

VYTAUTAS TAMUTIS, JAROSŁAW W. SKŁODOWSKI

Zespoły chrząszczy ściółkowych w gospodarczych i chronionych borach sosnowych – efekt 15 lat ochrony rezerwatowej*

Coleoptera assemblages inhabiting managed and preserved pine forests
– the effect of fifteen years of reserve conservation

ABSTRACT

Tamutis V., Skłodowski J. W. 2015. Zespoły chrząszczy ściółkowych w gospodarczych i chronionych borach sosnowych – efekt 15 lat ochrony rezerwatowej. Sylwan 159 (2): 142-150.

The assemblages of *Coleoptera* have been examined in the managed and reserved mature pine forests of Lithuania since 1997. Beetles have been sampled from the forest litter using sieves. The present study is based on the data of 20 litter samples (10 samples per each stand) taken in the period from October 2013 to February 2014. Each sample was compiled of 5 smaller ones taking all litter (up to mineral layer of the soil) from 0.04 m² plot. During the study a total 450 adults representing 69 species of beetles was discovered. Both the average number of species and the number of individuals were found to be higher in the samples taken in reserved forest and made 10.7±1.4 and 27.2±4.9, whereas in managed forest they made 9.7±1.1 and 17.8±3.4, but the differences were not statistically significant. The proportions of phytophagous, mecetobionts and saprophagous were also bigger in reserved forest: 9.5±2.0, 7.8±2.2, 3.1±1.0 than those in the managed forest, where these groups consisted of 8.0±1.8, 4.9±1.7 and 2.8±1.6 percent of the total number of individuals in the sample, respectively. The opposite proportions were detected for zoophages, which were more ambiguous in the managed forest and were by 76.0±2.5 higher than those in the reserved forest 72.8±3.2. These differences were not statistically significant. A non-metric multidimensional scale (NMDS) using Bray-Curtis similarity matrix indicated low differences of the *Coleoptera* assemblages between investigated sites (final stress=0.22). The analysis using RDA showed some differences between *Coleoptera* assemblages inhabiting reserved forest (R) and managed forest (D), which were correlated with proportions of humified mortmass (+0.88) and biomass of moss (−0.63 and −0.71). The dissimilarity index calculated using the algorithm SIMPER, was quite high (71%), but the obtained results showed a relatively low diversity of beetle assemblages in both forests. It means that the process of transformation of the managed forest into reserve is very slow, most likely due to the fact that restoration of the microhabitats is particularly slow. Low differentiation of *Coleoptera* assemblages dwelling in litter is associated with low dispersal power of most coleopteran species. Thus, the establishment of new reserves in old growth pine forests can not stimulate fast increase of specific beetle diversity mainly because the regenerative processes of microhabitats seem to be extremely slow. The specific diversity of beetle assemblages was slightly higher in the reserved forests, but it was not confirmed statistically. In comparison with the managed old growth pine forest the period of fifteen years of reservation of old growth pine forest has only a very low effect on specific diversity and ecological specialization of the beetles.

*Badania sfinansowane ze środków programu narodowego VP1-3.1-ŠMM-08-K-01-025 „Specific, genetic diversity and sustainable development of Scots pine forest to mitigate the negative effects of increased human pressure and climate change” wspieranego przez fundusz socjalny Unii Europejskiej oraz Funduszu Statutowego Wydziału Leśnego SGGW.

KEY WORDS

biodiversity, SIMPER analysis, transforming managed forest into reserve

ADDRESSES

Vytautas Tamutis ^(1, 2) – e-mail: dromius@yahoo.com

Jarosław W. Skłodowski ⁽³⁾ – e-mail: sklodowski@wl.sggw.pl

⁽¹⁾ Instytut Biologii i Biotechnologii Roślin, Uniwersytet Aleksandra Stulginskisa; Studentu 11, Akademija, LT-53361, Litwa

⁽²⁾ Kowieńskie Muzeum Zoologiczne im. T. Ivanauskasa; Laisves al. 106, Kowno, LT-44253 Litwa

⁽³⁾ Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, SGGW w Warszawie; Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

Wstęp

Przywracanie i ochrona różnorodności biologicznej znalazły się wśród głównych celów współczesnego leśnictwa Litwy. Od momentu ratyfikacji Konwencji Różnorodności Biologicznej w 1996 roku Litwa aktywnie uczestniczy we wprowadzaniu ustaleń Konwencji do praktyki leśnej, partycypując w licznych projektach Unii Europejskiej. Jednym z najważniejszych jest projekt utworzenia sieci obszarów chronionych Natura 2000 wraz z kluczowymi siedliskami w lasach Litwy [Andersson i in. 2005].

Lasy na terenie Litwy zajmują 21598 km², co stanowi 33,1% jej terytorium. Lasy gospodarcze obejmują 71,1% powierzchni wszystkich lasów, zaś pozostała część to lasy chronione [Lietuvos... 2010]. Udział powierzchni terenów chronionych wzrósł po 1990 roku z 2 do 15,7% [Saugomų... 2014]. Najwięcej uwagi poświęca się ochronie różnorodności biologicznej w lasach podlegających ścisłej ochronie, w rezerwach przyrody i na terenie siedlisk kluczowych, co w obu przypadkach stanowi 2,5% lasów Litwy [Andersson i in. 2005]. Dla ochrony różnorodności biologicznej należy wyznaczyć i pozostawić nie mniej niż 7 żywych i 3 martwe drzewa na każdym hektarze wyciętego zrębu [Miško... 2011]. Niezależnie od już wykonanych prac rozpoczęto inwentaryzację składu gatunkowego bezkręgowców wymaganą do tworzenia systemu monitoringu. Rozpoznano jednak skład gatunkowy tylko niektórych rodzin owadów [Monsevičius 1997; Anisimov, Stonis 2008]. Badania monitorujące chronione gatunki w siedliskach chronionych były nieliczne i trwały zbyt krótko [Karalius i in. 2006; Dapkus, Tamutis 2008], dlatego są niewystarczające do oceny efektywności ochrony różnorodności biologicznej.

Ponieważ oszacowanie całkowitego zróżnicowania biologicznego jest trudnym zadaniem, stosuje się miary zastępcze, poznając skład i strukturę indykatorów bądź taksonów wskaźnikowych, mających za założenia reprezentować całkowite zróżnicowanie [Nilsson i in. 2001]. Chrząszcze (*Coleoptera*) będące liczną i różnorodną grupą są wykorzystywane w pracach badawczych [Buhac 1999; Ranio, Niemelä 2003; Burghleia i in. 2011] ekosystemów leśnych [Zdzioch 2003; Smoleński i in. 2004; Voolma, Öunap 2006; Schwerk, Szyszko 2007; Skłodowski, Garbalińska 2007; Tamutis, Skłodowski 2012]. Dzięki zróżnicowanej reakcji poszczególnych gatunków chrząszcze są pomocne przy ocenie wpływu zabiegów gospodarczych w różnych ekosystemach leśnych [Niemelä i in. 1988; Martikainen i in. 2000; Huhta 2002; du Bus de Warnaffe, Lebrun 2003; Brouat i in. 2004; Chumak i in. 2005; Voolma, Öunap 2006].

Bogactwo gatunkowe leśnych zgrupowań chrząszczy zależy od zróżnicowania środowiska, w tym od zróżnicowania gatunkowego drzew [Lawton 1983; Hunter 1999]. Dominujące gatunki drzew związane są z określoną strukturą gleby i ściółki, z gatunkami roślin zielnych, tempem dekompozycji materii organicznej, co z kolei wiąże się ze zgrupowaniami zamieszkujących je

zwierząt, w tym chrząszczy [Hobbie i in. 2006; Wiezik i in. 2007]. W lasach chronionych drzewa mają dłuższe gałęzie, jest tam więcej martwych pni drzew i mikrośrodków niż w lasach gospodarczych. Dlatego w lasach chronionych powinno występować więcej gatunków chrząszczy niż w lasach gospodarczych, zwłaszcza chrząszczy związanych z martwymi pniakami drzew. Ściółka leśna jest doskonałym miejscem hibernacji gatunków ściółkowych oraz gatunków roślinożernych i drapieżnych penetrujących korony drzew. Pobierając próby ściółkowe, rejestruje się wszystkie gatunki przebywające w niej – zarówno aktywne, jak i w stanie spoczynku. Dlatego stosując tę metodę, notuje się więcej gatunków chrząszczy niż w pułapkach Barbera, odławiających tylko aktywne gatunki. W badaniach zastosowano próby ściółkowe i postawiono następującą hipotezę:

- w lasach chronionych występuje więcej gatunków chrząszczy niż w gospodarczych,
- trwająca 15 lat transformacja lasu gospodarczego w las chroniony powoduje wzrost różnorodności specjalizacji troficznych i ekologicznych chrząszczy.

Materiał i metody

Badania prowadzono w 2013 i 2014 roku. W rejonie Mincza (Rejon Uciana) badano dojrzały gospodarczy bór sosnowy (*Vaccinio-Pinetum* i *Vaccinio-myrtillo Pinetum*, 55°29'0"N, 25°58'5"E), zaś w okolicy Ažvinčiai (Rejon Ignaliński) – chronione od 1997 roku bory (*Vaccinio-myrtillo Pinetum* i *Oxalido-Piceetum* (55°26'5"N, 26°04'0"E) (tab. 1).

Tabela 1.

Charakterystyka badanych powierzchni

Description of study plots

Charakterystyka drzewostanu Habitat description	Drzewostan gospodarczy „D” Managed forest „D”	Rezerwat „R” Reserve forest „R”
	1 piętro 1 st floor of stand	
<i>Pinus sylvestris</i>	5	4
<i>Picea abies</i>	1	2
<i>Betula pendula</i>	+	1
	2 piętro 2 nd floor of stand	
<i>Picea abies</i>	5	5
Wiek Age	103	178
Zwarcie Canopy closure	0,79	0,85
Zasobność 1 piętra [m ³ /ha] Volume of 1 st floor	313	443
Zasobność 2 piętra [m ³ /ha] Volume of 2 nd floor	63	13
Pnie martwych drzew [m ³ /ha] Coarse woody debris	5	34,2
Mchy [%] Moss	38	21
Gałązki (>5 mm) i szyszki [%] Twigs and cones	20	25
Zhumifikowana materia [%] Humified mortmass	42	54

Klasyfikacja siedlisk: Na – umiarkowana wilgotność, bardzo ubogie siedlisko, Nb – umiarkowana wilgotność, ubogie siedlisko oraz Nc – umiarkowana wilgotność, żyzne siedlisko [Karazija 2008]. Zgodnie z skalą Braun-Blanqueta przyjęto: „+” – pojedyncze występujące gatunki, 1 – pokrycie do 20% powierzchni, 2 – pokrycie powierzchni 20-25%, 3 – pokrycie 25-50%, 4 – pokrycie terenu 50-75% i 5 – pokrycie przekraczające 75%. Pozostałe parametry opisujące badane drzewostany podane są na stronie zawierającej dane taksacyjne (<http://www.amvmt.lt/>).

Z powierzchni badawczych o wielkości 10 000 m² w dniach 15.10.2013 i 06.01.2014 roku pobrano po 10 prób ściółkowych. Każda składała się z 5 losowo pobranych prób (o powierzchni 0,04 m²). Chrząszcze wybierano z prób na białym talerzu przy pomocy sita o oczku 5 i 3 mm, wspomagając się ekshaustorem.

Oznaczone do gatunku chrząszcze w zależności od preferencji środowiskowych i troficznych klasyfikowano do 1 z 6 grup ekologicznych: zoofagów, saprofagów, pantofagów, mycetobiontów, dendrobiontów lub fitofagów. Wyjątek stanowiły kusakowate: *Ischnosoma splendidum*, *Lordithon thorasicum*, *Scaphisoma agaricinum*, *Mycetoporus rufescens* i *Parabolithobius formosus*, które klasyfikowane były do mycetobiontów, zaś ich cykl rozwojowy powiązany jest z grzybami.

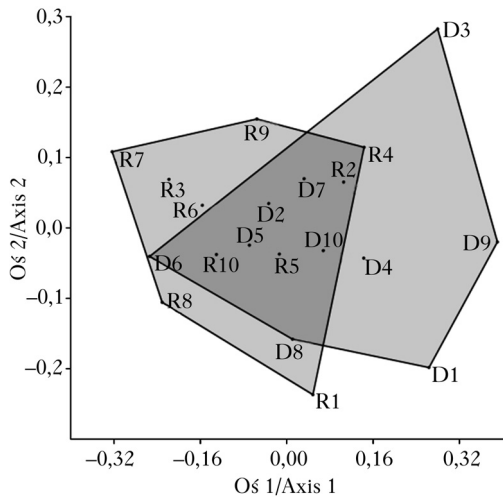
Zgodność danych z rozkładem normalnym sprawdzano testem Shapiro-Wilka. W zależności od otrzymanego rozkładu wykonywano analizę wariancji ANOVA lub testowano ogólnym modelem liniowym GLM. Ponieważ analizy te nie potwierdziły istotnego zróżnicowania danych pochodzących z obu drzewostanów, nie przeprowadzono testowania *post-hoc*. Wskaźnik niepodobieństwa występowania poszczególnych gatunków w rezerwacie i w drzewostanie gospodarczym obliczono algorytmem SIMPER w programie PAST [Hammer i in. 2001]. Aby określić różnice pomiędzy zespołami chrząszczy rezerwatu i drzewostanu gospodarczego, zastosowano niemetryczne skalowanie wielowymiarowe NMDS w programie PAST [Hammer i in. 2001]. Z kolei do powiązania wskaźników środowiskowych z występowaniem chrząszczy w poszczególnych próbach (po sprawdzeniu długości gradientu analizą DCA) zastosowano analizę redundancji RDA w programie CANOCO 4.5 [ter Braak, Šmilauer 2003].

Wyniki

W pobranych próbach glebowych znaleziono 450 osobników z 69 gatunków, reprezentujących 12 rodzin chrząszczy. W drzewostanie chronionym zanotowano nieistotnie większą średnią liczbę gatunków niż w gospodarczym: 10,7±1,4 vs. 9,7±1,1 (F=0,331; p=0,572), jak i nieistotnie większą średnią liczbę osobników w 1 próbie: 27,2±4,9 vs. 17,8±3,4 (F=2,512; p=0,130). Udział zoofagów był nieistotnie wyższy w zgrupowaniach badanych w drzewostanie gospodarczym: 72,8±3,2 vs. 76,0±2,5 (F=0,631; p=0,437). Z kolei udział fitofagów wyższy był w rezerwacie, jednak i w tym przypadku nie potwierdzono istotności różnic: 9,5±2,0 vs. 8,0±1,8 (F=0,292; p=0,595). Mycetobionty uzyskały wyższy udział w rezerwacie, różnica okazała się również nieistotna: 7,8±2,2 vs. 4,9±1,7 (F=1,055; p=0,318). W rezerwacie odnotowano nieznacznie wyższy udział sparofagów niż w drzewostanie gospodarczym: 3,1±1,0 vs. 2,8±1,6 (F=0,400; p=0,905).

Analiza NMDS ujawniła niewielkie różnice pomiędzy próbami ściółkowymi pobranymi w rezerwacie i w drzewostanie gospodarczym (ryc. 1), punktami wspólnymi zgrupowań bezkręgowców są próby: R2, R4, R5, R10, D2, D5, D6, D7, D8 i D10. Wielkość stresu wszystkich danych (stres=0,22) wskazuje słabą, ale dopuszczalną do interpretacji jakość danych.

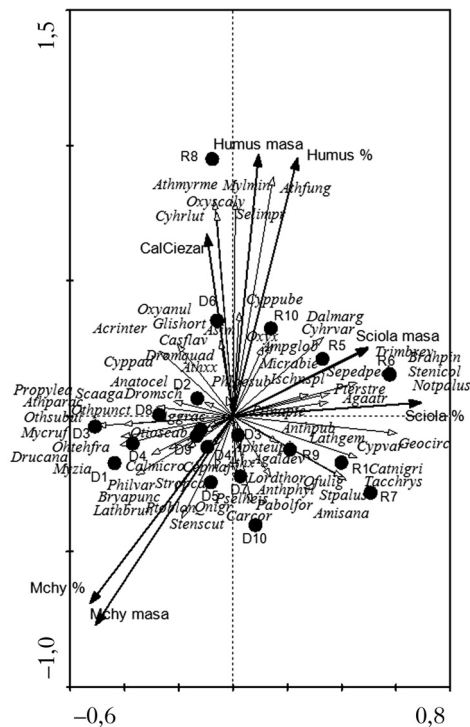
Pierwsza oś diagramu RDA (ryc. 2) wyjaśnia zaledwie 17,2% zmienności danych gatunkowych, a druga tylko 4,9%. Lepszy wynik otrzymano dla danych gatunkowo-siedliskowych, których zmienność pierwsza oś wyjaśnia w 58,1%, zaś druga w 16,4%. Z pierwszą osią gatunkową RDA najbardziej skorelowany był udział procentowy gałązek i innej drobnej



Ryc. 1.

Analiza NMDS prób ściółkowych pobranych w rezerwacie (R1-R10) i w drzewostanie gospodarczym (D1-D10) (NMDS stress=0,22; ANOSIM: R=0,14, p=0,03)

Non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) ordination of coleoptera assemblages inhabiting the reserve forest (R1-R10) and the managed forest (D1-D10) (NMDS stress=0.22; ANOSIM: R=0.14, p=0.03)



Ryc. 2.

Analiza RDA danych zebranych w próbach ściółkowych pobranych w rezerwacie (R1-R10) i w drzewostanie gospodarczym (D1-D10)

RDA of coleoptera assemblages inhabiting litter layer in the reserve forest (R1-R10) and the managed forest (D1-D10)

Humus masa – ciężar humusu, Humus % - udział humusu w ściółce, Sciola masa – ciężar nierozłożonej frakcji w ściółce, Sciola % – udział nierozłożonej frakcji w ściółce, Mchy % – udział mchów, Mchy masa – ciężar mchu, CalCiezar – ciężar całkowity ściółki

Humus masa – weight of humified mortmass, Humus % – fraction of humus in the litter layer, Sciola masa – weight of twigs and cones, Sciola % – fraction of twigs and cones in the litter layer, Mchy % – fraction of moss in the litter layer, Mchy masa – weight of moss, CalCiezar – total weight of the litter layer

nierozłożonej materii organicznej w ściółce (zmienna sciola: $r=+0,47$), z drugą osią gatunkową masa i udział humusu w ściółce ($r=+0,87$ i $r=+0,88$) oraz masa mchów i ich udział ($r=-0,63$ i $r=-0,71$). Z pierwszą osią środowiskową RDA skorelowany był udział procentowy nierozłożonej materii w ściółce ($r=+0,69$), natomiast z drugą osią środowiskową: masa i udział mchów ($r=-0,77$ i $r=-0,69$) oraz masa i udział humusu w ściółce ($+0,96$ i $+0,95$). Dane te wskazują na silną polaryzację wymienionych zmiennych środowiskowych. Dane dotyczące mchów korelują z dolną, zaś dane dotyczące humusu z górną częścią drugiej osi RDA. Zgrupowania chrząszczy obserwowane w rezerwacie

ułożyły się w lewej dolnej i środkowej części diagramu i skorelowane są z wysoką masą mchów, jak i ich udziałem. Zgrupowania chrząszczy obserwowane w drzewostanie gospodarczym ułożone są w środkowej i prawej części diagramu RDA i korelują z dużą masą, jak i wysokim udziałem drobnej nierozłożonej materii organicznej w ściole. Obie chmury zgrupowań są lepiej „odizolowane” niż w analizie NMDS.

Analiza niepodobieństwa zgrupowań chrząszczy algorytmem SIMPER wykazała średnią wartość wskaźnika niepodobieństwa na poziomie 71%. W tabeli 2 przedstawiono 7 gatunków, których wskaźnik niepodobieństwa występowania w obu zgrupowaniach był wyższy od 2%.

Dyskusja

Przystępując do badań, oczekiwano większych różnic pomiędzy fauną chrząszczy obu badanych ekosystemów leśnych. Woolma i Öunap [2006], używając ekranu świetlnego, wykazali większe zróżnicowanie gatunkowe w chronionym starodrzewie niż w lasach gospodarczych. Pettersson i in. [1995] odnotowali pięć razy większe zróżnicowanie gatunkowe pająków, larw motyli i muchówek w chronionych borach świerkowych w porównaniu do drzewostanów gospodarczych. Paillet i in. [2010] wykazali większą różnorodność ptaków, pająków, roztoczy, biegaczowatych i chrząszczy saproksylicznych w lasach chronionych niż w gospodarczych. Siedliska leśne chronionych ekosystemów są zazwyczaj bardziej zróżnicowane niż siedliska drzewostanów gospodarczych. W bardziej różnorodnych siedliskach występuje większe zróżnicowanie gatunkowe fauny [Niemelä i in. 1996]. Zdarza się jednak czasem, że różnice w składzie gatunkowym chrząszczy w drzewostanach chronionych i gospodarczych są nieznaczne [Brouat i in. 2004] albo bogactwo gatunkowe chrząszczy w lesie gospodarczym jest większe niż w chronionym [Niemelä i in. 1988]. Tego rodzaju zaskakujące wnioski można tłumaczyć niedoskonałością pułapek Barbera stosowanych w badaniach [Zalewski 1999]. Dlatego bardziej miarodajną, choć też i bardziej czasochłonną metodą jest pobór prób ściółkowych [Więzik i in. 2007; Tamutis, Skłodowski 2012].

Wyniki naszych obserwacji, pomimo znacznego mikrozróżnicowania badanych siedlisk, ukazały niewielkie różnice charakterystyk zgrupowań chrząszczy rezerwatu i drzewostanu gospodarczego. Co prawda rezerwat był siedliskiem zamieszkanym przez większą liczbę gatunków, jednak średnia liczba gatunków pozostawała podobna do tej z drzewostanu gospodarczego. Podobnie wskazała analiza NMDS, w której spośród 20 prób branych do obliczeń połowę (10) stanowiła wspólną część. Podobne niewielkie różnice między zgrupowaniami biegaczowatych

Tabela 2.

Wskaźnik niepodobieństwa i udział poszczególnych gatunków w rezerwacie (R) i drzewostanie gospodarczym (D)

Average dissimilarity and contribution of selected species calculated for observations in the reserve forest (R) and in the managed stand (D)

Rodzina Family	Gatunek Species	Wskaźnik nie- podobieństwa [%] Average dissimilarity	Udział [%] Fraction	Obecność w R Presence in R	Obecność w D Presence in D
<i>Staphylinidae</i>	<i>Geostiba circellaris</i>	17,300	24,370	10,9	5,2
<i>Staphylinidae</i>	<i>Bryaxis puncticollis</i>	4,080	5,750	1,7	1,5
<i>Scirtidae</i>	<i>Cyphon padi</i>	3,780	5,327	1,5	1,2
<i>Staphylinidae</i>	<i>Oth. subuliformis</i>	2,856	4,024	0,2	1,4
<i>Staphylinidae</i>	<i>Stenichnus scutellaris</i>	2,476	3,490	0,7	0,5
<i>Curculionidae</i>	<i>Anthonomus phyllocola</i>	2,259	3,183	1,0	0,7
<i>Staphylinidae</i>	<i>Latrobium brunripes</i>	2,248	3,168	0,5	0,8

żyjącymi w pierwszym pokoleniu lasów białowieskich przekształconych w gospodarcze i w parku narodowym obserwował Skłodowski [2014]. Sugeruje to zachowanie wielu mikrośrodków w lesie gospodarczym po jednokrotnym wyrębie drzewostanu pierwotnego. Należy przypuszczać, że przekształcenie drzewostanu gospodarczego w rezerwat nie skutkuje szybkim wzrostem różnorodności mikrośrodków, na co wskazują otrzymane wyniki.

Więcej informacji o zróżnicowaniu badanych środowisk uzyskano z analizy RDA, wskazującej powiązanie udziału nierozłożonej drobnej materii organicznej, udziału i masy humusu z zespołem chrząszczy rezerwatu, jak i obecności mchów z zespołem chrząszczy drzewostanu gospodarczego. Do podobnych wniosków prowadzi analiza SIMPER, która wykazała liczniejsze występowanie 3 gatunków o największym wskaźniku niepodobieństwa w rezerwacie. Gatunkiem najbardziej wyróżniającym zespół chrząszczy rezerwatu był acidofilny *Geostiba circelaris*, preferujący drzewostany iglaste i polujące na małe bezkręgowce – skoczogonki, które z kolei znajdują dobre warunki w glebie bogatej w humus z nierozłożoną drobną materią organiczną [Huhta 2002; Krell i in. 2005; Mazur i in. 2007]. Podobne preferencje ma *Bryaxis puncticolis*, który jest jednak bardziej cieniulubny [Schomann i in. 2008]. Trzeci różnicujący gatunek – *Cyphon padi* – jest higrofilem [Klausnitzer 2009], potencjalnie preferującym glebę z grubą warstwą humusu.

Niewielkie różnice pomiędzy zespołami chrząszczy w rezerwacie i w drzewostanie, pomimo większej zawartości humusu w glebie rezerwatu, mogą wynikać ze zróżnicowania preferencji chrząszczy. Grubsza warstwa ściółki i humusu może zwiększać występowanie gatunków preferujących zacienienie, a jednocześnie zmniejszać liczebność gatunków preferujących światło [Koivula i in. 1999]. Magura i in. [2001] spostrzegli, że grubość ściółki liściastej stymuluje występowanie biegaczowatych, zaś Guillemain i in. [1997] zauważyli, że wzrostowi grubości ściółki towarzyszy redukcja liczebności biegaczowatych oraz wzrost udziału w zgrupowaniu osobników gatunków leśnych.

Różnice w faunie chrząszczy ściółkowych rezerwatu i drzewostanu gospodarczego są widoczne, ale na poziomie niektórych populacji. Upiływające 15 lat od zaprzestania działalności gospodarczej jest okresem zbyt krótkim, aby fauna chrząszczy rezerwatu zróżnicowała się względem chrząszczy występujących w drzewostanach gospodarczych. Prawdopodobnie najważniejszą przyczyną wolnego różnicowania się ściółkowych chrząszczy rezerwatu jest powolne powstawanie (odtworzenie) mikrosiedlisk większości gatunków. Nasuwa się pytanie, czy wyznaczanie rezerwatów i innych chronionych obszarów, ze względu na ochronę rzadkich gatunków chrząszczy czy innych bezkręgowców, w każdym przypadku przyniesie pożądany sukces. W pewnych okolicznościach, zwłaszcza „przymuszonych”, wyznaczanie obszarów chronionych może okazać się nieskuteczne, z uwagi na trwające przez dziesięciolecia różnicowanie fauny w nowo utworzonym obiekcie chronionym. Powstawanie lub odbudowa mikrośrodków również nie są natychmiastowe. Dobrym przykładem może być długi cykl odtwarzania fauny kusakowatych na zrębie zupełnym, mogący trwać większą część cyklu produkcyjnego drzewostanów sosnowych [Szujecki 1966, 1971]. Dlatego planując utworzenie rezerwatu lub podjęcie innej formy ochronnej na terenie lasu, należy brać pod uwagę długotrwały proces wzrostu zróżnicowania gatunkowego i strukturalnego zespołów chrząszczy, co może nie przynieść natychmiastowych spodziewanych rezultatów.

Wnioski

- ✦ W badanych lasach chronionych generalnie występuje więcej gatunków chrząszczy niż w gospodarczych, jednak w ujęciu średnim różnice okazały się nieistotne.
- ✦ Trwająca 15 lat transformacja lasu gospodarczego w las chroniony przyczynia się do niewielkiego wzrostu różnorodności gatunkowej chrząszczy oraz miernego zróżnicowania specjalizacji troficznych i ekologicznych zespołów.

Literatura

- Andersson L., Kriukelis R., Skuja S. 2005. Woodland Key Habitat Inventory in Lithuania. Lithuanian Forest Inventory and Management Institute, Kaunas, and Regional Forestry Board of Östra Götaland, Linköping, Sweden. Vilnius.
- Anisimow E., Stonis J. R. 2008. Čepkeliuose ieškojome sachalininio lapinuko. Žurnalas apie gamtą 3: 32-33.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, New York.
- Brouat C., Meusnier S., Rasplus J-Y. 2004. Impact of forest management practices on carabids in European fir forests. *Forestry* 77: 85-97.
- Buhac J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 357-372.
- Burghlelea C. I., Zaharescu D. G., Hooda P. S., Palanca-Soler A. 2011. Predatory aquatic beetles, suitable trace elements bioindicators. *Journal of Environmental Monitoring* 13: 1308-1315.
- Chumak V., Duelli P., Rizun V., Obrist M. K., Wirz P. 2005. Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 101-109.
- Convention of Biological diversity. 1992. United Nations. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>
- Dapkus D., Tamutis V. 2008. Assemblages of beetles (*Coleoptera*) in a peat bog and surrounding pine forest. *Baltic Journal of Coleopterology* 8 (1): 31-40.
- du Bus de Warnaffe G., Lebrun P. 2004. Effect of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 118: 219-234.
- Guillemain M., Loreau M., Daufrense T. 1997. Relationship between the regional distribution of carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) and the abundance of their potential prey. *Acta Oecologica* 18: 465-483.
- Hammer O., Harper D. A. T., Ryan P. D. 2001. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 9.
- Hobbie S. E., Reich P. B., Oleksyn J., Ogdahl M., Zytowski R., Hale C., Karolewski P. 2006. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in common garden. *Ecology* 87: 2288-2297.
- Huhta V. 2002. Soil macroarthropod communities in planted birch stands in comparison with natural forest in central Finland. *Applied Soil Ecology* 20: 199-209.
- Hunter Jr. M. L. 1999. Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.
- Karaliaus V., Ferenc R., Uselis V., Jukoniene I., Šablevičius B. 2006. Findings of *Boros schneideri* (Panzer, 1796) in 2006. *New and Rare for Lithuania Insect Species* 17: 22-24.
- Karazija S. 2008. Miško tipologija. W: Karazija S. [red.]. Miško ekologija. Enciklopedija, Vilnius.
- Klausnitzer B. 2009. *Insecta: Coleoptera, Scirtidae*. Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Bd. 20/17. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Koivula M., Punttila P., Haila Y., Niemelä J. 1999. Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (*Coleoptera, Carabidae*) in the boreal forest. *Ecography* 22: 424-435.
- Krell F-T., Chung A. I. C., DeBoise E., Eggleton P., Giusti A., Inward K., Krell-Westerwalbesloh S. 2005. Quantitative extraction of macro invertebrates from temperate and tropical leaf litter and soil: efficiency and time dependent taxonomic biases of Winkler extraction. *Pedobiologia* 49: 175-186.
- Lawton J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annul Review of Entomology* 28: 23-29.
- Lietuvos mišku ukio statistika. 2010. Valstybinė mišku tarnyba. Kaunas, Lithuania.
- Magura T., Kódobócz V., Tóthmérész B. 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28: 129-138.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. 2000. Species richness of *Coleoptera* in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199-209.
- Mazur A., Tkocz D., Urban M. 2007. Rove beetles (*Coleoptera, Staphylinidae*) as an element of monitoring of forest ecosystems in the Karkonosze National Park Part I. The autumn season aspects. *Acta Scientiarum Palonorum Silvarum Colendarum Ratio and Industria Lignaria* 6: 21-44.
- Miško kirtimų taisyklės. 2011. Lietuvos respublikos aplinkos ministerija, Miškų departamentas. Vilnius, Lithuania. <http://www.am.lt/VI/files/0.045838001317277121.pdf>
- Monsevičius V. 1997. Vabalai (*Coleoptera*) [Beetles (*Coleoptera*)]. W: Lapelė M. [red.]. Lietuvos valstybinių rezervatų flora ir fauna. Vilnius, Lithuania. 68-101.
- Niemelä J., Haila Y., Halme E., Lahti T., Pajunen T., Punttila P. 1988. The distribution of carabidae beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forests. *Annales Zoologici Fennici* 25: 107-119.
- Niemelä J., Haila Y., Punttila, P. 1996. The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* 18: 352-368.
- Nilsson S. G., Hedin J., Niklasson M. 2001. Biodiversity and its Assessment in Boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest research. Supplement* 3: 10-26.

- Paillet Y., Bergčs L., Hjältén J., Odór P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R-J., De Bruyn L., Fur M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastia M-T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101-112.
- Pettersson R. B., Ball J. P., Renhorn K-E., Esseen P-A., Sjöberg K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74: 57-63.
- Rainio J., Niemelä J. 2003. Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- Saugomų teritorijų statistika. 2014. Valstybinė saugomų teritorijų tarnyba prie Aplinkos ministerijos. Vilnius, Lithuania. <http://www.vstt.lt/VI/index.php#r/188>
- Schomann A., Afflebrach K., Betz O. 2008. Predatory behaviour of some Central European pselaphine beetles (*Coleoptera: Staphylinidae, Pselaphinae*) with description of relevant morphological features of their heads. *European Journal of Entomology* 105: 889-907.
- Schwerk A., Szyszko J. 2007. Successional patterns of carabid fauna (*Coleoptera: Carabidae*) in planted and natural regenerated pine forests growing on old arable land. *Baltic Journal of Coleopterology* 7: 9-16.
- Skłodowski J. 2014. Consequence of the transformation of primeval forest into managed forest on carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*) – a case study from Białowieża (Poland). *European Journal of Entomology* 111 (5): 639-648.
- Skłodowski J., Garbalińska P. 2007. Ground beetles assemblages (*Coleoptera: Carabidae*) in the third year of regeneration after a hurricane in the Puszcza Piska pine forests. *Baltic Journal of Coleopterology* 7: 17-36.
- Smoleński M., Szujewski A., Kwiatkowski W. 2004. The successional model of forest landscapes valorisation. *Baltic Journal of Coleopterology* 4: 89-116.
- Szujewski A. 1966. Kształtowanie się stosunków ilościowych i jakościowych wśród ściółkowych kusakowatych (*Col. Staphylinidae*) borów sosnowych świeżych pod wpływem zrębów zupełnych. *Zeszyty SGGW, Warszawa*.
- Szujewski A. 1971. Wpływ rębni zupełnej na zgrupowania ściółkowych kusakowatych (*Col. Staphylinidae*) borów sosnowych świeżych. *Folia Forestalia Polonica A* 18: 5-43.
- Tamutis V., Skłodowski J. 2012. Wpływ wprowadzenia modrzewia na różnorodność i liczebność chrząszczy ściółkowych w borach mieszanych na terenie Litwy. *Sylwan* 156 (8): 581-592.
- Voolma K., Ōunap H. 2006. Putukate ja mõningate teiste lüljalgsete liigirikkus ja arvukus kaitsealuses ja majandatavas metsas. *Metsanduslikug Uurimused* 44: 95-111.
- Wiezik M., Svitok M., Dovčiak M. 2007. Conifer introductions decrease richness and alter composition of litter – dwelling beetles (*Coleoptera*) in Carpathian oak forests. *Forest Ecology and Management* 247: 61-71.
- Zalewski M. 1999. Dziwna fauna pułapek Barbera. *Wiadomości Ekologiczne* 2: 127-146.
- Zdzioch P. 2003. Effect of fire of various intensities on assemblages of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) inhabiting pine-stands at different ages. *Baltic Journal of Coleopterology* 3: 101-106.