

DOROTA KAWAŁKO, ALEKSANDRA HALAREWICZ, JAROSŁAW KASZUBKIEWICZ,
PAWEŁ JEZIERSKI

Tempo dekompozycji opadu organicznego podczas przemian siedlisk łęgowych*

Decomposition rate of the litter fall in the course of riparian habitat changes

ABSTRACT

Kawałko D., Halarewicz A., Kaszubkiewicz J., Jezierski P. 2017. Tempo dekompozycji opadu organicznego podczas przemian siedlisk łęgowych. Sylwan 161 (7): 565-572.

Disturbances occurring in the riverside forest ecosystems also translate into the ability of litter decomposition. Determination of the litter decomposition rate and the changes in its chemical composition in the course of riparian habitat changes was the aim of the study. The study was conducted in 2011 in Jezierzycza River Valley Landscape Park located partly on a floodplain of Oder river (SW Poland). Two riparian forest habitats (*Ficario Ulmetum-minoris*) were selected for the study: site L (riparian forest), immediately adjacent to the old river bed and site LZ (drying riparian forest), bordering site L on the edge of the floodplain and adjacent to oak-hornbeam forest (*Galio sylvatici-Carpinetum betuli*) that constituted site G. The study used the method of litter bags. The research material was collected every quarter except for winter, during 2 years. The decomposition rate of organic matter defined by the loss of organic matter, understood as the difference between the previous and the current state. We analyzed content of total organic carbon, total nitrogen and available phosphorus, potassium and magnesium in the litter fall. As the result, decomposition occurred the most rapidly in the oak-hornbeam forest community and the slowest in the drying riparian forest. Regardless of the type of forest community rate of decomposition of the fresh organic matter is the highest in winter and spring. The highest content of organic carbon and total nitrogen was observed in the oak-hornbeam forest, slightly lower in the riparian forest, while the lowest in the drying riparian forest. Similarly the content of available phosphorus, potassium and magnesium was presented. Along with the progressive decomposition, examined material had increased Corg and N content, but reduced C/N ratio. In all analyzed forest communities were found the release of P, K and Mg in the environment, which was the most intense in spring and summer.

KEY WORDS

Ficario Ulmetum-minoris, *Galio sylvatici-Carpinetum betuli*, litter fall, chemical composition, Jezierzycza valley

ADDRESSES

Dorota Kawałko ⁽¹⁾ – e-mail: dorota.kawalko@up.wroc.pl
Aleksandra Halarewicz ⁽²⁾ – e-mail: aleksandra.halarewicz@up.wroc.pl
Jarosław Kaszubkiewicz ⁽¹⁾ – e-mail: jaroslaw.kaszubkiewicz@up.wroc.pl
Paweł Jezierski ⁽¹⁾ – e-mail: pawel.jezierski@up.wroc.pl

*Badania finansowane z grantu NN305154537.

⁽¹⁾ Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; ul. Grunwaldzka 53, 50-357 Wrocław

⁽²⁾ Katedra Botaniki i Ekologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; pl. Grunwaldzki 24a, 50-363 Wrocław

Wstęp

Lasy łęgowe należą do najbogatszych pod względem różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych. Zalesione strefy nadbrzeżne stanowią naturalny osadnik i filtr dla rzek niosących podczas wezbrań i powodzi różne zanieczyszczenia. Z drugiej strony są naturalnym systemem ochrony wód powierzchniowych przed substancjami chemicznymi spływającymi z wyżej położonych terenów użytkowanych rolniczo [Broadmeadow i in. 2004; Lecerf, Richardson 2010; Szczepka 2014]. Przemiany następujące w zbiorowiskach łęgowych są procesem wieloetapowym, potwierdzającym ściśle zależności pomiędzy trzema komponentami środowiska: wodą, glebą i roślinnością. Zmiana dynamiki koryta i wód powierzchniowych oraz obniżenie zwierciadła wód gruntowych, zachodzące w sposób naturalny lub najczęściej na skutek działalności człowieka [Wawręty 2007; Głuchowska, Pływaczyk 2008; Miller i in. 2015], powodują znaczne zmiany w morfologii profilu glebowego [Kabała i in. 2011; Łabaz, Kabała 2014; Kabała 2015]. Efekty tego procesu można zauważyć w stopniowej zmianie składu gatunkowego łęgów w kierunku lasów grądowych [Czerepko 2008; Cieśla 2009; Grzelak 2011; Kawałko i in. 2015]. Zaburzenia zachodzące w nadbrzeżnych ekosystemach leśnych przekładają się również na zdolność rozkładu ściółki [Lecerf, Richardson 2010].

Tempo dekompozycji materii organicznej jest dobrym wskaźnikiem procesów zachodzących w glebie, podczas których na drodze rozkładu i mineralizacji ze szczątków roślinnych uwalniane zostają składniki pokarmowe, które mogą być ponownie pobrane przez rośliny [Dziadowiec 1990; Jonczak i in. 2015]. Rozkład komponentów opadu roślinnego zależy od ich składu chemicznego, morfologii oraz warunków siedliskowo-klimatycznych [Aerts 1997; Gonet i in. 2007; Kawałko i in. 2011c; Jamroz 2012], które poprzez pośrednie oddziaływanie na mineralizację modyfikują zespół i aktywność organizmów glebowych. Proces rozkładu materii organicznej w lasach liściastych przebiega znacznie szybciej niż w iglastych [Dziadowiec 1987; Bednarek i in. 2005; Niewinna 2010; Czubaszek, Iwanek 2012]. Natomiast do głównych czynników klimatycznych warunkujących tempo rozkładu należą temperatura i wilgotność [Swift, Anderson 1989; Czubaszek, Iwanek 2012].

Celem pracy była analiza dynamiki rozkładu i zmian właściwości chemicznych opadu organicznego w przebiegu przemian siedlisk łęgowych zlokalizowanych na terenie doliny Jezierzycy.

Teren badań

Doświadczenie założono na terenie Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy, w południowo-zachodniej części Nadleśnictwa Wołów, leżącej na fragmencie równiny zalewowej doliny Odry. Wzdłuż transektu poprowadzonego prostopadłe do koryta Odry wybrano 3 różne zbiorowiska roślinne: łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris* (L), łęg ulegający przesuszeniu, czyli tzw. łęg zgrądowiasty (LZ), i las grądowy *Galio sylvatici-Carpinetum betuli* (G).

Stanowisko L wyznaczono na terasie zalewowej bezpośrednio przylegającej do starorzecza, w odległości około 500 m od koryta Odry. Stanowisko LZ graniczy z L i jest usytuowane na niewielkim wyniesieniu terenu około 550 m od rzeki. Stanowisko G znajduje się na terasie nadzalewowej oddzielonej rowem melioracyjnym od stanowiska LZ około 800 m od koryta Odry. Na terasach zalewowych przeważają mady i gleby brunatne, natomiast w obrębie terasy nadzale-

wowej i starorzeczy obecne są gleby mułowo-błotne, murszowe, glejowe i torfowe [Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1997; Kawałko i in. 2011a, b]. Zgodnie z Klasyfikacją... [2000] badane utwory zaliczono do typu mad rzecznych. Są to mady brunatne średnie i ciężkie. Analizowane gleby charakteryzują się zróżnicowaniem składu granulometrycznego, które występuje zarówno między profilami, jak i poszczególnymi poziomami genetycznymi w obrębie danej odkrywki. W profilach zlokalizowanych w lesie łęgowym i łągu zgrądowiałym lustro wody gruntowej znajdowało się na głębokości odpowiednio 100 i 150 cm ppt, a oglejenie było widoczne w każdym poziomie genetycznym. W odkrywkach w lesie grądowym w okresie ich wykonywania nie stwierdzono wody gruntowej, ale oglejenie zaznaczało się już na głębokości kilkunastu cm od powierzchni.

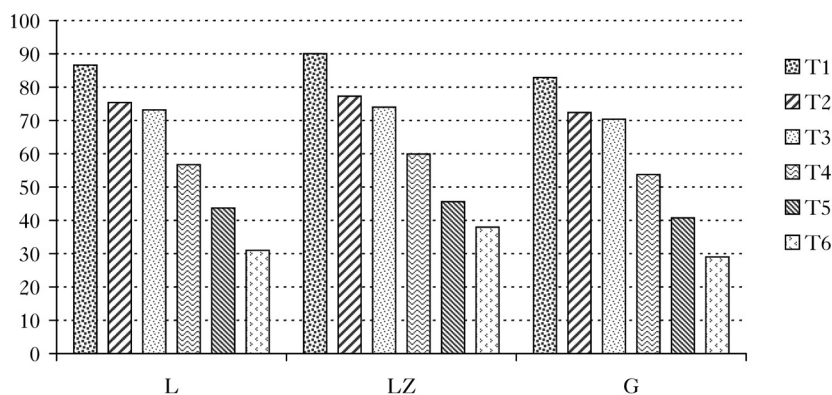
Materiał i metody

W badaniach wykorzystano metodę woreczków ściółkowych (woreczki o wymiarach 15×15 cm wykonane z tworzywa sztucznego o średnicy oczek 1 mm). Opad biomasy liści pobrano do chwytaków o łącznej powierzchni 10 m² na każdym stanowisku w październiku 2011 roku. Po wysuszeniu materiału w temperaturze pokojowej przygotowano po 60 prób o ustalonej suchej masie każdej ze ściółek. Woreczki ściółkowe wyłożono na dnie lasu, nie naruszając powierzchni ściółki, na każdym z 3 stanowisk w listopadzie tego samego roku.

W celu uwzględnienia zmienności warunków na każdym stanowisku pobierano po 3 próby. Zbiuro dokonywano co kwartał (z wyjątkiem zimy), w okresie dwuletnim (marzec 2012 – T1, czerwiec 2012 – T2, wrzesień 2012 – T3, marzec 2013 – T4, czerwiec 2013 – T5, wrzesień 2013 – T6). W laboratorium próbki wysuszono do stanu powietrznie suchego, a następnie zważono i zmielono. W materiale organicznym oznaczono: węgiel organiczny – metodą spalania na sucho w temperaturze 550°C, azot ogólny – metodą Kjeldahla przy użyciu analizatora firmy Büchi oraz formy przyswajalne P, K i Mg – według normy PN-R-04024:1997. Tempo rozkładu opadu organicznego określono poprzez ubytek materii organicznej (UMO) rozumiany jako różnica pomiędzy stanem poprzednim a aktualnym. Za wartość początkową opadu, czyli 100%, uznano suchą masę ściółki z listopada 2011 roku. Analizy statystyczne wykonano przy użyciu oprogramowania Statistica 12. Zgodność danych z rozkładem normalnym badano przy wykorzystaniu testu Shapiro-Wilka. Następnie wykonano dwuczynnikową analizę wariancji z badaniem istotności różnic testem HSD Tukeya. Weryfikowano hipotezy badawcze: 1) rodzaj zbiorowiska ma wpływ na tempo dekompozycji opadu organicznego i zawartość C i N oraz form przyswajalnych P, K i Mg; 2) okres badawczy ma wpływ na tempo dekompozycji opadu organicznego oraz 3) termin poboru próbek ma wpływ na zawartość C i N oraz form przyswajalnych P, K i Mg. Odrębnie dla poszczególnych zbiorowisk leśnych wykonano analizę korelacji. W każdym ze zbiorowisk dla par zmiennych określonych łącznie dla wszystkich okresów badawczych i powtórzeń obliczono współczynniki korelacji i oceniono ich istotność.

Wyniki i dyskusja

Porównując przebieg dekompozycji opadu organicznego na poszczególnych stanowiskach, najwyższy rozkład odnotowano w lesie grądowym, a najniższy w łągu zgrądowiałym (ryc. 1). W pierwszym roku doświadczenia w okresie zimowym średni ubytek materii organicznej na stanowisku G wyniósł 17%, a na stanowisku LZ 10%. Na stanowisku L rozłożyło się w tym czasie 13% materii organicznej. W okresie letnim tempo rozkładu spadło do około 3% na każdym stanowisku. Wyrównanie tempa dekompozycji w różnych zbiorowiskach jest spowodowane ujednoczeniem składu biochemicznego rozkładanych materiałów (głównie wzrostem udziału ligniny i kwasów



Ryc. 1.

Względna ilość opadu organicznego [%] w badanych zbiorowiskach w kolejnych okresach

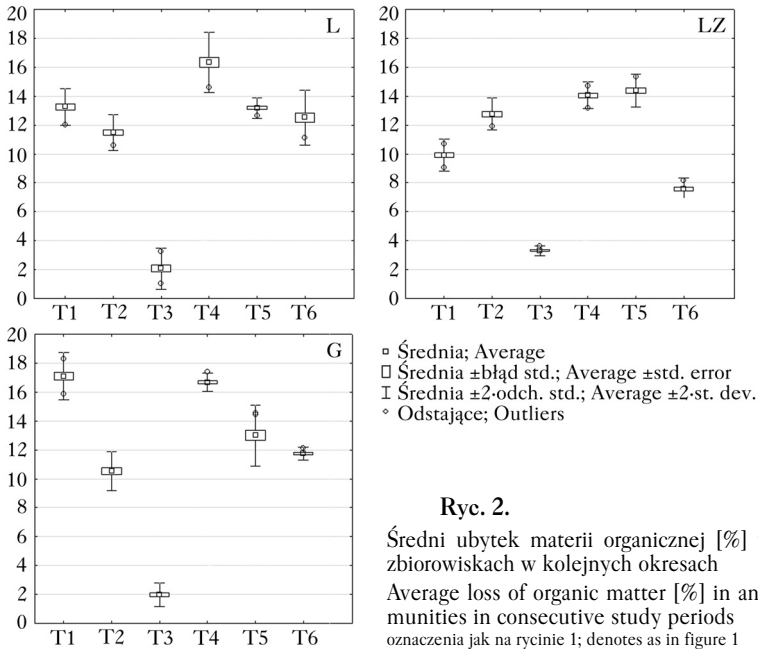
Relative amount of litter fall [%] in analysed communities in consecutive study periods

T1 – III 2012, T2 – VI 2012, T3 – IX 2012, T4 – III 2013, T5 – VI 2013, T6 – IX 2013

L – łęg, LZ – łęg zgrądowiawy, G – las grądowy; L – riparian forest, LZ – drying riparian forest, G – oak-hornbeam forest

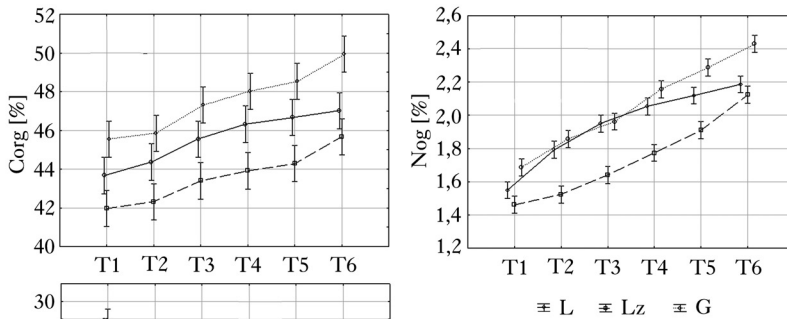
humusowych) [Dziadowiec 1990]. Po dwuletnim okresie doświadczenia w lesie łęgowym i grądowym rozłożyło się odpowiednio 69 i 71% opadu organicznego, a w łęgu zgrądowiawym 62%. Takie zróżnicowanie może wynikać zarówno z różnych warunków siedliskowych, jak i czynników pogodowych, co w swoich badaniach potwierdzili inni autorzy [Gonet i in. 2007; Czubaszek, Iwanek 2012]. W zbiorowisku grądu, gdzie rozkład był największy, dominującym gatunkiem jest grab zwyczajny. Liście tego drzewa ulegają dekompozycji szybciej niż liście innych drzew liściastych [Dziadowiec 1987]. W zbiorowiskach łęgowych warstwę drzewostanu tworzy przede wszystkim lipa drobnolistna z wiązem pospolitym, olszą szarą i klonem polnym, co wpływa na wydłużenie czasu dekompozycji w porównaniu do opadu liści na stanowisku G [Dziadowiec 1987, 1990; Jonczak i in. 2015]. Niemniej jednak w przypadku stanowiska L wydaje się, że korzystne warunki wilgotnościowe, wynikające z bezpośredniego sąsiedztwa starorzecza, stanowią dodatkowy czynnik wpływający na zwiększenie tempa rozkładu materii organicznej. Odrzucono hipotezę o braku wpływu czynnika „zbiorowisko” na ubytek materii organicznej ($p < 0,0001$). Jednocześnie na takim samym poziomie istotności odrzucono hipotezę o braku wpływu czynnika „okres badawczy” na ten parametr oraz o braku interakcji między czynnikami „zbiorowisko” i „okres badawczy” (ryc. 2).

Zawartość węgla organicznego (Corg) oraz azotu ogólnego (Nog) na każdym z 3 stanowisk wzrastała wraz z upływem czasu. Najwyższy wzrost zawartości Corg odnotowano w próbkach, w których nastąpił największy ubytek opadu organicznego w porównaniu ze stanem początkowym i były to próbki pochodzące z lasu grądowego (ryc. 3). Nieco niższy wzrost zaobserwowano w opadzie organicznym pochodzącym z łęgu, a najniższy z łęgu zgrądowiawego. Jak podają inni autorzy [Dziadowiec 1979; Czubaszek, Iwanek 2012; Jonczak i in. 2016], różnice we wroście Corg w poszczególnych zbiorowiskach wynikają z różnic w składzie chemicznym i morfologii analizowanego opadu organicznego, które wpływają na skład i aktywność mikrofauny glebowej odpowiedzialnej za rozkład materiału organicznego, a w konsekwencji zmiany zawartości węgla organicznego. Odrzucono hipotezę o braku wpływu czynnika „zbiorowisko” na udział Corg w materii organicznej ($p < 0,0001$). Jednocześnie na takim samym poziomie istotności odrzucono hipotezę o braku wpływu czynnika „termin poboru próbek”. Nie było natomiast podstaw do odrzucenia hipotezy o braku interakcji między czynnikami „zbiorowisko” i „termin poboru próbek” (ryc. 3).



Ryc. 2.

Średni ubytek materii organicznej [%] w badanych zbiorowiskach w kolejnych okresach
 Average loss of organic matter [%] in analysed communities in consecutive study periods
 oznaczenia jak na rycinie 1; denotes as in figure 1



Ryc. 3.

Udział węgla organicznego (Corg) i azotu ogółem (Nog) oraz wartość C/N w materii organicznej w badanych zbiorowiskach w kolejnych okresach
 Share of the organic carbon (Corg) and total nitrogen (Nog) as well as C/N ratio in analysed communities in consecutive study periods
 oznaczenia jak na rycinie 1; denotes as in figure 1

Najwyższy wzrost zawartości azotu ogólnego, podobnie jak węgla organicznego, miał miejsce w opadzie ze zbiorowiska grądowego, a najniższy z łągi zgrądowiałego (ryc. 3). Wzrost zawartości Nog na stanowisku L był wyższy w pierwszym roku doświadczenia. Na stanowiskach LZ i G był z kolei wyższy w drugim roku badań. Bez względu na rodzaj zbiorowiska zawartość azotu ogólnego wzrastała podczas rocznego rozkładu materii organicznej, a magazynowanie tego pierwiastka odbywało się dzięki obecności różnych grup mikroorganizmów, które posiadają zdolność do wiązania wolnego azotu [Dziadowiec 1979]. Dodatkowym wskaźnikiem świadczącym o intensywnym stopniu przeobrażenia materii organicznej i jej biologicznej aktywności [Dziadowiec

1990; Bednarek i in. 2005; Jonczak 2014] jest wyraźnie zawężający się stosunek C/N, co jest szczególnie widoczne w pierwszym roku doświadczenia (ryc. 3).

W ekosystemach leśnych fosfor występuje zwykle w niewielkich ilościach [Czubaszek, Iwanek 2012; Jonczak 2014; Jonczak i in. 2016]. Skład chemiczny liści tworzących ściółkę ulega zmianom zależnym nie tylko od dostępności makro- i mikroskładników w glebie, ale także od samej fizjologii wzrostu danego gatunku. Zarówno u gatunków liściastych, jak i iglastych dochodzi do wycofania składników pokarmowych z liści przed ich zrzuceniem w okresie jesiennym, co zaobserwowano również w żyznych lasach łęgowych [Dziadowiec i in. 2007]. Badany opad roślinny zawierał stosunkowo niewielkie ilości fosforu (tab.). Początkowa (IX 2011) zawartość tego pierwiastka w badanych próbkach wynosiła na stanowisku L – 0,49, LZ – 0,51, a G – 0,59 g/kg. W ciągu dwuletniego okresu badawczego we wszystkich zbiorowiskach leśnych zaobserwowano spadek zawartości fosforu. Jego zawartość spadła o około 60% w lesie łęgowym. Na stanowiskach łągu zgrądowiatego i grądu spadek był zbliżony i wynosił około 50%. Uwalnianie fosforu do środowiska przebiegało intensywniej w pierwszym roku doświadczenia. Proces ten w okresie zimowym ulegał spowolnieniu ze względu na ograniczoną aktywność mikroorganizmów glebowych [Dziadowiec 1979; Czubaszek, Iwanek 2012]. We wszystkich zbiorowiskach wraz z postępującym rozkładem opadu zaobserwowano także spadek zawartości potasu i magnezu (tab.). Początkowa zawartość (IX 2011) tych składników w opadzie roślinnym wynosiła na stanowisku L: K – 2,1 g/kg, Mg – 1,46 g/kg; na LZ: K – 2,03 g/kg, Mg – 1,27 g/kg; a na G: K – 2,23 g/kg, Mg – 1,52 g/kg. W większości próbek ubytki potasu i magnezu były ponad dwukrotnie większe w pierwszym roku doświadczenia. Niezależnie od zbiorowiska największe zmiany w zasobności przyswajalnych form K i Mg obserwowano w okresach wiosennym i letnim, kiedy ma miejsce największe zapotrzebowanie roślin na te składniki. Potas jest pierwiastkiem najszybciej uwalnianym w procesie rozkładu ściółki. W roślinach występuje głównie w postaci jonowej, stąd jego uwalnianie, podobnie jak magnezu, odbywa się przede wszystkim poprzez wymywanie. Jak podaje Dziadowiec [1990], ubytki K są bardzo intensywne od samego początku i niezależne od czasu mineralizacji materiału organicznego, a przebieg uwalniania pierwiastka jest charakterystyczny dla wszystkich rodzajów ściółki. Zarówno zawartość form przyswajalnych, jak i wszystkie wcześniej analizowane parametry były ze sobą skorelowane w sposób statystycznie istotny na poziomie $\alpha=0,05$. Najwyższą wartość współczynników stwierdzono w przypadku korelacji pomiędzy zawartością potasu i magnezu (ryc. 4).

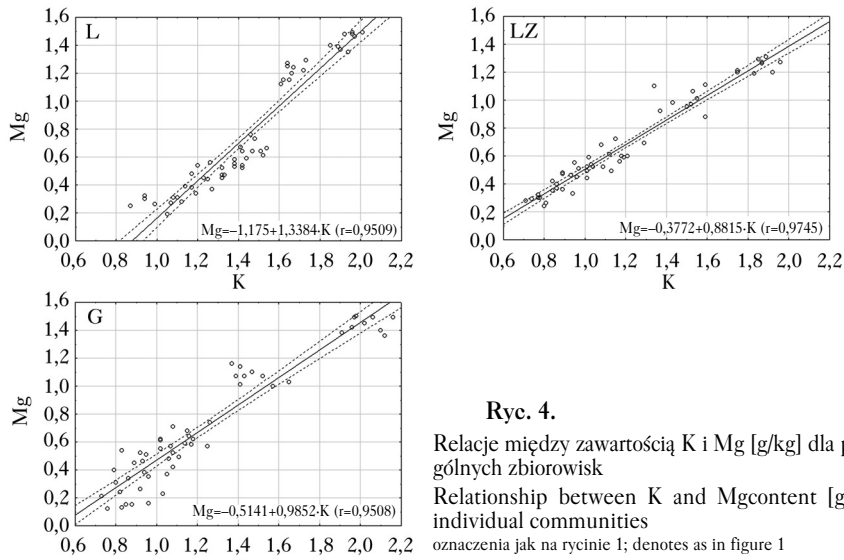
Tabela.

Średnia (\pm odchylenie standardowe) zawartość [g/kg] przyswajalnych form P, K i Mg w opadzie organicznym w badanych zbiorowiskach w kolejnych okresach

Mean (\pm standard deviation) content [g/kg] of the available P, K and Mg in the litter fall in analysed communities in consecutive study periods

		T1	T2	T3	T4	T5	T6
L	P	0,47 \pm 0,03	0,40 \pm 0,04	0,33 \pm 0,04	0,31 \pm 0,03	0,26 \pm 0,05	0,19 \pm 0,05
	K	1,93 \pm 0,05	1,66 \pm 0,04	1,45 \pm 0,06	1,37 \pm 0,07	1,22 \pm 0,06	1,02 \pm 0,09
	Mg	1,43 \pm 0,06	1,21 \pm 0,06	0,65 \pm 0,07	0,54 \pm 0,06	0,43 \pm 0,06	0,28 \pm 0,04
LZ	P	0,48 \pm 0,03	0,42 \pm 0,05	0,37 \pm 0,04	0,34 \pm 0,05	0,30 \pm 0,05	0,26 \pm 0,06
	K	1,85 \pm 0,07	1,49 \pm 0,09	1,16 \pm 0,08	1,01 \pm 0,07	0,90 \pm 0,06	0,80 \pm 0,07
	Mg	1,24 \pm 0,04	1,00 \pm 0,08	0,62 \pm 0,05	0,51 \pm 0,02	0,42 \pm 0,04	0,30 \pm 0,04
G	P	0,56 \pm 0,05	0,51 \pm 0,06	0,43 \pm 0,07	0,40 \pm 0,06	0,34 \pm 0,07	0,29 \pm 0,06
	K	2,03 \pm 0,08	1,47 \pm 0,09	1,16 \pm 0,07	1,01 \pm 0,09	0,92 \pm 0,10	0,86 \pm 0,09
	Mg	1,44 \pm 0,05	1,07 \pm 0,05	0,63 \pm 0,06	0,53 \pm 0,04	0,39 \pm 0,05	0,18 \pm 0,05

oznaczenia jak na rycinie 1; denotes as in figure 1



Ryc. 4.

Relacje między zawartością K i Mg [g/kg] dla poszczególnych zbiorowisk

Relationship between K and Mg content [g/kg] for individual communities

oznaczenia jak na rycinie 1; denotes as in figure 1

Wnioski

- ✦ Rozkład opadu organicznego zachodzi najszybciej w zbiorowisku grądowym, a najwolniej w łęgu zgrądowiłym. Niezależnie od rodzaju zbiorowiska leśnego tempo dekompozycji świeżej materii organicznej jest największe w okresie zimowym i wiosennym.
- ✦ Najwyższą zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego odnotowano w lesie grądowym, nieco niższą w lesie łęgowym, natomiast najniższą w łęgu zgrądowiłym. Podobnie przedstawia się zasobność w przyswajalne formy fosforu, potasu i magnezu.
- ✦ Wraz z postępującym rozkładem, bez względu na pochodzenie opadu organicznego, następuje w nim wzrost zawartości węgla organicznego i azotu ogólnego, natomiast stosunek C/N ulega zawężeniu.
- ✦ We wszystkich zbiorowiskach leśnych najintensywniejsze uwalnianie P, K i Mg do środowiska stwierdzono w okresie wiosennym i letnim. Malejące z upływem czasu zawartości form przyswajalnych pozostają wzajemnie skorelowane.
- ✦ Dynamika rozkładu i analiza właściwości chemicznych materii organicznej mogą być wskaźnikiem przemian zachodzących w ekosystemach łęgowych.

Podziękowania

Autorzy składają serdeczne podziękowania Panu Leśniczemu Zbigniewowi Czerybie za udostępnienie materiałów badawczych i pomoc w przeprowadzeniu prac terenowych w Nadleśnictwie Wołów.

Literatura

- Aerts R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 9: 439-449.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojka U., Prusinkiewicz Z. 2005. *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. PWN, Warszawa.
- Broadmeadow S., Nisbet T. R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 286-305.
- Cieśla A. 2009. Wpływ zabudowy hydrotechnicznej Odry na zróżnicowanie fitosocjologiczne siedlisk łęgowych kompleksu leśnego Prawików. *Leś. Pr. Bad.* 70 (2): 161-174.

- Czerepko J. 2008. A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. *Forest Ecology and Management* 255 (3): 630-642.
- Czubaszek R., Iwanek E. 2012. Rozkład opadu organicznego w zbiorowiskach roślinnych porastających wydmy śródtorfowe w dolinie Narwi. *Sylwan* 156 (6): 444-450.
- Dziadowiec H. 1979. Zmiany składu chemicznego ściółek leśnych w procesie rozkładu. Wyd. PTG, Warszawa.
- Dziadowiec H. 1987. The decomposition of plant litter fall in an oak-linden-hornbeam forest and an oak-pine forest of the Białowieża National Park. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 56 (1): 169-185.
- Dziadowiec H. 1990. Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych. Wydawnictwo UMK, Toruń.
- Dziadowiec H., Jonczak J., Czarnecki A., Kacprowicz K. 2007. Masa, dynamika i skład chemiczny opadu roślinnego w różnowiekowych plantacjach odmiany uprawnej topoli czarnej Hybryda. *Roczniki Gleboznawcze* 58 (3/4): 68-77.
- Głuchowska B., Pływaczky L. 2008. Zwierciadło wody gruntowej w dolinie Odry poniżej stopnia wodnego w Brzegu Dolnym. *Współczesne Problemy Inżynierii Środowiska* 5: 1-109.
- Gonet S., Dębska B., Zaujec A., Banach-Szott M., Szombathowa N. 2007. Wpływ gatunku drzew i warunków glebowo-klimatycznych na właściwości próchnicy gleb leśnych. W: *Rola materii organicznej w środowisku*. PTSH, Wrocław. 61-98.
- Grzelak A. 2011. Przekształcenia roślinności łąkowej w rezerwach przyrody Polski Środkowej. *Przegląd Przyrodniczy* 22 (3): 21-37.
- Jamroz E. 2012. Właściwości próchnic leśnych pod zaroślami kosodrzewiny w Rezerwacie Śnieżnik Kłodzki. *Sylwan* 156 (11): 825-832.
- Jonczak J. 2014. Rozkład liści buka w 120-letnim drzewostanie na obszarze Pomorza Środkowego. *Sylwan* 158 (8): 621-629.
- Jonczak J., Olejniczak M., Parzych A., Sobisz Z. 2016. Dynamics, structure and chemistry of litterfall in headwater riparian forest in the area of Middle Pomerania. *Journal of Elementology* 21 (2): 383-394.
- Jonczak J., Parzych A., Sobisz Z. 2015. Decomposition of four tree species leaf litters in headwater riparian forest. *Baltic Forestry* 21 (1): 133-143.
- Kabała C. 2015. Gleby Dolnego Śląska – geneza, różnorodność i ochrona. 29. Kongres PTG we Wrocławiu.
- Kabała C., Gałka B., Jezierski P., Bogacz A. 2011. Transformacja mad w warunkach regulacji rzeki i długotrwałego użytkowania rolniczego w dolinie Dobrej na Nizinie Śląskiej. *Roczniki Gleboznawcze* 62 (2): 141-153.
- Kawalko D., Halarewicz A., Pruchniewicz D. 2015. Stan roślinności nadodrzańskich lasów łąkowych w okolicach Wołowa. *Sylwan* 159 (3): 220-226.
- Kawalko D., Jezierski P., Kaszubkiewicz J. 2011a. Właściwości fizykochemiczne gleb w lasach grądowych na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 48: 276-286.
- Kawalko D., Kaszubkiewicz J. 2011b. Właściwości fizyczne gleb w lasach grądowych na terenie Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy. *Roczniki Gleboznawcze* 62 (1): 82-90.
- Kawalko D., Łabaz B., Jezierski P. 2011c. Fractional composition of humus compounds in the ectohumus of soils in the *Galio Sylvatici-Carpinetum* and *Alno-Ulmion* forests. *Polish Journal of Soil Science* 44 (2): 117-132.
- Klasyfikacja gleb leśnych Polski. 2000. CILP, Warszawa.
- Lecerf A., Richardson J. 2010. Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management* 259: 2433-2443.
- Łabaz B., Kabała C. 2014. Geneza, właściwości i klasyfikacja czarnych ziem w Polsce. *Soil Science Annual* (65) 2: 80-90.
- Macicka-Pawlik T., Wilczyńska W. 1997. Geobotaniczna charakterystyka Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” na Dolnym Śląsku. *Przegląd Przyrodniczy* 8 (4): 47-64.
- Miller A. T., Czerniak A., Grajewski S., Okoński B. 2015. Zmiany poziomu płytkich wód gruntowych w głównych siedliskach Puszczy Zielonka. *Sylwan* 159 (5): 435-440.
- Niewinna M. 2010. Wielkość opadu i tempo rozkładu ściółek w wybranych drzewostanach Bieszczadów. *Roczniki Bieszczadzkie* 18: 59-73.
- Swift M., Anderson J. M. 1989. Decomposition. W: Lieth H., Werger M. [red.]. *Tropical Rain Forest Ecosystems*. Elsevier. 547-569.
- Szczepka M. 2014. Związek pomiędzy akumulacją osadów a zespołami roślinnymi równin zalewowych rzek. *Drobiazgi. Wszechświat* 115 (10-12): 287-290.
- Wawręty R. 2007. Wpływ budownictwa wodnego na przyrodę. W: *Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych? Towarzystwo na rzecz Ziemi, Polska Zielona Sieć, Oświęcim*. 26-31.