from both slopes of the dune at the mature site, and for heather stalks. Meanwhile, much lower values of the ratio ( $50 \pm 4$ ) were found for senesced grass blades on the south-facing dune slope at

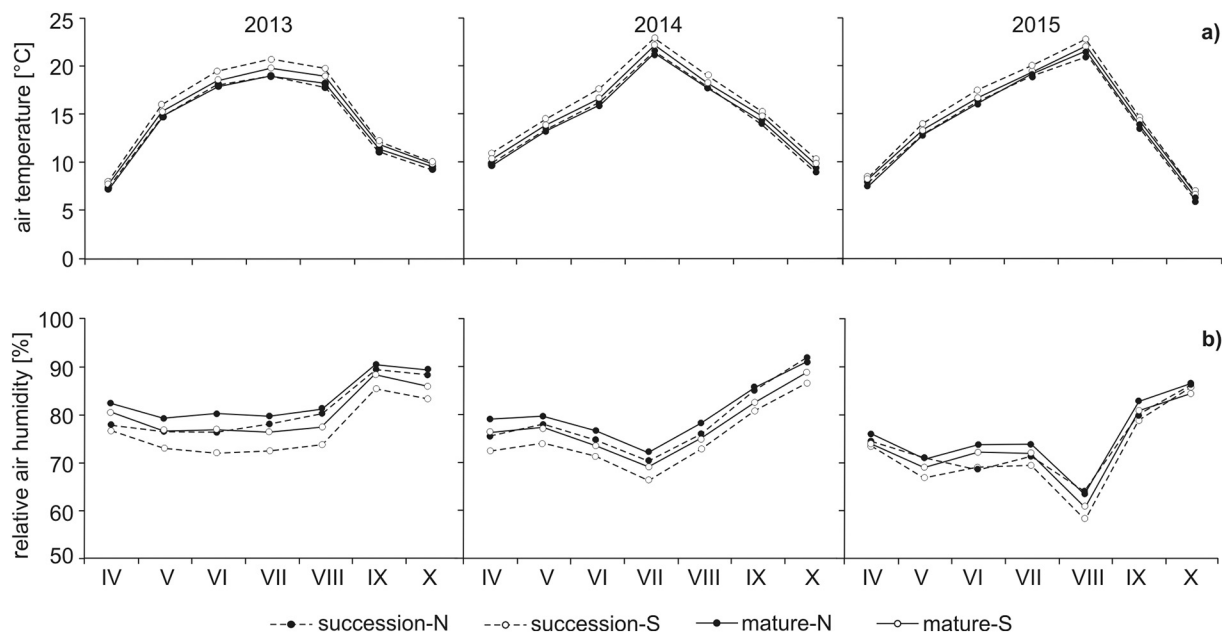


Fig. 2. Air temperature (a) and relative air humidity (b) 30 cm above ground level in the study plots from April to October of the studied years (N – north-facing slopes, S – south-facing slopes, succession – early succession stage of pine forest, mature – mature pine stand).

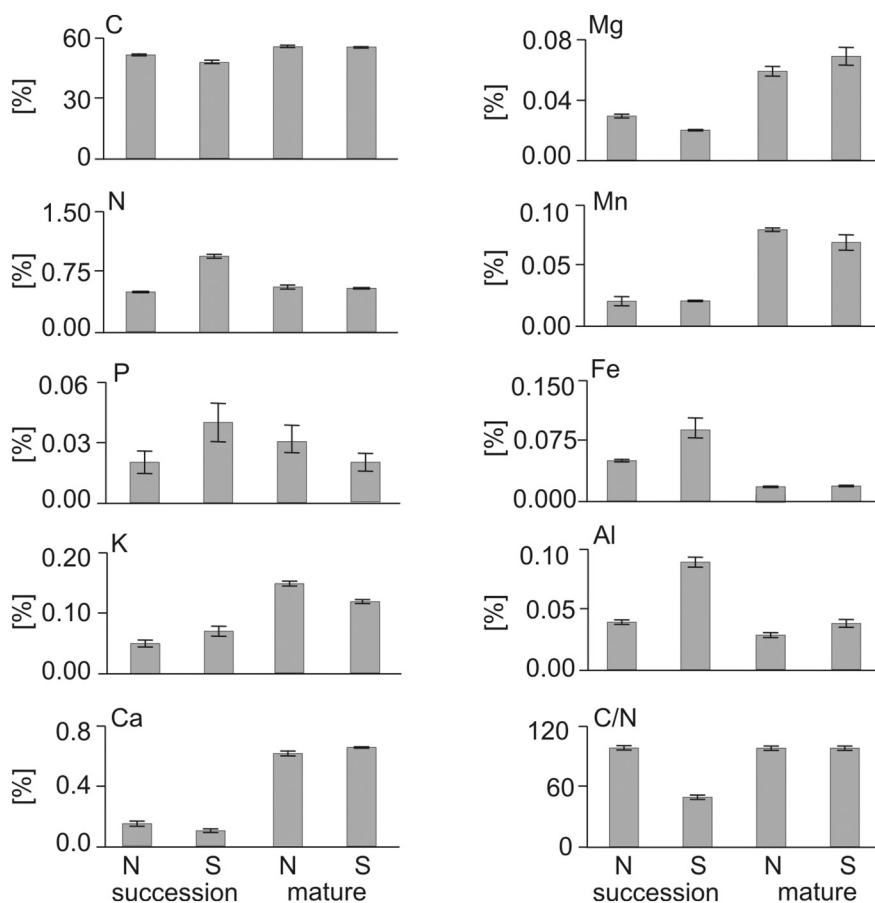


Fig. 3. Initial contents (mean  $\pm$  SE) of elements and initial C/N ratio values in the studied litters (N – north-facing slopes, S – south-facing slopes, succession – early succession stage of pine forest, mature – mature pine stand).

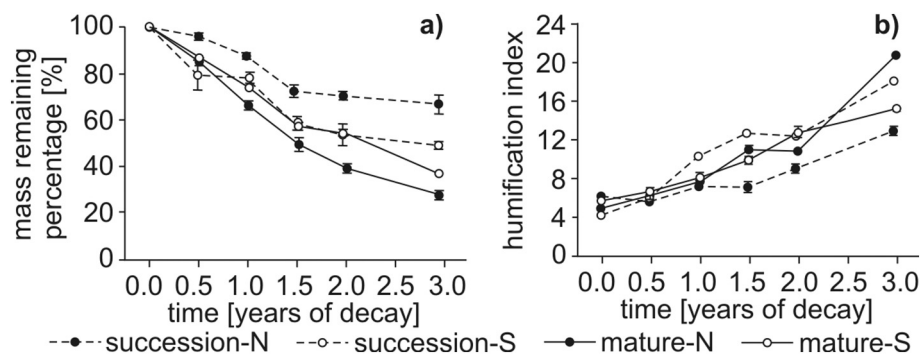


Fig. 4. Changes in the weight of the studied litters given in percentages  $\pm$  SE (a) and changes in humification index with decomposition time of the studied litters (b) on succession and mature sites (N – north-facing slopes, S – south-facing slopes, succession – early succession stage of pine forest, mature – mature pine stand; results for the first two years of changes in the weight of the studied litters at the mature site followed Sewerniak et al., 2015).

the succession site (Fig. 3).

### 3.3. Rate of mineralisation and humification

The weight of decomposing litters gradually decreased during the decomposition process (Fig. 4a). After the 3 years of the study, the weight loss of litter was the highest for pine needles (72.7 and 64.7% for mature-N and mature-S, respectively), while it was the lowest for heather stalks at succession-N (33.1%), whereas weight loss of grass blades at succession-S was intermediate between these results (51.0%, Fig. 4a). Thus, the rate of mineralisation was generally faster for the mature site than for the succession site. There were no statistical differences between contrasting slope aspects in terms of decomposing litter weight loss in samples taken at 0.5 years of decay for either of the studied dunes ( $p = 0.08$  for the succession site and  $p = 0.60$  for the mature site). However, the differences were significant for all subsequent investigated terms of sampling.

The humification index of decomposing litters gradually increased during the decomposition time (Fig. 4b). After the three years of the experiment it was, in order of decreasing humification, 20.6, 18.1, 15.2, 12.9 for mature-N, succession-S, mature-S and succession-N, respectively. Thus, with regard to slope aspect, the humification index in decomposing material at the succession site was higher on the south-facing slope than on the north-facing slope. This pattern did not occur at the mature site (Fig. 4b).

### 3.4. Release of nutrients

During weight loss, C content in each of the studied litters gradually decreased (most slowly in succession-N and the fastest in mature-N, Fig. 5); also, the C/N ratio values gradually decreased in the studied litters (the slowest in succession-N and the fastest in succession-S, Fig. 5).

Other elements showed more irregular release, although some patterns could be found in this process. Specifically, the release of elements at the mature site can be separated into two stages, with the dividing point generally being 1.5 years (up to 2.0 years for some cases). For instance, P, K, Ca, Mg and Mn contents in pine needles of both dune slopes at the mature site decreased slightly for the first 0.5 years. Subsequently the contents increased in the needles for the next half year (with the exception of Mn), and then decreased sharply for the next half year (between 1.0 and 1.5 years of decay); after that, the release of the elements was very slow (Fig. 5). N content in pine needles increased slightly for the first 1.5 years for mature-N and for the first 2.0 years for mature-S, and then decreased (Fig. 5). Fe content decreased and increased alternately to reach its highest value at the 2-year point, and then decreased (Fig. 5).

However, these patterns were not so clearly seen at the studied plots of the succession site. Namely, P content in litter from the north-facing dune slope at the succession site increased slightly in the first half year of decay, and then decreased, while P content in litter from the south-

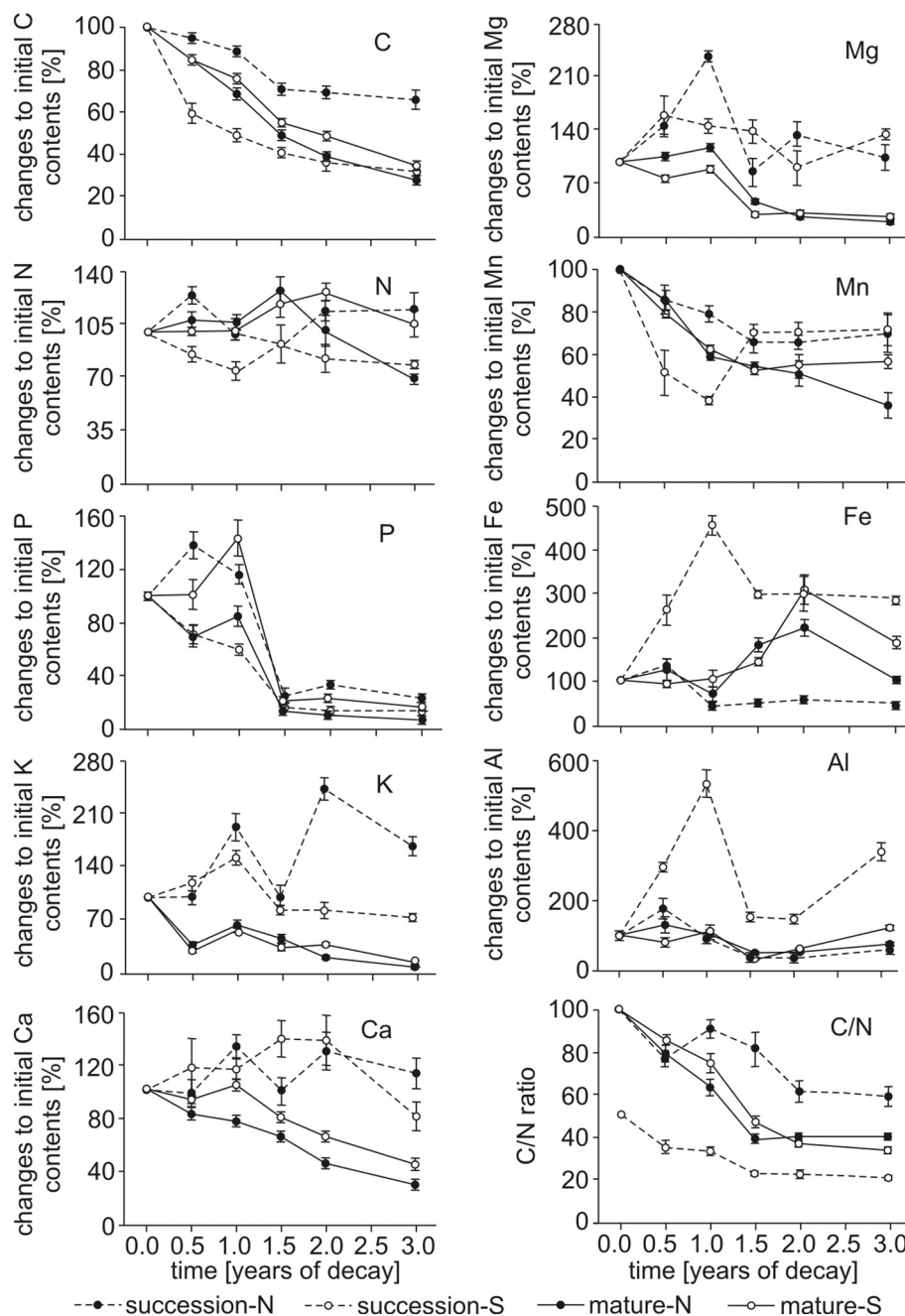
facing slope at the succession site decreased gradually throughout the 3 years of investigation. A sharp decrease in P content was observed at 1.5 years of decay in litters from both slopes of the dune at the succession site (Fig. 5). Two stages of releasing of Fe and Al at the succession site were also noted. The contents of Fe and Al in the litters from the plots at the succession site increased during the first year of decay and then sharply decreased in the next half year, followed by a moderate decrease with slight fluctuations up to the 3-year point (Fig. 5).

Differences in the release of particular elements between contrasting slopes of the same sites were clearer in litters from the succession site than from the mature site. The statistical tests showed that differences in the release of C, Fe and Al between contrasting slopes of the dune at the succession site were statistically significant at each term of sampling (except 0.5 years for Al), in contrast to the slopes of the dune at the mature site, where they were not statistically significant. These tests also showed significant differences in release of P between opposite slopes for both study sites in most terms of sampling (except 1.5 and 3.0 years for the succession site and 0.5 for the mature site). Moreover, there were significant differences in C/N ratio values between slopes of the dune at the succession site in each term of sampling and between slopes of the dune at the mature site in two terms of sampling (1.0 and 1.5 years). The differences between opposite slopes identified for the release of other elements were not statistically significant.

## 4. Discussion

### 4.1. Litter mass loss

Our research shows that on inland dunes which are overgrown with mature pine stands litter decomposition can be faster on north-facing slopes, despite their being cooler than south-facing slopes. This seems to be inconsistent with the general effect of temperature on litter decomposition because, globally, litter decay in forest is faster in warmer climates than in colder ones (Meentemeyer, 1978). This apparent inconsistency of our results with the general knowledge on litter decomposition could be linked to the relatively high moisture of the north-facing dune slopes. In the case of our research, it must be kept in mind that our research plots were located in an inland dune area, where soils usually have low water-storage capacity and, consequently, low moisture (Sewerniak et al., 2017). Subsequently, in the local conditions of dune fields, soil moisture seems to be a much more important factor for litter decomposition than temperature. Moisture directly affects the growth and activity of the soil microorganisms that decompose plant litter (Prescott et al., 2004; Zhou et al., 2008). This is clearly reflected in our previous study (Sewerniak et al., 2015), because at the mature site the population density of microorganisms was much higher on the north-facing than on the south-facing dune slopes. A similar pattern (i.e. higher microbial abundances and activity on north exposures) has been found in some other studies (Gómez-Brandón et al., 2017). Thus, at the mature site the faster decomposition of pine needles on the north-



**Fig. 5.** Changes in mean contents ( $\pm$  SE) of elements as referred to initial contents, and C/N ratios referred to initial value, ongoing with litter decomposition on succession and mature sites (N – north-facing slopes, S – south-facing slopes, succession – early succession stage of pine forest, mature – mature pine stand).

facing slope can be explained by the combined effect of higher moisture and the subsequently higher density of microbial decomposers for this aspect. Similar results to ours were found in the Appalachian mountains by Mudrick et al. (1994), who also found that plant litter decomposes faster on north-facing slopes than on south-facing slopes.

The relationship presented above, however, are not relevant to the succession site, where the stated differences in environmental and microbiological attributes between slopes seem to be of minor significance to litter decomposition. The decisive agent explaining differences in litter decay on the slopes of the dune at the succession site is initial litter quality, which result from the differences in vegetation which occurred between on the slopes of the two aspects, and thus in different decomposing material being collected for investigation. It was commonly reported that litter quality played the primary role in the litter decomposition process at the local scale and weight loss depended

much more on plant species than on location (Meentemeyer, 1978; Aerts, 1997). Some studies indicate N (Li et al., 2007) and P (Berg et al., 1987) as the critical nutrients controlling litter decomposition, because high contents of these elements provide suitable conditions for microbial growth (Cobo et al., 2002). Moreover, the value of C/N is also an important substrate quality index which affects the litter decomposition process (Li et al., 2007; Zhou et al., 2008). These chemically-related decomposition agents can clearly explain our results, because all of them indicate grass blades as being much more susceptible to decay than heather stalks (Fig. 3). The apparently unexpected differences in decomposition rates of litters between the slopes of the dune at the succession site can additionally be explained by physical dissimilarities in the studied organic materials. In comparison to heather stalks, grass blades are relatively soft and thin. This obviously promotes this material's decomposition, because thick, hard plant debris decays more



slowly than soft, thin materials (King and Heath, 1967).

The fact that litters from the mature site generally decomposed faster than litters from the succession site, as identified in our study, can primarily be linked to the microbiological factor because, in general, microorganism population sizes were clearly higher at the mature site than at the succession site (Jasińska, 2014). Besides this, at the mature site, organic horizons – which in forest soils constitute the most important pools of microbes (Baldrian et al., 2012) – are much thicker and better developed than in both studied topographical positions at the succession site (Sewerniak et al., 2017). Hence, microbial resources and taxa biodiversity are both likely higher at the mature site, and this thus promotes faster decomposition of organic debris in this ecosystem. Differences between the mature site and the succession site may also be caused by differences in initial quality of decomposed material (Fig. 3) and canopy density. The density is much higher at the mature site than at the succession site (Sewerniak et al., 2017). In turn, canopy density obviously affects the amount of solar radiation that the ground surface receives, as well as the accessibility of the wind to the ground. Both agents affect the moisture of decomposing materials and, thus, ultimately, the litter decomposition process is generally hampered at the succession site more than at the mature site. On the other hand, higher canopy density involves higher interception of rainwater and subsequently decreases pools of rainwater that reach the soil. This could potentially support higher soil moisture and consequently also accelerate the rate of litter decomposition at the succession site rather than at the mature site. A clear relation was found between canopy density and litter decomposition process in some other studies (Yin et al., 1989; Prescott et al., 2004).

#### 4.2. Nutrient release dynamics

Particular elements are bonded differently in the litter structures. They are structural components of organic compounds of plants such as proteins, carbohydrates, lipids and nucleic acids (e.g. N) or they may occur in plant tissues as inorganic salts (K and Ca, Berg and Staaf, 1980). Consequently, chemical elements are released in different ways during decomposition (Staaf and Berg, 1982): by breakdown of organic constituents with the soil decomposer community or by physical leaching.

Some researchers have reported that the litter decomposition process could be divided into two phases. In the first stage, litter weight loss is regulated by initial content of nutrients (N and P, mainly), whereas in the second stage, it is regulated by the lignin content (Berg and Staaf, 1980; Zhou et al., 2008). Our results suggest that 1.5 years of decay is the delimitation time between those two phases at the mature site.

N and P show a similar pattern of release during decomposition, which can be divided into two stages. In the first stage the element is accumulated/immobilised, while in the second stage it is released (Blair, 1988; Li et al., 2007; Zhou et al., 2008). In general, we found a similar pattern for the studied litters. Some authors (Gosz et al., 1973; Staaf and Berg, 1982) also reported a short leaching phase for N and P preceding the accumulation phase. We found this kind of modified pattern for N releasing from litters on the succession-S plot (Fig. 5). The phenomenon of temporary accumulation of N and P during decomposition can be explained by some mechanisms such as an increase in fungal hyphae transporting N and P from the surroundings of the decomposed materials (McTiernan et al., 1997) and microbial immobilisation (Gosz et al., 1973; Berg and Staaf, 1987). Besides absorption of atmospheric ammonia, atmospheric precipitation and dust, other factors such as pollen, insect frass, excrement of invertebrates or vertebrates and other green litter can also affect the temporary increase of N and P in decomposing materials (Gosz et al., 1973; Melillo et al., 1982).

K, Mg and Mn are not structural components of plant tissues or they are only partly built-in litter structures (e.g. Mg is a constituent of

chlorophyll). Consequently, the elements are rather susceptible to leaching losses and their contents usually decrease very quickly during the first stage of the decomposition process, whereas in the latter phase they are released in more irregular fluctuations (Gosz et al., 1973; Staaf and Berg, 1982; Blair, 1988). In our research, this pattern is consistent with regard to Mn on each plot and for K on both slopes of the dune at the mature site, as well as for Mg on the mature-S plot (Fig. 5). Fluctuations of K and Mg (Staaf and Berg, 1982) in the latter phase of litter decomposition could be caused by leaf wash: rainwater percolates through canopy and leaches K and Mg (Gosz et al., 1973; Staaf and Berg, 1982). The accumulation of Mn in the latter stage of the litter decomposition process as stated in our study for most plots could be explained by the production and activity of manganese peroxidase, which is a lignin-degrading enzyme necessary for lignin degradation (Perez and Jeffries, 1992).

Ca is a more important structural constituent of plant tissues (such as cell walls) than K and Mg, besides which, Ca is less susceptible to leaching than K and Mg (Gosz et al., 1973; Blair, 1988). Some researchers have reported that Ca concentration decreased during litter decomposition (Staaf and Berg, 1982). In our study we found a similar pattern at the mature site, whereas at the succession site we found irregular accumulation of the element during the decomposition process.

Some researchers reported very high accumulation of Fe and Al in decomposed litters (Palviainen et al., 2004) similar to the results of our research. The contents of those elements usually increased with time in decomposing litters (Palviainen et al., 2004). This is likely caused by colonisation of decaying debris by microorganisms, such as bacteria and fungi, which are capable of accumulating high amounts of Fe in their cells. In turn, Al is known to be toxic to microorganisms (Palviainen et al., 2004). Both, Fe and Al have a large affinity for humic and fulvic acids (Donisa et al., 2003), which are produced during the humification process. Thus, these acids form compounds with Fe and Al from the environment and this phenomenon is another possible way that these elements could be accumulated during the litter decomposition process. Moreover, some authors have also reported that the increase in Fe and Al can result from the incorporation of mineral soil material (Joergensen et al., 2009). This can additionally explain the large increase in the Fe and Al content on the succession-S site (Fig. 5), where, especially on the south-facing slope of the dune (Suppl. 1), the vegetation is relatively scarce and the input of mineral soil material is subsequently high.

## 5. Conclusions

Our study shows that, despite the fact that inland dunes are relatively small-scale landforms, slope aspect significantly affects the litter decomposition process on the dunes. The research also shows that in the relatively dry ecosystems of inland dunes decomposition of pine needles is faster on north- than south-facing exposures, and this may be linked to higher soil moisture and also to subsequent a higher population density of soil microbes for a north-facing aspect. We also showed that at the early stage of pine forest development the effect of slope aspect was greater than in its mature stage, when the long-term stabilising effect of forest canopy to some extent softens the effect of topography on agents of litter decomposition. Meanwhile, at the early stage of forest development, when canopy cover is still low, slope aspect can affect species composition of ground flora, and thus indirectly involves alimination of different types of litterfall to topsoils of contrasting exposures.

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.025>.

## Acknowledgements

This study was supported by the Ministry of Science and Higher Education, Republic of Poland (grant number N N305 304840). We are

grateful to Adam Michalski and Michał Dąbrowski for their help in laboratory work and Tim Brombley for improving our English. We also thank Piotr Hulisz and Vladimir Šimanský for their suggestions on the preliminary draft of the paper and two reviewers for their valuable comments on the first version of the article.

## References

- Aerts, R., 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79, 439–449.
- Baldrian, P., Kolařík, M., Štursová, M., Kopecký, J., Valášková, V., Větrovský, T., Zifčáková, L., Šnajdr, J., Řídl, J., Vlček, Č., Voříšková, J., 2012. Active and total microbial communities in forest soil are largely different and highly stratified during decomposition. *ISME J.* 6, 248–258.
- Bednarek, R., 2004. Analiza podstawowych właściwości gleb. In: Bednarek, R., Dziadowiec, H., Pokojska, U., Prusinkiewicz, Z. (Eds.), *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, pp. 100–107.
- Bednarek, R., Jankowski, M., 2006. Gleby. In: Andrzejewski, L., Weckwerth, P., Burak, S. (Eds.), *Toruń i jego okolice*. UMK, Toruń, pp. 153–175.
- Berg, B., McClaugherty, Ch., 2008. *Plant Litter, Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*, second ed. Springer, Heidelberg.
- Berg, B., Staaf, H., 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. In: Persson, T. (Ed.), *Structure and Function of Northern Coniferous Forests – An Ecosystem*. *Ecol. Bull.* 32, pp. 373–390.
- Berg, B., Staaf, H., 1987. Release of nutrients from decomposing white birch leaves and Scots pine needle litter. *Pedobiologia* 30, 55–63.
- Berg, B., Staaf, H., Wessén, B., 1987. Decomposition and nutrient release in needle litter from nitrogen-fertilized Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Stands. *Scand. J. For. Res.* 2, 399–415.
- Blair, J.M., 1988. Nutrient release from decomposing foliar litter of three tree species with special reference to calcium, magnesium and potassium dynamics. *Plant Soil* 110, 49–55.
- Bocock, K.L., Gilbert, O., Capstick, C.K., Twinn, D.C., Waid, J.S., Woodman, M.J., 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter. *J. Soil Sci.* 11 (1), 19.
- Bot, A., Benites, J., 2015. The Importance of Soil Organic Matter, Key to Drought-resistant Soil and Sustained Food and Production. *FAO*, Rome.
- Cantlon, J.E., 1953. *Vegetation and Microclimates on North and South Slopes of Cushtunk Mountain*, New Jersey. *Ecol. Monogr.* 23, 241–270.
- Chojnacka, J., Cyzman, W., Nienartowicz, A., Deptuła, M., 2010. Variability of the structure and directions in the development of heaths and psammophilous grasslands within the artillery range near the city of Toruń. *Ecol. Quest.* 12, 89–129.
- Chu, H., Xiang, X., Yang, J., Adams, J., Zhang, K., Li, Y., Shi, Y., 2016. Effects of slope aspects on soil bacterial and arbuscular fungal communities in a boreal forest in China. *Pedosphere* 26, 226–234.
- Cobo, J.G., Barrios, E., Kass, D.C.L., Thomas, R.J., 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant Soil* 240, 331–342.
- Davies, G.M., Gray, A., 2015. Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecol. Evol.* 5, 5295–5304.
- Donisa, C., Mocanu, R., Steinnes, E., 2003. Distribution of some major and minor elements between fulvic and humic acid fractions in natural soils. *Geoderma* 111, 75–84.
- Forman, S.L., Oglesby, R., Webb, R.S., 2001. Temporal and spatial patterns of Holocene dune activity on the Great Plains of North America: megadroughts and climate links. *Glob. Planet. Chang.* 29, 1–29.
- Freeberg, T.M., Lucas, J.R., 2009. Pseudoreplication is (still) a problem. *J. Comp. Psychol.* 123, 450–451.
- Gómez-Brandón, M., Ascher-Jenull, J., Bardelli, T., Fornasier, F., Fravolini, G., Arfaio, P., Ceccherini, M.T., Pietramellara, G., Lamorski, K., Ślawiński, C., Bertoldi, D., Egli, M., Cherubini, P., Insam, A., 2017. Physico-chemical and microbiological evidence of exposure effects on *Picea abies* – coarse woody debris at different stages of decay. *For. Ecol. Manag.* 391, 376–389.
- Gosz, J.R., Likens, G.E., Bormann, F.H., 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecol. Monogr.* 43, 173–191.
- Jasińska, J., 2014. Bakterie i grzyby zasiedlające kwaśne gleby wydymowe w Kotlinie Toruńskiej, badania ilościowe. UMK, Toruń.
- Jenny, H., 1941. *Factors of Soil Formation*. McGraw Hill, New York.
- Joergensen, R.G., Scholte, G.A., Wolters, V., 2009. Dynamics of mineral components in the forest floor of an acidic beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 285–289.
- King, H.G.C., Heath, G.W., 1967. The chemical analysis of small samples of leaf material and the relationship between the disappearance and composition of leaves. *Pedobiologia* 7, 192–197.
- Koster, E.A., 2009. The “European Aeolian Sand Belt”: geoconservation of drift sand landscapes. *Geoheritage* 1, 93–110.
- Kutiel, P., 1992. Slope aspect effect on soil and vegetation in a Mediterranean ecosystem. *Isr. J. Plant. Sci.* 41, 243–250.
- Li, X., Han, S., Zhang, Y., 2007. Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of three kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates. *Plant Soil* 295, 151–167.
- Liu, M., Li, W., Wang, G., 2013. The effects of slope aspect on plant and soil properties in sub-alpine meadow of China. *J. Food Agric. Environ.* 11, 2639–2643.
- McTiernan, K.B., Ineson, P., Coward, P.A., 1997. Respiration and nutrient release from tree leaf mixtures. *Oikos* 78, 527–538.
- McTiernan, K.B., Coûteaux, M.M., Berg, B., Berg, M.P., Calvo de Anta, R., Gallardo, A., Kratz, W., Piussi, P., Remacle, J., Virzo De Santo, A., 2003. Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biol. Biochem.* 35, 801–812.
- Meentemeyer, V., 1978. Microclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59, 465–472.
- Melillo, J.M., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63, 621–626.
- Mudrick, D.A., Hoosein, M., Hicks Jr., R.R., Townsend, E.C., 1994. Decomposition of leaf litter in an Appalachian forest: effects of leaf species, aspect, slope position and time. *For. Ecol. Manag.* 68, 231–250.
- Palviainen, M., Finér, L., Kurka, A.M., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Starr, M., 2004. Release of potassium, calcium and aluminium from Norway spruce, Scots pine and silver birch logging residues. *Plant Soil* 259, 123–136.
- Perez, J., Jeffries, T.W., 1992. Roles of manganese and organic acid chelators in regulating lignin degradation and biosynthesis of peroxidases by *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58, 2402–2409.
- Prescott, C.E., Blevins, L.L., Staley, C.L., 2004. Litter decomposition in BC forests: controlling factors and influences of forestry activities. *Br. Columbia J. Ecosyst. Manage.* 5, 30–43.
- Sapek, A., 1979. *Metody analizy chemicznej roślinności łąkowej, gleby i wody*. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty.
- Sariyildiz, T., Anderson, J.M., Kucuk, M., 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1695–1706.
- Schlichting, E., Blume, H.P., 1966. *Bodenkundliches Praktikum*. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- Sewerniak, P., Jankowski, M., 2017. Topographically-controlled site conditions drive vegetation pattern on inland dunes in Poland. *Acta Oecol.* 82, 52–60.
- Sewerniak, P., Jasińska, J., Golińska, P., Składanowski, M., 2015. Rate of mineralization of needles in Scots pine stand in relations to site and microbiological conditions occurring on dune slopes of contrasting aspects. *Sylwan* 159, 839–847.
- Sewerniak, P., Jankowski, M., Dąbrowski, M., 2017. Effect of topography and deforestation on regular variation of soils on inland dunes in the Toruń Basin (N Poland). *Catena* 149, 318–330.
- Shreve, F., 1924. Soil temperature as influenced by altitude and slope exposure. *Ecology* 5, 128–136.
- Staaf, H., Berg, B., 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Can. J. Bot.* 60, 1561–1568.
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of California Press, Berkeley.
- Welte, E., 1955. Neuere Ergebnisse der Humusforschung. *Angew. Chem.* 67, 153–155.
- Wójcik, G., Marciniak, K., 2006. Klimat. In: Andrzejewski, L., Weckwerth, P., Burak, S. (Eds.), *Toruń i jego okolice*. UMK, Toruń, pp. 99–128.
- Yang, Y.S., Guo, J.F., Chen, G.S., Xie, J.S., Cai, L.P., Lin, P., 2004. Litterfall, nutrient return, and leaf-litter decomposition in four plantations compared with a natural forest in subtropical China. *Ann. For. Sci.* 61, 465–476.
- Yin, X., Perry, J.A., Dixon, R.K., 1989. Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition. *Can. J. For. Res.* 19, 204–214.
- Zeeberg, J., 1998. The European sand belt in eastern Europe – and comparison of Late Glacial dune orientation with GCM simulation results. *Boreas* 27, 127–139.
- Zhou, G., Guan, L., Wei, X., Tang, X., Liu, S., Liu, J., Zhang, D., Yan, J., 2008. Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil* 311, 61–72.
- Zhu, J.J., Fan, Z.P., Zeng, D.H., Jiang, F.Q., Matsuzaki, T., 2003. Comparison of stand structure and growth between artificial and natural forests of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* on sandy land. *J. For. Res.* 14, 103–111.

**PIOTR SEWERNIAK, JUSTYNA JASIŃSKA, PATRYCJA GOLIŃSKA,  
MAREK SKŁADANOWSKI**

## **Intensywność mineralizacji igieł w borze sosnowym w odniesieniu do warunków siedliskowych i mikrobiologicznych stoków wydm o kontrastowej ekspozycji\***

Rate of mineralization of needles in Scots pine stand in relation to site and microbiological conditions occurring on dune slopes of contrasting aspects

### **ABSTRACT**

Sewerniak P., Jasińska J., Golińska P., Składanowski M. 2015. Intensywność mineralizacji igieł w borze sosnowym w odniesieniu do warunków siedliskowych i mikrobiologicznych stoków wydm o kontrastowej ekspozycji. Sylwan 159 (10): 839-847.

The aim of the study was to determine the rate of mineralization of needles in a pine stand in relation to site and to microbiological conditions occurring on dune slopes of contrasting aspects. The research was conducted in the old-growth pine forest overgrowing a latitudinally located dune in the Bydgoska Forest (N Poland). On contrasting dune slopes (northern and southern) rate of mineralization of pine needles was investigated in the 2-years experiment (2012-2014) with the litterbag method. Besides, following investigations were conducted in the middle part of both slopes: 1. dynamics of soil moisture and soil temperature were measured at a depth of 3 cm for 18 days during the 2013 growing season (interval of 2 weeks was applied) and 2. populations of bacteria and fungi were determined for all subhorizons of organic soil horizon (Ol, Of, Oh) as well as for a mineral horizon (AEs) of both soils. Weight loss of needles was found to be higher on northern than on a southern slope what was consequently stated for all 4 terms of taking measurements (6, 12, 18 and 24 months after placement of litterbags). The discrepancy has increased with time and after 2 years it equaled 14.7% when the loss was 61.1% for northern and 46.4% for a southern slope. It could be surprising that such differences were found in spite a sunny slope was characterized by stated in a study higher soil temperature. It should have a stimulating effect on mineralization of organic material; however a soil located on a southern slope was also found as much drier. Thus, the periodic deficiency of soil moisture was indicated as a limiting factor for occurrence of both bacteria and fungi on a southern slope due to the numbers of both groups of microorganisms were much lower on the slope than on a northern aspect. Conditioned by more favourable site parameters, higher number of microbial population occurring on a shadow slope could explain higher rate of mineralization of needles stated for the slope aspect. The moisture factor can be of especially high significance for microbial occurrence and activity and thus for litter decomposition just in dry inland dune ecosystems. It was concluded that in relatively monotonous pine forests overgrowing dry and poor in nutrients soils of inland dunes the slope aspect is an agent significantly differentiating both site and soil microbial conditions.

### **KEY WORDS**

Scots pine, forest site, relief, nutrient cycling, soil microorganisms

\*Badania sfinansowano z funduszy Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (projekt badawczy nr N N305 304840).



## ADDRESSES

Piotr Sewerniak <sup>(1)</sup> – e-mail: sewern@umk.pl

Justyna Jasińska <sup>(1)</sup> – e-mail: justynaj1804@wp.pl

Patrycja Golińska <sup>(2)</sup> – e-mail: golinska@umk.pl

Marek Składanowski <sup>(2)</sup> – e-mail: marekskladanowski@gmail.com

<sup>(1)</sup> Katedra Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu, Uniwersytet M. Kopernika w Toruniu; ul. Lwowska 1, 87-100 Toruń

<sup>(2)</sup> Zakład Mikrobiologii, Uniwersytet M. Kopernika w Toruniu; ul. Lwowska 1, 87-100 Toruń

## Wstęp

Sprawny obieg biologiczny składników mineralnych w układzie gleba-drzewostan ma kluczowe znaczenie dla produktywności gleb leśnych [Prusinkiewicz 1970; Kowalkowski 1983]. W warunkach intensywnego obiegu pierwiastków nawet relatywnie ubogie w składniki odżywcze gleby piaszczyste mogą cechować się wysoką produktywnością w gospodarce leśnej [Prusinkiewicz 1970; Nilsson i in. 1995], co jest możliwe dzięki rekompensowaniu niskiej zawartości składników pokarmowych w glebie przez ich sprawny biologiczny obieg w ekosystemie [Puchalski, Prusinkiewicz 1990]. Obieg ten w dużym stopniu warunkowany jest intensywnością mineralizacji nagromadzonych na powierzchni gleby szczątków organicznych (głównie liści drzew), co ma kluczowe znaczenie dla uwalniania pierwiastków pokarmowych ze struktur tkankowych opadu roślinnego i ich dalszego pobierania przez korzenie roślin [Dziadowiec 1990]. Znaczenie tego procesu dla kształtowania warunków troficznych siedliska leśnego jest szczególnie istotne w przypadku gleb piaszczystych, gdyż ze względu na niewielką zawartość drobnych frakcji uziarnienia próchnica glebowa jest w tych glebach głównym źródłem pierwiastków odżywczych dla roślin [Pokojska 1986].

Z uwagi na kluczowe znaczenie obiegu biologicznego składników pokarmowych zarówno dla funkcjonowania ekosystemów, jak i dla prowadzenia gospodarki leśnej, zagadnienie tempa mineralizacji szczątków organicznych było niejednokrotnie poruszane w pracach badawczych. Najczęściej problem ten analizowano, porównując intensywność rozkładu liści różnych gatunków drzew [Gołąb 1978; Dziadowiec 1987; Kaczmarek, Dziadowiec 1997; Xuluc-Tolosa i in. 2003; Niewinna 2010; Jonczak i in. 2014]. Znacznie mniej jest natomiast prac, w których analizowana jest intensywność mineralizacji liści tego samego gatunku drzewa, jednak w różnych warunkach siedliskowych, co dotyczy nawet dominującej w polskich lasach sosny zwyczajnej. Różnice w dynamice rozkładu igieł sosny w trzech zbiorowiskach leśnych (grąd, bór świeży i bór chrobotkowy) porastających gleby piaszczyste analizowała Dziadowiec [1990]. Czubaszek i Iwanek [2012], po przeprowadzeniu badań w drzewostanie sosnowym w dolinie Narwi, stwierdzili natomiast, że odmienne tempo mineralizacji igieł sosny może być na wydmie śródtorfowej spowodowane odmiennymi warunkami siedliskowymi panującymi w różnych jej częściach, jednak cechy siedliska nie były szczegółowo analizowane w badaniach tych autorów.

Celem niniejszej pracy było określenie intensywności mineralizacji igieł sosny w dwóch pierwszych latach po ich opadnięciu w borze sosnowym, w odniesieniu do warunków siedliskowych (wilgotność i temperatura gleby) i mikrobiologicznych (liczebność bakterii i grzybów w powierzchniowych poziomach gleby) stoków wydm o kontrastowej ekspozycji (północnej i południowej). Wilgotność i temperatura oraz aktywność mikrobiologiczna są czynnikami powszechnie wymienianymi jako kluczowe dla przebiegu mineralizacji glebowej materii organicznej [Dziadowiec 1990; Puchalski, Prusinkiewicz 1990; Nilsson i in. 1995; Cortez 1998; Butenschoen i in. 2011;

Jonczak 2014]. Spodziewano się więc, że ich uwzględnienie w badaniach pogłębi interpretację różnic w dynamice mineralizacji igieł sosny na badanych stokach.

## Material i metody

Badania przeprowadzono w Puszczy Bydgoskiej, która w dużej części cechuje się urozmaiconą rzeźbą terenu, wynikającą z liczne nagromadzenia wydym śródlądowych. Teren badań charakteryzuje się niewielką ilością opadów atmosferycznych (średnia wieloletnia 522,5 mm [Wójcik, Marciniak 2006]) oraz wyraźną dominacją na wydmach relatywnie suchych i ubogich w składniki pokarmowe gleb bielcowych [Bednarek, Jankowski 2006].

Obiekt badań stanowiła równoleżnikowo usytuowana wydma (N55°55'38", E18°42'13"; oddz. 215i Obrębu Otłoczyn Nadleśnictwa Gniewkowo), z wyraźnie zaznaczonym stokiem północnym i południowym, porośnięta 140-letnim starodrzewem sosnowym, reprezentującym zbiorowisko kontynentalnego boru sosnowego świeżego *Peucedano-Pinetum*. Dolne warstwy badanego drzewostanu są ubogie, na obu stokach występują pojedyncze egzemplarze jałowca pospolitego oraz sosny zwyczajnej. Średnia wysokość drzew z górnego piętra wynosi około 20 m, a ich pierśnica około 33 cm [Sewerniak i in. 2011]. Badana wydma ma wysokość względną około 20 m. Na obu jej stokach występują gleby bielcowe, stanowiące siedlisko boru świeżego [Sewerniak i in. 2011].

Intensywność mineralizacji igieł sosny badano na stoku północnym i południowym wydmy w okresie 2 lat (12.2012-12.2014), wykorzystując metodę worków ściółkowych [Dziedowicz 1990]. Materiał wyjściowy do badań stanowiły igły sosny zebrane na obu stokach z opadu jesiennego 2012 roku. Igły zostały wysuszone w temperaturze 65°C, a następnie umieszczone (po 8 g) w workach wykonanych z siatki o oczkach 2×2 mm i wyłożone w grudniu 2012 roku w środkowej części obu stoków (po 20 worków na każdym). Następnie z obu ekspozycji czterokrotnie (05.2013, 12.2013, 05.2014, 12.2014) pobrano po 5 worków i po ich wysuszeniu (65°C) oraz wybraniu żywych części roślin zważono znajdujące się w nich igły.

W materiale wyjściowym oznaczono zawartość podstawowych pierwiastków biofilnych za pomocą następujących metod: C – metodą Alteni, N – metodą Kjeldahla, Ca, Mg, K i P – po zmineralizowaniu materiału w mieszaninie kwasów (HNO<sub>3</sub>, HClO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> w proporcji 20:5:1); Ca i K – techniką spektrofotometrii emisyjnej, Mg – techniką absorpcji atomowej, a P – techniką kolorymetryczną.

Badania dotyczące warunków siedliskowych (wilgotność i temperatura gleby) oraz liczebności hodowlanych mikroorganizmów zasiedlających gleby przeprowadzono w sezonie wegetacyjnym 2013 (5.04-4.12.). W środkowej części obu stoków, w odstępach 2-tygodniowych, badano na głębokości 3 cm dynamikę wilgotności i temperatury najwyższego poziomu mineralnego obu gleb (AEs). Łącznie pomiary zostały wykonane w 18 terminach. Pomiary wilgotności wykonano każdorazowo w 10 powtórzeniach na każdym stoku. Wykorzystano metodę TDR, kalibrując sondę do badań prowadzonych w materiałach o niskiej wilgotności [Skierucha i in. 2008]. Temperaturę gleby określano przy użyciu termometru elektronicznego. Liczebność mikroorganizmów (bakterii i grzybów) oznaczono w próbkach pobranych ze wszystkich wyróżnionych na badanych stokach podpoziomów poziomu organicznego (Ol, Of, Oh) oraz z najwyższego poziomu mineralnego obu gleb (AEs). Próbki gleby z każdego (pod)poziomu pobrano z 5 punktów każdego stoku 14.10.2013 roku i uśredniono w warunkach laboratoryjnych. Izolację mikroorganizmów przeprowadzono z wykorzystaniem standardowej rozcieńczeniowej metody płytkowej [Goodfellow i in. 1967]. Seryjne rozcieńczenia ośmiu próbek glebowych, każde po 100 µl, rozprowadzono na powierzchni podłoża R2A (BD) i podłoża Martina (BTL), odpowiednio dla bakterii i grzybów. Podłoże do izolacji bakterii wzbogacono o cykloheksymid i nystatynę (każdy 50 µg/ml),

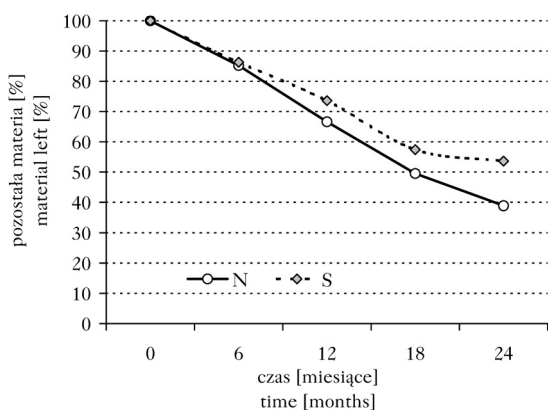
a do izolacji grzybów w streptomycynę (50 µg/ml). Płytki (w czterech powtórzeniach dla każdego rozcieńczenia) inkubowano w 28°C przez 21 dni. Uzyskaną ogólną liczbę dających się hodować mikroorganizmów (jtk – jednostki tworzące kolonie) przeliczono na 1 g suchej masy gleby.

Istotność różnic między średnimi analizowano w pakiecie Statistica 9.0 (StatSoft, Inc.), wykorzystując nieparametryczny test U Manna-Whitneya.

## Wyniki

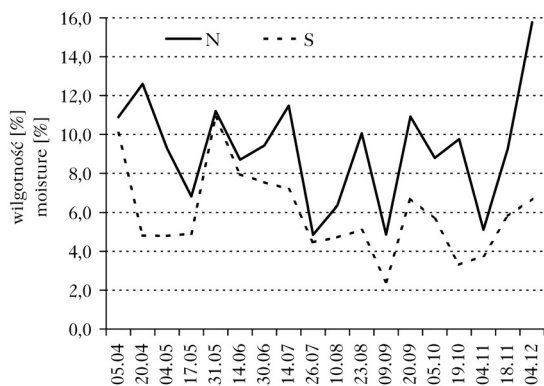
**INTENSYWNOŚĆ MINERALIZACJI IGIEŁ.** We wszystkich analizowanych terminach stwierdzono szybszy ubytek masy igieł na stoku północnym niż południowym (ryc. 1). Po upływie 6 miesięcy ubytek materiału dla obu stoków wyniósł około 14%. Nawet po tak relatywnie krótkim czasie zaznaczyła się szybsza mineralizacja materiału na stoku północnym niż południowym (udział pozostałego materiału: 85,2 ±3,6% vs. 86,3 ±0,8%), jednak uzyskane różnice nie były dla tego terminu istotne statystycznie ( $p=0,69$ ). Konsekwentnie wyższe tempo mineralizacji igieł na stoku północnym sprawiło jednak, że uzyskane różnice w masie pozostającego w workach materiału na badanych stokach były istotne ( $p<0,05$ ) dla wszystkich trzech kolejnych terminów badań. Po roku mineralizacji na stoku północnym pozostało 66,6 ±4,2%, zaś na południowym 73,6 ±0,5% masy igieł. W dwóch ostatnich terminach pomiarów różnica w ubytku masy igieł na stokach systematycznie ulegała zwiększeniu: na stoku północnym pozostało 49,5 ±5,6% materiału po 18 miesiącach i 38,9 ±4,2% po 24 miesiącach, a na południowym odpowiednio 57,4 ±4,1% i 53,6 ±3,4%. Oznacza to, że przez 2 lata prowadzenia badań igły sosny uległy mineralizacji średnio w 61,1% na stoku północnym i 46,4% na południowym (ryc. 1).

**WILGOTNOŚĆ I TEMPERATURA GLEBY.** Wilgotność gleby na głębokości 3 cm była we wszystkich terminach pomiarowych wyższa na stoku północnym niż południowym (ryc. 2). Największą różnicę tego parametru (9,1%) stwierdzono 4.12.2013 roku, kiedy wilgotność na stoku północnym wyniosła 15,8 ±1,6%, a na południowym 6,7 ±2,3%. Duże różnice wystąpiły także dla kilku pomiarów w okresie wiosenno-letnim, np. 20.04 i 23.08. Przeciwnie do wilgotności gleby kształtowała się jej temperatura. Prawie we wszystkich terminach prowadzenia badań była ona wyższa na stoku południowym (ryc. 3). Niższą temperaturę gleby na tej wystawie w porównaniu ze stokiem północnym stwierdzono jedynie w pierwszym terminie prowadzenia pomiarów (5.04; odpowiednio 1,2 i 2,0°C), natomiast w dwóch ostatnich terminach (18.11 i 4.12) temperatura na obu stokach była taka sama.



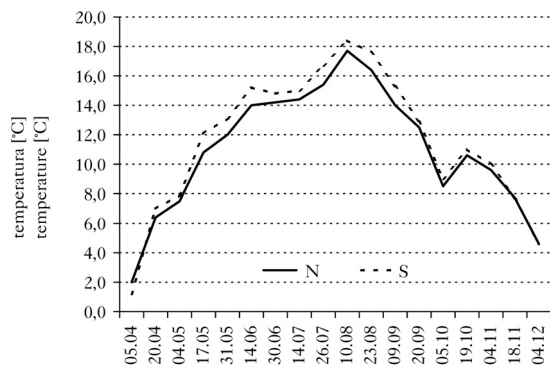
Ryc. 1.

Ubytek masy igieł sosnowych na północnym (N) i południowym (S) stoku wydmy  
Dynamics of weight loss of pine needles on northern (N) and southern (S) dune slope



Ryc. 2.

Wilgotność gleby na głębokości 3 cm na północnym (N) i południowym (S) stoku wydmy w okresie wegetacyjnym 2013 roku  
Soil moisture at a depth of 3 cm for the 2013 growing season on northern (N) and southern (S) dune slope



Ryc. 3.

Temperatura gleby na głębokości 3 cm na północnym (N) i południowym (S) stoku wydmy w okresie wegetacyjnym 2013 roku  
Soil temperature at a depth of 3 cm for the 2013 growing season on northern (N) and southern (S) dune slope

LICZEBNOŚĆ BAKTERII I GRZYBÓW W GLEBIE. Badania wykazały bardzo wyraźne różnice w liczebności bakterii i grzybów zasiedlających te same (pod)poziomy gleby na dwóch różnych stokach (tab. 1). We wszystkich badanych poziomach liczebność obu grup mikroorganizmów była zdecydowanie wyższa na stoku północnym niż południowym. Uzyskane różnice były dla większości przypadków istotne statystycznie ( $p < 0,05$ ). Brak tej istotności stwierdzono jedynie dla liczebności bakterii w poziomie Oh oraz grzybów w poziomie Of (tab. 1).

## Dyskusja

Czynniki wpływające na intensywność mineralizacji szczątków organicznych można podzielić na wewnętrzne (morfologia materiału i jego skład chemiczny) oraz zewnętrzne (warunki klimatyczno-glebowe) [Dziadowiec 1990]. Ze względu na to, że na obu badanych stokach materiałem wyjściowym były igły sosny, które cechowały się niemal identyczną morfologią, a także składem chemicznym (tab. 2), można założyć, że stwierdzone różnice w dynamice mineralizacji opadu roślinnego wynikają z odmiennych warunków klimatyczno-glebowych występujących na analizowanych ekspozycjach stoku. Warunki te wpływają na mineralizację przede wszystkim pośrednio, poprzez modyfikację składu i aktywności organizmów glebowych [Dziadowiec 1990; Cortez 1998].

Biorąc pod uwagę znaną zależność, że wzrost temperatury zwiększa szybkość reakcji chemicznych, co niejednokrotnie odnoszono także do procesów glebowych, w tym do jej aktywności biologicznej i procesu mineralizacji materiału organicznego [Dziadowiec 1990; Casals i in. 1995; Leiros i in. 1999; Fang, Moncrieff 2001], może zaskakiwać, że na stoku południowym, jako cieplejszym (ryc. 3), intensywność mineralizacji była niższa niż na stoku północnym (ryc. 1).

Tabela 1.

Średnia  $\pm$ SD liczebność bakterii i grzybów [jtk/g suchej masy gleby] wyizolowanych z poziomów glebowych stoku północnego (N) i południowego (S)

Average  $\pm$ SD number of bacteria (bakterie) and fungi (grzyby) [cfu/g mass of dry weight soil] isolated from soil horizons of the investigated northern (N) and the southern (S) slope

Poziom Horizon	Bakterie ( $\times 10^6$ )		Grzyby ( $\times 10^5$ )	
	N	S	N	S
Ol	958 $\pm$ 120 <sup>a</sup>	221 $\pm$ 31 <sup>b</sup>	498 $\pm$ 91 <sup>a</sup>	47 $\pm$ 11 <sup>b</sup>
Of	230 $\pm$ 8 <sup>a</sup>	79 $\pm$ 7 <sup>b</sup>	179 $\pm$ 34 <sup>a</sup>	141 $\pm$ 22 <sup>a</sup>
Oh	44 $\pm$ 11 <sup>a</sup>	35 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	73 $\pm$ 6 <sup>a</sup>	49 $\pm$ 7 <sup>b</sup>
AEs	18 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	5,9 $\pm$ 0,3 <sup>b</sup>	8,0 $\pm$ 1,1 <sup>a</sup>	5,1 $\pm$ 0,9 <sup>b</sup>

Różne litery przy średnich dla tej samej grupy mikroorganizmów w odniesieniu do danego poziomu glebowego oznaczają istotność statystyczną różnicy zmiennej na stokach ( $p < 0,05$ )

Different letters at mean values for the same group of microorganisms indicate significant difference ( $p < 0.05$ ) of a variable for a given soil horizon between slopes

Tabela 2.

Zawartość [%] pierwiastków w igłach sosnowych z opadu jesiennego na stoku północnym (N) i południowym (S)

Contents [%] of elements in Scots pine needles from autumn shedding for northern (N) and southern (S) slope

	C	N	Mg	Ca	K	P	C/N
N	54,9	0,56	0,06	0,63	0,15	0,03	98,0
S	54,3	0,55	0,07	0,67	0,12	0,02	98,7

Tłumaczyć to może fakt, że wpływ temperatury na procesy glebowe zależy od innych cech siedliska, w tym przede wszystkim od warunków wilgotnościowych. Butenschoen i in. [2011] stwierdzili, że tempo rozkładu ściółki wzrastało wraz ze wzrostem temperatury, ale jedynie w warunkach wysokiej wilgotności. Przy niskiej wilgotności, pomimo wzrostu temperatury, rozkład materiału organicznego ulegał natomiast wyraźnemu spowolnieniu. Oznacza to, że warunki termiczno-wilgotnościowe na badanym stoku północnym, pomimo niższej temperatury gleby (ryc. 3), stwarzają kompleksowo korzystniejsze warunki występowania mikroorganizmów glebowych (tab. 1), co ma odzwierciedlenie w większej intensywności mineralizacji igieł (ryc. 1). Stosunkowo niska wilgotność gleby na stoku południowym (ryc. 2), w warunkach panującego tam relatywnie silnego nasłonecznienia i wysokiej temperatury, nie sprzyjała natomiast jej aktywności biologicznej, co wpłynęło na niższe tempo mineralizacji ściółki. Zależność tę potwierdzają Fioretto i in. [1998], wykazując, że niedobór wilgoci glebowej w warunkach cechującego się wysoką temperaturą klimatu śródziemnomorskiego był głównym czynnikiem warunkującym powolne tempo rozkładu igieł sosny.

Uzyskane wyniki nawiązują do rezultatów badań dynamiki rozkładu igieł sosny w różnych zespołach leśnych [Dziadowiec 1990]. Po 2 latach prowadzenia eksperymentu pozostałość masy igieł w badanym zespole *Cladonio-Pinetum* (śródlądowy bór suchy) wynosiła około 52% materiału wyjściowego, czyli była bardzo zbliżona do wartości uzyskanej dla badanego przez autorów niniejszego opracowania stoku południowego (53,6%). Masa igieł stwierdzona po upływie 2 lat w zespole *Peucedano-Pinetum* (subkontynentalny bór świeży) wyniosła natomiast około 43%, co z kolei nawiązuje do wartości otrzymanej dla stoku północnego (38,9%). Świadczy to o tym, że w tym samym zespole leśnym wpływ ekspozycji stoku na intensywność mineralizacji igieł może być porównywalny do różnic w dynamice ich rozkładu w dwóch różnych zespołach boru sosnowego występujących w warunkach względnie płaskiego terenu. Można się spodziewać, że różnice w mineralizacji igieł stwierdzone przez Dziadowiec [1990] były spowodowane podobnymi czynnikami jak w bada-

niach prowadzonych przez autorów niniejszego opracowaniu. W borze chrobotkowym temperatura gleby była wyższa, a jej wilgotność niższa niż w borze świeżym, co wpłynęło (podobnie jak w niniejszych badaniach) na różnice w liczebności mikroorganizmów glebowych i w konsekwencji na intensywność mineralizacji materiału organicznego.

Warto zwrócić uwagę na różnice w dynamice ubytku masy igieł stwierdzone na analizowanej w niniejszym opracowaniu wydmie w porównaniu z wynikami uzyskanymi przez innych autorów. Czubaszek i Iwanek [2012] po roku badań prowadzonych na wydmie śródtorfowej w dolinie Narwi stwierdzili co prawda podobną pozostałość masy igieł (73%) jak w niniejszym doświadczeniu (stok północny 66,6%, stok południowy 73,6%; ryc. 1), jednak w okresie zimowym ubytek masy był wyraźnie niższy, a w okresie wegetacyjnym znacznie wyższy. Prawdopodobnie tłumaczyć to można w głównej mierze warunkami klimatycznymi (dłuższa i bardziej sroga zima na wschodzie kraju niż w Puszczy Bydgoskiej i w związku z tym dłuższy okres niższej aktywności mikroorganizmów glebowych) oraz różnicami w trofizmie obu form eolicznych. Wydma badana w dolinie Narwi położona była wśród terenów podmokłych oraz w bezpośrednim sąsiedztwie grądu [Czubaszek, Iwanek 2012], z którego opad mógł wzbogacać ściółkę w badanym drzewostanie sosnowym. Z pewnością czynniki te mogły przyczynić się do wyraźnie większej intensywności mineralizacji igieł w okresie wegetacyjnym na wydmie śródtorfowej niż w warunkach suchych i ubogich siedlisk pól wydmych Puszczy Bydgoskiej.

W porównaniu z wynikami badań mineralizacji igieł sosny na glebach piaszczystych, jednak o innym niż eoliczne pochodzeniu piasku [Dziadowiec 1987, 1990; Kaczmarek, Dziadowiec 1997], tempo ubytku masy igieł na stokach badanych przez autorów niniejszego opracowania było wyraźnie niższe. Tłumaczyć to można przede wszystkim niższym trofizmem, zapewne też i wilgotnością analizowanych gleb, a także brakiem w badanej monokulturze sosny choćby domieszki fitomelioryacyjnych gatunków liściastych, które występowały w drzewostanach badanych w cytowanych wyżej pracach. Szczególnie wysokie różnice dotyczyły pierwszego roku mineralizacji, kiedy dla przebiegu rozkładu kluczowe znaczenie ma zawartość azotu w mineralizowanym materiale (zależność dodatnia z intensywnością mineralizacji) oraz wartość stosunku C/N (zależność ujemna) [Dziadowiec 1990]. Pod względem tych parametrów badane w niniejszej pracy igły stanowiły materiał o wyraźnie mniejszej podatności na mineralizację w porównywaniu z igłami badanymi przez Dziadowiec [1987, 1990] oraz Kaczmarek i Dziadowiec [1997].

Uzyskane wyniki potwierdzają, że cechy związane z aktywnością biologiczną gleby mogą się łączyć z trofizmem siedliska [Olszowska i in. 2005]. Na badanej wydmie wyższa liczebność mikroorganizmów na stoku północnym wpłynęła na wyższe tempo mineralizacji opadu roślinnego, a przez to sprawniejsze uwalnianie z materiału organicznego składników pokarmowych i ich udostępnianie korzeniom roślin. Znaczną liczebność bakterii, włączając promieniowce ( $9,71 \times 10^4$ ), oraz grzybów ( $3,40 \times 10^5$ ) w glebie porośniętej starodrzewem sosny zwyczajnej potwierdziły w swoich badaniach Golińska i Dahm [2011a]. Bakterie i grzyby strzępkowe zasiedlające gleby leśne są źródłem zewnątrzkomórkowych enzymów, takich jak proteazy, pektynazy czy celulazy [Redlak i in. 2001; Gierasimiuk, Strzelczyk 2003; Golińska, Dahm 2011b]. Enzymy te, rozkładając białka, pektyny i celulozę, czyli główne składniki komórek roślinnych, wpływają na mineralizację martwej substancji roślinnej. Ma to potwierdzenie w przeważnie wyraźnie wyższej zawartości azotu w analogicznych (pod)poziomach gleby bielcowej występującej na północnym stoku badanej wydmy w porównaniu z wystawą południową [Sewerniak i in. 2011]. O korzystniejszych warunkach siedliskowych na cienistych stokach wydm świadczy także większa ich wilgotność (ryc. 2), co w warunkach niewielkich opadów atmosferycznych występujących na terenie badań ma dla drzew szczególnie duże znaczenie. Wstępne wyniki badań cech przyrostowych drzewostanów



sosnowych na wydmach Puszczy Bydgoskiej [Sewerniak i in. 2011, 2012] świadczą jednak o tym, że teoretycznie korzystniejsze warunki siedliskowe występujące na stokach cienistych niekoniecznie odzwierciedlają się w cechach przyrostowych drzewostanów sosnowych. Zagadnienie relacji między mozaikowością cech siedliska na polach wydm śródlądowych uwarunkowaną rzeźbą terenu a cechami wzrostowymi sosny wymaga dalszych badań.

## Wnioski

- ✦ Intensywność mineralizacji igieł sosny w warunkach wydm śródlądowych Puszczy Bydgoskiej jest relatywnie niska, czego pierwotną przyczyną są uwarunkowania siedliskowe (niska wilgotność i trofizm gleb).
- ✦ W relatywnie monotonnym krajobrazie borów sosnowych porastających pola wydmowe wystawa stoku jest czynnikiem wyraźnie różnicującym właściwości siedliska (wilgotność i temperaturę gleby) oraz cechy mikrobiologiczne gleby (liczebność bakterii i grzybów).
- ✦ Różnice w temperaturze i wilgotności występujące na stokach wydm o kontrastowej wystawie powodują występowanie wyraźnych różnic w liczebności bakterii i grzybów w powierzchniowych poziomach gleby. Zdecydowanie większa liczebność obu tych grup mikroorganizmów występuje na stoku północnym niż południowym, co sprawia, że intensywność mineralizacji opadłych na powierzchnię gleby igieł sosny jest na wystawie cieniejszej wyższa niż na słonecznej.
- ✦ Niższą intensywność mineralizacji igieł sosny na stoku południowym, pomimo występującej tam wyższej temperatury niż na wystawie północnej, wiązać można z okresowym niedoborem wilgoci w stropie gleby, co jest prawdopodobnie najważniejszym czynnikiem ograniczającym liczebność mikroorganizmów glebowych na wystawie słonecznej.

## Literatura

- Bednarek R., Jankowski M. 2006. Gleby. W: Andrzejewski L., Weckwerth P., Burak S. [red.]. Toruń i jego okolice. Wyd. UMK, Toruń. 153-175.
- Butenschoen O., Scheu S., Eisenhauer N. 2011. Interactive effects of warming, soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity. *Soil Biol. Bioch.* 43: 1902-1907.
- Casals P., Romany J., Cortina J., Fons J., Bode M., Vallejo V. R. 1995. Nitrogen supply rate in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of contrasting slope aspect. *Plant a Soil* 168-169: 67-73.
- Cortez J. 1998. Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biol. Bioch.* 30 (6): 783-793.
- Czubaszek R., Iwanek E. 2012. Rozkład opadu organicznego w zbiorowiskach roślinnych porastających wydmy śródtorfowe w dolinie Narwi. *Sylvan* 156 (6): 444-450.
- Dziadowiec H. 1987. The decomposition of plant litter fall in an oak-linden-hornbeam forest and oak-pine mixed forest of the Białowieża National Park. *Acta Soc. Bot. Pol.* 56 (1): 169-185.
- Dziadowiec H. 1990. Rozkład ściółki w wybranych ekosystemach leśnych. *Rozprawy UMK, Toruń*.
- Fang C., Moncrieff J. B. 2001. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biol. Bioch.* 33: 155-165.
- Fioretto A., Musacchio A., Andolfi G., Virzo de Santo A. 1998. Decomposition dynamics of litters of various pine species in a corsican pine forest. *Soil Biol. Bioch.* 30: 721-727.
- Gierasimiuk J., Strzelczyk E. 2003. Cellulolytic and pectolytic activity of bacilli isolated from the root-free soil and the rhizosphere of different forest trees. *Folia For. Pol.* 45: 15-26.
- Golińska P., Dahm H. 2011a. Occurrence of actinomycetes in forest soil. *Dendrobiology* 66: 3-13.
- Golińska P., Dahm H. 2011b. Enzymatic activity of actinomycetes from the genus *Streptomyces* isolated from the bulk soil and rhizosphere of the *Pinus sylvestris*. *Dendrobiology* 65: 37-46.
- Gołąb Z. 1978. Zmiany chemiczne zachodzące w liściach bukowych i grabowych podczas ich rozkładu w naturalnych warunkach. *Rocz. Glebozn.* 29 (2): 31-41.
- Goodfellow M., Hill I. R., Gray T. R. G. 1967. Bacteria in a pine forest soil. W: Gray T. R. G., Parkinson D. [red.]. *The ecology of soil bacteria*. University Press, Liverpool. 500-515.
- Joneczak J. 2014. Rozkład liści buka w 120-letnim drzewostanie na obszarze Pomorza Środkowego. *Sylvan* 158 (8): 621-629.
- Joneczak J., Parzych A., Sobisz Z. 2014. Dynamics of Cu, Mn, Ni, Sr and Zn release during decomposition of four types of litter in headwater riparian forests in northern Poland. *Leśn. Pr. Bad.* 75 (2): 193-200.

- Kaczmarek J., Dziadowiec H. 1997. Rozkład liści dębu oraz igieł sosny i świerka w trzech stanowiskach lasu mieszanego. *Humic Subst. in Ecosyst.* 1: 87-92.
- Kowalkowski A. 1983. Wpływ pozyskania biomasy w drzewostanach sosnowych na obieg składników mineralnych oraz właściwości gleb siedlisk borowych. *Pr. IBL* 598: 67-89.
- Leiros M. C., Trasar-Cepeda C., Seoane S., Gil-Sotres F. 1999. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biol. Bioch.* 31: 327-335.
- Niewinna M. 2010. Wielkość opadu i tempo rozkładu ściółki w wybranych drzewostanach Bieszczadów. *Rocz. Bieszcz.* 18: 59-73.
- Nilsson L. O., Hättel R. E., Johansson U. T., Jochheim H. 1995. Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems – present status and future research directions. *Plant a Soil* 168-169: 5-13.
- Olszowska G., Zwoliński J., Matuszczyk I., Syrek D., Zwolińska B., Pawlak U., Kwapis Z., Dudzińska M. 2005. Wykorzystanie badań aktywności biologicznej do wyznaczenia wskaźnika żyzności gleb w drzewostanach sosnowych na siedliskach boru świeżego i boru mieszanego świeżego. *Leśn. Pr. Bad.* 68 (3): 17-37.
- Pokojska U. 1986. Rola próchnicy w kształtowaniu odczynu, właściwości buforowych i pojemności jonowymiennej gleb leśnych. *Rocz. Glebozn.* 37 (2-3): 249-263.
- Prusinkiewicz Z. 1970. Gleba jako zasadniczy składnik siedliska leśnego. *Sylwan* 114 (8-9): 26-30.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z. 1990. Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego. PWRiL, Warszawa.
- Redlak K., Dahm H., Ciesielska A., Strzelczyk E. 2001. Enzymatic activity of ectendomycorrhizal fungi. *Biol. Fertil. Soils.* 33: 83-90.
- Sewerniak P., Bednarek R., Szymańska A. 2011. Ekspozycja stoków wydm w Kotlinie Toruńskiej a wybrane elementy ekosystemu boru sosnowego – wstępne wyniki badań. *Leśn. Pr. Bad.* 72 (4): 311-319.
- Sewerniak P., Gonet S. S., Quaium M. 2012. Wpływ przygotowania gleby frezem leśnym na wzrost sadzonek sosny zwyczajnej w warunkach ubogich siedlisk Puszczy Bydgoskiej. *Sylwan* 156 (11): 871-880.
- Skierucha W., Wilczek A., Alokhina O. 2008. Calibration of a TDR probe for low soil water content measurements. *Sensors and Actuators A* 147: 544-552.
- Wójcik G., Marciniak K. 2006. *Klimat*. W: Andrzejewski L., Weckwerth P., Burak S. [red.]. Toruń i jego okolice. Wyd. UMK, Toruń. 99-128.
- Xuluc-Tolosa F. J., Vestera H. F. M., Ramírez-Marcial N., Castellanos-Albores J., Lawrence D. 2003. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico *For. Ecol. Manage.* 174: 401-412.





**Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu**  
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

**CIRRICULUM VITAE**

mgr Justyna Jasińska

Toruń, 2020

## Życiorys Naukowy

### Dane osobowe:

Imię i nazwisko: Justyna Jasińska;

E-mail: justynaj1804@wp.pl

### Edukacja:

- 1997-2003 - Szkoła Podstawowa im. Jana Pawła II w Rożentalu;
- 2003-2006 - Gimnazjum w Zespole Szkół Grabowo - Wałdyki;
- 2006-2009 - Liceum Ogólnokształcące im. Władysława Broniewskiego w Lubawie;
- 2009-2012 - Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu - studia licencjackie: geografia;
- 2012-2014 - Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu - studia magisterskie: geografia, praca magisterska pt. *Biomasa i skład chemiczny nadziemnego opadu roślinnego oraz tempo mineralizacji szczątków roślinnych w ekosystemach wydmywowych Kotliny Toruńskiej* wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. Sławomira S. Goneta;
- 2011-2014 - Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu - studia licencjackie: ochrona środowiska, praca licencjacka pt. *Bakterie i grzyby zasiedlające kwaśne gleby wydmywowe w Kotlinie Toruńskiej, badania ilościowe* wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. Hanny Dahm;
- 2015-2020 - Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu - studia doktoranckie w dziedzinie nauk o ziemi w zakresie geografii;
- 2020 - Wyższa Szkoła Społeczno-Przyrodnicza im. Wincentego Pola w Lublinie - studia podyplomowe: kwalifikacje nauczycielskie, przygotowanie pedagogiczne.

### Udział w szkoleniach, warsztatach, praktykach i stażach:

- 2011 - Engagement for development workshop, organized by Talisman Energy and Innovation Institute in Toruń, 16.06.2011 r.;
- 2012 - Udział w badaniach nad rekonstrukcją zagospodarowania hydrotechnicznego rzek Polski pod kierunkiem dr Dariusza Brykały w Zakładzie Zasobów Środowiska i Geozagrożeń Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk, 01.01.-31.01.2012 r.;
- 2012 - Uczestnictwo w Lingua Franca For European Soils (ERASMUS Intensive Programme ERA/2011/IP/W/0010), 03.06.-16.06.2012 r.;

- 2012 - Staż w Zakładzie Zasobów Środowiska i Geozagrożeń Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk (m.in. obsługa programu ArcGIS, rektyfikacja rastrów map topograficznych do układu współrzędnych płaskich), 04.07.-17.07.2012 r.;
- 2012 - Praktyki studenckie w Przedsiębiorstwie Usług Geodezyjnych i Kartograficznych w Lipnie, 01.08.-30.08.2012 r.;
- 2015-2016 - Praca na stanowisku geograf w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu UMK w Toruniu (głównie praca w laboratorium zajmującym się analizą próbek gleby, m.in. praca z SOLAR 969 Atomic Absorption Spectrophotometer i RAYLEIGH UV-1601 Spectrophotometer), 01.10.2015 r.-29.02.2016 r.;
- 2016 - Staż naukowy w ramach programu ERASMUS + w Institute of Agricultural Environment and Resources, Shanxi Academy of Agricultural Science w Taiyuan w Chinach, 22.04.-17.08 2016 r.;
- 2017 - Uczestnictwo w pokazach terenowych na temat "Techniki produkcji sadzonek w polskim leśnictwie" organizowanych przez Nadleśnictwo Dobrzejewice, 09.05.2017 r.;
- 2019 - Praca na stanowisku geograf w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu, 1.04.2019 r.-27.09.2019 r.

#### **Udział w projektach naukowo-badawczych:**

- 2016 - Grant wspomagający rozwój młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich na Wydziale Nauk o Ziemi UMK 2629-G - kierownik;
- 2017 - Grant wspomagający rozwój młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich na Wydziale Nauk o Ziemi UMK 2931-G - kierownik;
- 2018 - Grant wspomagający rozwój młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich na Wydziale Nauk o Ziemi UMK 1178-G - kierownik;
- 2017-2018 - Grant NCN 4195-G kierowany przez dr hab. Michała Jankowskiego, prof. UMK, - wykonawca.

### **Działalność naukowo-badawcza:**

a) Publikacje (artykuły z listy ministerialnej A; IF oraz punktacja MNiSW zgodnie z rokiem publikacji):

- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, Puchałka Radosław, 2020, *Litterfall in a Scots pine forest on inland dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry*, Forests, 11, 6: 1-13. (IF 2.221, pkt. MNiSW 100);
- Tessema Yared Mesfin, **Jasińska Justyna**, Yadeta Lemma Tiki, Świtoniak Marcin, Puchałka Radosław, Gebregeorgis Eyob Gebrehiwot, 2020, *Soil loss estimation for conservation planning in the Welmel watershed of the Genale Dawa basin, Ethiopia*, Agronomy, 10, 6: 1-19. (IF 2.603, pkt. MNiSW 100);
- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, Markiewicz Maciej, 2019, *Links between slope aspect and rate of litter decomposition on inland dunes*, Catena, 172: 501-508. (IF 4.333, pkt. MNiSW 140);
- Sewerniak Piotr, **Jasińska Justyna**, Golińska Patrycja, Składanowski Marek, 2015, *Intensywność mineralizacji igieł w borze sosnowym w odniesieniu do warunków siedliskowych i mikrobiologicznych stoków wydm o kontrastowej ekspozycji*, Sylwan, 159, 10: 839-847. (IF 0.410, pkt. MNiSW 15).

b) Publikacje (artykuły z listy ministerialnej B; punktacja MNiSW zgodnie z rokiem publikacji):

- **Jasińska Justyna**, Charzyński Przemysław, Świtoniak Marcin, 2017, *Potential for the development of culinary tourism in Zambia*, Geography and Tourism (Bydgoszcz), 5, 1: 101-111. (pkt. MNiSW 6);
- Jankowski Michał, Dąbrowski Michał, **Jasińska Justyna**, Michalski Adam, 2017, *Yampil barrow complex: Prydnistryanske 1 and Klembivka 1: pedological- environmental aspects of location.*, Balt.-Pontic Stud., 22, 41-53. (pkt. MNiSW 10).

c) Inne publikacje:

- Dąbrowski Michał, **Jasińska Justyna**, Michalak Joanna, Mendyk Łukasz, Michalski Adam, Pindral Sylwia, Sykuła Marcin, Bednarek Renata, Jankowski Michał, 2019, *Prace nad aktualizacją mapy gleb Polski w skali 1:300000*, [w:] Hulisz Piotr, Michalak Joanna, Pindral Sylwia (red.), *Współczesne kierunki badań w zakresie geografii gleb, paleopedologii i materii organicznej w środowisku połączona z jubileuszem 55-lecia*

gleboznawstwa na Uniwersytecie Mikołaja Kopernika w Toruniu oraz wieloletnim pracą naukową prof. dr hab. Renaty Bednarek i prof. dr hab. Sławomira S. Goneta: konferencja naukowa, Toruń, 3-4 marca 2019, Machina Druku, Toruń.

- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, 2019, *Effect of slope aspect on characteristics of litterfall in dune heathlands of the Toruń Basin (N Poland)*, [w:] Alonso Isabel, Diaz Anita, Liley Durwyn (red.), *Heathlands in a crowded world: 16<sup>th</sup> European Heathlands Workshop*, 18-24 August 2019, Dorset and the New Forest, UK, Dorset, Wareham.
- Sykuła Marcin, Jankowski Michał, Mendyk Łukasz, Dąbrowski Michał, **Jasińska Justyna**, Michalak Joanna, Michalski Adam, Pindral Sylwia, Bednarek Renata, 2019, *Wczoraj i dziś Mapy gleb Polski 1:300 000: próba adaptacji do Systematyki gleb Polski 2019 (SGP6)*, [w:] Bartmiński Piotr, Dębicki Ryszard (red.), *Gleba źródłem życia: 30 Kongres Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*, Lublin 2-7 września 2019, Wydawnictwo Polihymnia, Lublin.
- Sewerniak Piotr, Jankowski Michał, Dąbrowski Michał, **Jasińska Justyna**, 2018, *Regular topographically-induced variation of soils on inland dunes in the Toruń Basin (N Poland)*, [w:] Świtoniak Marcin, Charzyński Przemysław, (red.) *Soil sequences atlas II*, Machina Druku, Toruń. (pkt. MNiSW 5).
- Dąbrowski Michał, **Jasińska Justyna**, Michalak Joanna, Mendyk Łukasz, Michalski Adam, Pindral Sylwia, Sykuła Marcin, Bednarek Renata, Jankowski Michał, 2017, *Aktualizacja mapy gleb Polski w skali 1:300 000*, [w:] Wydra-Ryś Marzena (red.) *Krajowe bazy danych o glebach: stan, wykorzystanie, potrzeby: konferencja naukowa*, Warszawa, 21 września 2017 r., Wydawnictwo Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy, Puławy.
- **Jasińska Justyna**, Sewerniak Piotr, 2016, *Roślinność runa jako wskaźnik żyzności gleb wydm śródlądowych*, [w:] Krajowa Platforma Glebowa, warsztaty naukowe Wskaźniki oceny jakości gleb, 29 września 2016 r., Warszawa.
- Sewerniak Piotr, **Jasińska Justyna**, Golińska Patrycja, Składanowski Marek, 2015, *Mineralizacja opadu roślinnego na stokach wydm o kontrastowej wystawie w dwóch typach ekosystemów poligonu toruńskiego*, [w:] Kabała Cezary (red.) *Zasoby glebowe a zrównoważony rozwój: materiały 29 Kongresu Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*, Wrocław, 31 sierpnia- 3 września 2015 r., Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Wrocław.
- **Jasińska Justyna**, 2014, *Mineralizacja i uwalnianie składników pokarmowych z rozkładającego się opadu roślinnego*, [w:] Górniak Grzegorz, (red.) *IV Kopernikańskie*

Symposium Studentów Nauk Przyrodniczych 28-30 marca 2014 r., Zeszyt abstraktów, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Toruń.

Łącznie jest to 14 prac naukowych, których łączna wartość punktowa MNiSW wynosi 376, w tym zawarte są 4 artykuły w czasopismach z IF (łączna wartość IF tych prac wynosi 9.567).

#### **Udział w konferencjach z referatem, posterem:**

- IV Kopernikańskie Symposium Studentów Nauk Przyrodniczych, 28-30.03.2014 r., Toruń, wystąpienie ustne: **Jasińska J.**, *Mineralizacja i uwalnianie składników pokarmowych z rozkładającego się opadu roślinnego.*
- 29 Kongres Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego „Zasoby glebowe a zrównoważony rozwój”, 31.08-03.09.2015 r., Wrocław, poster: Sewerniak P., **Jasińska J.**, Golińska P., Składanowski M., *Mineralization of litterfall on dune slopes of contrasting aspects in two ecosystem types of the Toruń military area.*
- 21 World Congress of soil science, 12-17.08.2018, Rio de Janeiro, wystąpienie ustne: **Jasińska J.**, Charzyński P., Qiuxia M., Ruifen Z., Jinjing L., *Characteristics of edifisols of Shanxi Province, China.*
- 16<sup>th</sup> European Heathlands Workshop, 18-24 August 2019 Dorset and the New Forest, UK, Dorset, Wareham, poster: **Jasińska J.**, Sewerniak P., 2019, *Effect of slope aspect on characteristics of litterfall in dune heathlands of the Toruń Basin (N Poland).*
- Konferencja współczesne kierunki badań w zakresie geografii gleb, paleopedologii i materii organicznej w środowisku, 3-4.03.2019 r., Toruń, poster: Dąbrowski M., **Jasińska J.**, Michalak J., Mendyk Ł., Michalski A., Pindral S., Sykuła M., Bednarek R., Jankowski M. *Prace nad aktualizacją mapy gleb Polski w skali 1:300 000.*

#### **Działalność organizacyjna:**

- 2011 - Udział w przygotowaniu Kopernikańskiego Symposium Studentów Nauk Przyrodniczych organizowanego przez Studenckie Koła Naukowe Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi, Wydziału Chemii oraz Wydziału Fizyki, Astronomii i Informatyki Stosowanej UMK, 25-27.05.2011 r.;
- 2012 - Udział w przygotowaniu II Kopernikańskiego Symposium Studentów Nauk Przyrodniczych organizowanego przez Studenckie Koła Naukowe Wydziału Biologii

i Nauk o Ziemi, Wydziału Chemii oraz Wydziału Fizyki, Astronomii i Informatyki Stosowanej UMK, 9-11.03.2012 r.;

- 2016 - Udział w przygotowaniu konferencji: Problemy systematyki gleb przekształconych przez człowieka: deluwialnych, zasolonych i technogenicznych, Toruń, 5-8.10.2016 r.;
- 2018 - Udział w przygotowaniu VIII Kopernikańskiego Sympozjum Studentów Nauk Przyrodniczych i Toruńskiego Sympozjum Doktorantów Nauk Przyrodniczych. 24-25.03.2018 r.
- Udział w przygotowaniu Soil Classification and Education Conference. Toruń, 18-20.05.2018 r.
- Udział w przygotowaniu konferencji współczesne kierunki badań w zakresie geografii gleb, paleopedologii i materii organicznej w środowisku. Toruń, 3-4.03.2019 r.

#### **Działalność dotycząca popularyzacji nauki:**

- 08.04.2017 r. – członek komitetu organizacyjnego czwartej edycji Ogólnopolskiego Konkursu Wielki Test Wiedzy Geograficznej, Toruń;
- 02.06.2017 r. – organizacja warsztatów z podstaw gleboznawstwa dla uczniów Publicznego Gimnazjum z oddziałami Integracyjnymi im. Noblistów Polskich w Przasnyszu oraz I Liceum Ogólnokształcącego im. Mikołaja Kopernika w Toruniu, Toruń;
- 05.12.2017 r. - udział w organizacji zajęć warsztatowych z podstaw gleboznawstwa dla uczniów X Liceum Ogólnokształcącego im. Stefana Banacha w Toruniu, IX Liceum Ogólnokształcącego im. Kazimierza Jagiellończyka w Toruniu, III Liceum Ogólnokształcącego im. S. B. Lindego w Toruniu oraz II Liceum Ogólnokształcącego im. Marii Konopnickiej w Inowrocławiu;
- 08.12.2017 r. - udział w organizacji zajęć warsztatowych z podstaw gleboznawstwa dla uczniów V Liceum Ogólnokształcącego w Płocku;
- 12.12.2017 r. - udział w organizacji zajęć warsztatowych z podstaw gleboznawstwa dla uczniów X Liceum Ogólnokształcącego im. Stefana Banacha w Toruniu;
- 19.12.2017 r. – udział w organizacji zajęć warsztatowych z podstaw gleboznawstwa dla uczniów Technikum nr 3 w Toruniu;
- 18-20.04.2018 r. – Pomoc techniczna w organizacji i przeprowadzeniu Repetytorium z geografii.

**Inna działalność:**

- 2011-2012 - Działalność w Studenckim Kole Naukowym Geografów.

**Dodatkowe informacje:**

- Znajomość języka angielskiego na poziomie średniozaawansowanym (B2);
- prawo jazdy kategorii B;
- obsługa programów pakietu Microsoft Office, oprogramowania graficznego Corel, programów GIS (głównie ArcGIS);
- umiejętność wykonania podstawowych i specjalistycznych analiz laboratoryjnych z zakresu badania właściwości gleb i osadów