

JAROSŁAW SKŁODOWSKI

Czy łowność i długość ciała dwóch gatunków żuków zależą od stopnia zaburzenia drzewostanu?

Do catch rate and body length of two dung beetles species depend on the severity of the stand disturbance?

ABSTRACT

Skłodowski J. 2019. Czy łowność i długość ciała dwóch gatunków żuków zależą od stopnia zaburzenia drzewostanu? Sylwan 163 (5): 425-434. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2019026>.

The catch rate and body length of *Anoplotrupes stercorosus* and *Trypocopris vernalis* were studied in 2018 on permanent plots established in 2003 in Scots pine stands left for spontaneous succession in the Piska Forest (N Poland). The plots comprised treatment A – severely disturbed stands (canopy cover of 10-30%), treatment B – moderately disturbed stands (canopy cover of 40-60%) and treatment C – the least disturbed stands in which all or nearly all trees survived (canopy cover of 70-90%). Each treatment class was replicated six times. In addition, we included a Scots pine plantation established in 2006 after the soil preparation as a stand in the earliest phase of succession. The following hypotheses were set: (1) severity of stand disturbance affects the body size of both species and (2) in the surviving remnants of stands (later phase of succession development) the body length of both species is greater than in disturbed stands and in the young plantation. No differences between the catch rate of both species in different treatments was detected (tab. 1 and 2). However we found significantly longer body of *T. vernalis*. The increase in the difference between the length of both species in the least disturbed stands as well as in the late stages of stand development was found (fig. 1 and 2). The direct effect of the LAI and inversely proportional effect of soil temperature on the catch rate and length of the body of *A. stercorosus* and, to a lesser extent, *T. vernalis* were observed (fig. 1). The high catch rate of *A. stercorosus* and the length of its body was linked with the soil covered only with forest litter (which occurs in dense stands with a high LAI index) (fig. 2). The catch rate of *T. vernalis* was correlated with the predominant nitrophilous *Deschampsia flexuosa*, which suggests the preferential occurrence of *T. vernalis* in ‘open’ stands with a high level of solar radiation. In turn, the length of *T. vernalis* body correlated with a high proportion of *Calluna vulgaris*, which may suggest a dependence of this parameter on light reaching the soil. The above observations indicate that in the production cycle of Scots pine stands, *T. vernalis* prefers open stands (especially clear-cuts, young plantations), while *A. stercorosus* is more often met in dense stands. The catch rate of both species is not suitable for zooindeication research, while the length of their body is suitable. The higher the stage of ecological successive of the pine stand, the greater the difference in the body length of these species.

KEY WORDS

Anoplotrupes stercorosus, *Trypocopris vernalis*, litter layer, environmental variables, LAI

ADDRESSES

Jarosław Skłodowski – e-mail: jsklodowski@wl.sggw.pl

Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

Wstęp

W zooindykacyjnej ocenie stanu środowiska leśnego bardzo często wykorzystuje się rodzinę biegaczowatych (Col. Carabidae) [Schwerk, Szyszko 2007; Schreiner, Schwerk 2011; Kosewska i in. 2013, 2018], natomiast rzadko wykonuje się ją przy użyciu żuków (Col. Geotrupidae). W ocenie tej można brać pod uwagę informacje dotyczące składu gatunkowego i liczebności poszczególnych gatunków tworzących zgrupowania albo parametry populacyjne gatunków, m.in. łowność czy wielkość ciała. Duże gatunki biegaczowatych osiągają mniejsze wymiary w pierwszych latach po zaburzeniu drzewostanu huraganem [Garbalińska, Skłodowski 2008]. Wielkość ciała poszczególnych gatunków biegaczowatych związana jest nie tylko z zamieszkiwanym środowiskiem (drzewostan zaburzony huraganem lub kontrolny), ale i z ich preferencjami siedliskowymi [Skłodowski 2005].

W stosunku do biegaczowatych poznano zatem zależność pomiędzy długością ciała a zmiennością warunków zamieszkiwanego środowiska. Ale czy żukowate, zwłaszcza te najbardziej pospolicie występujące duże gatunki, reagują zmianą wielkości ciała na zmienność siedliska? W polskich lasach występują pospolicie dwa duże gatunki: żuk leśny *Anoplotrupes stercorosus* i żuk wiosenny *Trypocopris vernalis*. Żuk leśny to najliczniej występujący przedstawiciel rodziny żukowatych na terenach leśnych. Jest on ważnym komponentem sieci detrytusowej ekosystemów leśnych. Dorosłe owady z częściowo rozłożonej ściółki formują zlepki, które zakopują w głębokim korytarzu, gdzie składają jaja. Wykopana norka napowietrza glebę, przyspieszając lokalnie dekompozycję materii organicznej, a także zapewnia korzeniom i drobnej faunie glebowej dopływ tlenu. Zlepki ściółki oraz ekskrementy larw wzbogacają głębsze mineralne warstwy gleby, co ma szczególne znaczenie na ubogich siedliskach borowych [Byk 2004]. Żuk leśny występuje na wszystkich siedliskach pod względem żyzności, natomiast w gradiencie wilgotnościowym preferuje wariant świeży [Byk, Semkiw 2010]. Z kolei żuk wiosenny jest gatunkiem eurokaukaskim, w Polsce pospolicie występującym na terenach leśnych, również prześwietlonych, gdzie żeruje w odchodach ssaków, w tym koni i krów pasących się przy lesie. Jest gatunkiem saprofagicznym, odżywiającym się szczątkami roślinnymi i ekskrementami [Byk 2005].

Mimo że oba gatunki występują na tym samym terenie, mają nieco odmienne preferencje: żuk leśny częściej występuje w młodnikach i w starszych drzewostanach sosnowych, a żuk wiosenny – na zalesionych gruntach porolnych, zrębach zupełnych i w uprawach [Byk 2011], dlatego łowność obu gatunków może być potencjalnie wykorzystana w zooindykacyjnej ocenie stanu ekosystemu leśnego. Ponadto wielkość ciała żuka leśnego powiązana jest z żyznością siedliska – większe żuki leśne żyją w siedliskach bogatszych [Klimaszewski, Struziński 2005]. Ich wielkość zależy również od zaburzeń siedliska. Konsekwencją huraganu łamiącego drzewostan sosnowy była mniejsza średnia długość ciała tego gatunku w stosunku do wartości kontrolnych uzyskanych w niezaburzonym drzewostanie sosnowym [Skłodowski, Duda 2007]. Można więc przypuszczać, że zarówno łowność, jak i wymiary ciała żuka leśnego i żuka wiosennego powinny zależeć od stopnia pokrycia terenu koronami drzew lub spontanicznego odnowienia, co z kolei zależy od stopnia zaburzenia drzewostanu. Weryfikację tych przypuszczeń umożliwiły badania prowadzone w drzewostanach Nadleśnictwa Pisz zaburzonych huraganem w 2002 roku. Drzewostany te doznały uszkodzeń w różnym stopniu, znajdują się też w różnych fazach regeneracji. Postawiono dwie hipotezy:

1. Stopień zaburzenia drzewostanu wpływa na długość ciała obu gatunków.
2. W ocalałych fragmentach drzewostanów długość ciała obu gatunków jest większa niż w regenerujących się drzewostanach zaburzonych i w młodnikach, czyli we wcześniejszych fazach rozwoju sukcesyjnego.

Celem pracy było testowanie parametrów populacyjnych obu gatunków pod kątem możliwości stosowania ich w zoindykacyjnej ocenie stanu środowiska leśnego. Dodatkowym celem była próba powiązania tych parametrów z wybranymi wskaźnikami środowiskowymi oraz z pokryciem gleby przez ściółkę i różne gatunki runa leśnego.

Miejsce badań

Badania przeprowadzono w 2018 roku na stałych powierzchniach badawczych założonych w 2003 roku w pozostawionym do spontanicznej sukcesji drzewostanie sosnowym zaburzonym przez huragan w 2002 roku (Las Ochronny „Szast”, Nadleśnictwo Pisz) [Skłodowski 2017]. Całkowita powierzchnia Lasu Ochronnego „Szast” według danych BULiGL w Białymstoku wynosi 475,59 ha, z czego 21,24 ha zajmują bagna. Badania przeprowadzono w części zachodniej, gdzie dominują gleby rdzawe. Powierzchnie stałe obejmują wariant upraw (obecnie młodników) założonych po usunięciu złomów i przygotowaniu gleby, wariant ocalałych fragmentów drzewostanów oraz 5 różnych wariantów wiekowych zaburzonych drzewostanów. Każdy z wariantów powtórzony był 3 razy. Powierzchnie te (poza młodnikami) klasyfikowano do 3 typów zaburzonych drzewostanów w grupach po 6. Typ A objął powierzchnie, na których ocalało 10-30% drzew, typ B – powierzchnie z ocalałymi 40-60% drzew, a typ C powierzchnie najmniej zaburzone, w których ocalało 70-90% drzew.

Materiał i metody

Do odłowu żuków wykorzystano zmodyfikowane pułapki Barbera, z lejkiem położonym na wypełnionym w $\frac{1}{3}$ glikolem słoiku, ustawionym w dołku wykopanym w glebie. Górna krawędź lejka znajdowała się na poziomie wierzchniej warstwy ściółki. Dolna część lejka (zwiężony koniec skierowany do słoika) obcięto tak, aby otwór wlotowy miał średnicę około 14 mm. Modelując wielkość tego otworu, ogranicza się wpadanie kręgowców (np. myszy) do słoika. W każdym powtórzeniu poszczególnych wariantów zainstalowano po 5 takich pułapek w transekcie (6 maja 2018 roku). Całkowita wymiana słoików odbyła się w połowie czerwca, na początku sierpnia i pod koniec września.

Złowione osobniki żuka leśnego i wiosennego (1674 i 1417 osobników) oznaczano do gatunku i mierzono ich długość z dokładnością do 0,5 mm. Łowność osobników obliczano dla każdego gatunku jako liczbę przypadającą na pułapkę zainstalowaną w powtórzeniu każdego wariantu. Zgodność rozkładów łowności i długości ciała z rozkładem normalnym zweryfikowano i potwierdzono testem Shapiro-Wilka. W porównaniach wykorzystano analizę wariancji oraz, do porównań parami, test t-Studenta. Obliczenia wykonano w pakiecie Statistica 13.3 (TIBCO). W testowaniu wzięto pod uwagę typ zaburzonego drzewostanu (A-C) oraz jego fazę rozwoju sukcesyjnego (młodnik, drzewostan zaburzony, fragment ocalałych drzewostanów). Ponadto w celu stwierdzenia istnienia ewentualnych interakcji między badanymi gatunkami obliczono korelacje długości w każdym wariancie. Ponieważ współczynniki korelacji nie były istotne, nie przedstawiono ich w części wynikowej.

Do powiązania średniej łowności i średniej długości obu gatunków z wybranymi wskaźnikami środowiskowymi oraz z pokryciem gleby przez ściółkę i różne gatunki runa leśnego wykonano analizy RDA w CANOCO 4.5 [ter Braak, Smilauer 2003], które wybrano po zbadaniu

długości gradientu. Analizy RDA wykonano w oparciu o podział drzewostanów ze względu na fazę sukcesji oraz ze względu na ich stopień zaburzenia, jednak słaba jakość wyników pierwszej analizy uniemożliwiła jej prezentację. Ostatecznie przedstawiono analizę średniej łowności i długości obu gatunków z uwzględnieniem wybranych parametrów środowiskowych (temperatura, wilgotność, kwasowość i tempo respiracji gleby, tempo dekompozycji materii organicznej, wskaźnik powierzchni listowia LAI) oraz oddzielnie z uwzględnieniem udziału w pokryciu terenu przez ściółkę i gatunki roślin występujące w runie (wrzos, jagoda czernica, brusznica, siewki sosny pospolitej, śmiałek pogięty, rokitnik pospolity) w drzewostanach o różnym stopniu zaburzenia. Pokrycie terenu roślinnością oceniono na stałych powierzchniach fotograficznej rejestracji runa. Wskaźniki siedliskowe oceniono zgodnie z wcześniej stosowaną metodyką [Skłodowski i in. 2014].

Wyniki

Nie zaobserwowano istotnego zróżnicowania łowności obu gatunków w różnych wariantach zaburzonych drzewostanów oraz w różnych wariantach rozwoju sukcesyjnego drzewostanu. Spowodowane to było wysoką zmiennością łowności żuka wiosennego oraz prawie identyczną łownością żuka leśnego w drzewostanach średnio i słabo zaburzonych (odpowiednio: $18,00 \pm 4,14$ vs. $18,47 \pm 0,19$ i $19,33 \pm 4,44$ vs. $18,76 \pm 0,24$). Jedynie w drzewostanach najsilniej zaburzonych łowność żuka wiosennego przewyższała łowność żuka leśnego ($34,89 \pm 9,67$ vs. $18,86 \pm 0,18$). W przypadku różnych faz rozwoju sukcesyjnego drzewostanu sosnowego łowność żuka wiosennego była nieistotnie wyższa niż leśnego – młodniki: $23,00 \pm 1,33$ vs. $18,19 \pm 0,22$, drzewostany zaburzone: $25,69 \pm 4,66$ vs. $18,64 \pm 0,12$, a fragmenty ocalałych drzewostanów: $23,00 \pm 1,20$ vs. $19,01 \pm 0,38$.

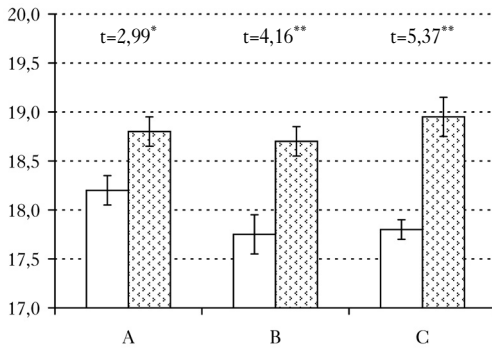
Stwierdzono istotne różnice długości obu gatunków (tab. 1, ryc. 1). Wraz z intensyfikacją zaburzenia maleje różnica długości pomiędzy żukiem leśnym i wiosennym. Nie wykazano istotności różnic interakcji długości gatunków i różnych stadiów sukcesji drzewostanów (tab. 2, ryc. 2), stwierdzono jednak istotnie mniejsze różnice pomiędzy długością obu gatunków we wczesnych stadiach rozwojowych drzewostanów (młodniki, drzewostany zaburzone) i większe różnice w ocalałych fragmentach dojrzałych drzewostanów (ryc. 2).

Analiza łowności i długości żuków w zależności od zaburzenia drzewostanu nie wskazała istotnego wpływu konkretnych czynników na parametry populacyjne obu gatunków (ryc. 3). Pierwsza oś RDA wyjaśnia 55,7% zmienności gatunkowej oraz 99,8% zmienności danych gatunkowo-środowiskowych. Z pierwszą osią (prawą stroną) koreluje wskaźnik listowia LAI ($r=+0,56$), a z jej lewą częścią temperatura ($r=-0,45$). Wyższa łowność żuka wiosennego związana jest z zaburzonymi drzewostanami, w których powierzchnia listowia odnowienia naturalnego jest najwyższa. Z kolei łowność i długość ciała żuka leśnego oraz długość ciała żuka wiosennego związana jest

Tabela 1.

Wpływ stopnia zaburzenia (Zaburzenie) i gatunku żuka (Gatunek) na długość ciała *A. stercorosus* i *T. vernalis*
Effect of disturbance level (Zaburzenie) and beetle species (Gatunek) on the body length of *A. stercorosus* and *T. vernalis*

	SS	df	MS	F	p
Wyraz wolny Intercept	12 127,660	1	12 127,660	87 541,510	<0,001
Zaburzenie	0,490	2	0,250	1,780	0,185
Gatunek	7,420	1	7,420	53,580	<0,001
Zaburzenie × Gatunek	0,650	2	0,320	2,330	0,115
Błąd Error	4,160	30	0,140		



Ryc. 1.

Średnia długość [mm] (słupek) i błąd standardowy (wąsy) *A. stercorosus* (biały) i *T. vernalis* (szary) w drzewostanach zaburzonych silnie (A), średnio (B) i słabo (C)

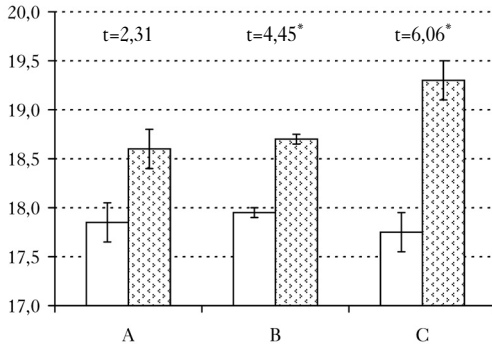
Mean (bar) with standard error (whiskers) of length [mm] of *A. stercorosus* and *T. vernalis* in severely (A), moderately (B) and least disturbed stands (C)

* $p < 0,01$, ** $p < 0,001$

Tabela 2.

Wpływ fazy rozwojowej drzewostanu (Faza) i gatunku żuka (Gatunek) na długość ciała *A. stercorosus* i *T. vernalis*
Effect of stage of ecological succession (Faza) and beetle species (Gatunek) on the body length of *A. stercorosus* and *T. vernalis*

	SS	df	MS	F	p
Wyraz wolny					
Intercept	6 056,265	1	6 056,265	62 466,150	<0,001
Faza	0,319	2	0,160	1,650	0,234
Gatunek	4,569	1	4,569	47,130	<0,001
Gatunek × Faza	0,540	2	0,270	2,790	0,101
Błąd					
Error	1,163	12	0,097		



Ryc. 2.

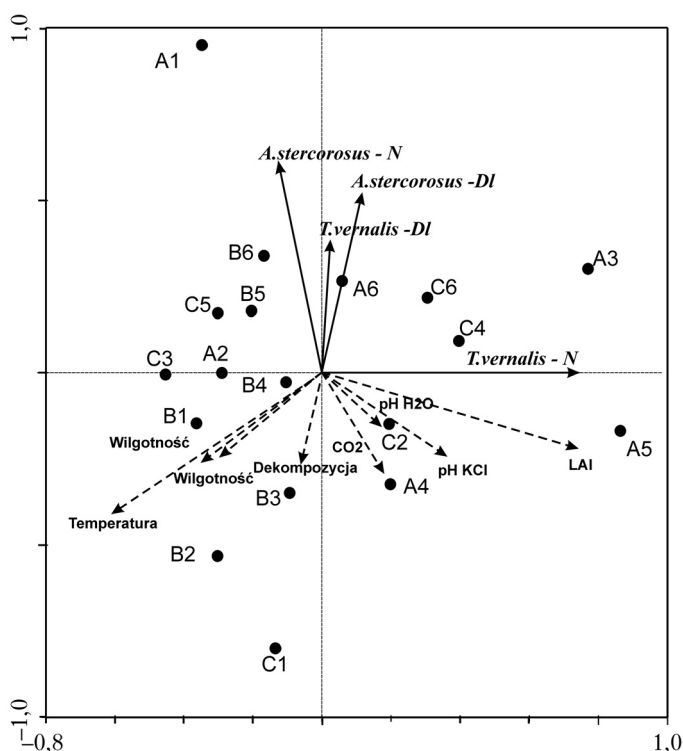
Średnia długość [mm] (słupek) i błąd standardowy (wąsy) *A. stercorosus* (biały) i *T. vernalis* (szary) w młodnikach (M), drzewostanach zaburzonych (Z) i w ocalałych fragmentach drzewostanów (F)

Mean (bar) with standard error (whiskers) of length [mm] of *A. stercorosus* and *T. vernalis* in young plantation (M), disturbed stands (Z) and in the remains of surviving stands (F)

* $p < 0,01$

z tymi powierzchniami, na których stwierdzono najmniejsze tempo dekompozycji materii organicznej oraz respiracji gleby.

Drugą analizę przeprowadzono z uwzględnieniem udziału poszczególnych gatunków w runie okrywającym glebę (ryc. 4). Pierwsza oś wyjaśnia 66,4% zmienności gatunkowej oraz 99,9% zmienności danych gatunkowo-środowiskowych. Korelacja danych gatunkowych żuków z danymi dotyczącymi pokrycia terenu wzdłuż pierwszej osi była wysoka ($r=+0,82$), a wzdłuż drugiej osi niższa ($r=+0,63$). Z pierwszą osią koreluje pokrycie terenu śmiałkiem (*Deschampsia*; $r=+0,55$) oraz wrzosem (*Calluna*; $r=0,34$). Z drugą osią koreluje pokrycie terenu brusznicą (*VaccVitis*; $r=-0,39$) oraz ściółką (*Litter*; $r=+0,31$). Łowność żuka leśnego związana jest z wysokim pokryciem gleby ściółką, zaś żuka wiosennego z wysokim pokryciem gleby śmiałkiem pogiętym. Długość ciała żuka wiosennego koreluje z wysokim udziałem wrzосу, a żuka leśnego z niskim pokryciem terenu jagodą czernicą oraz siewkami sosny i rokitnika.



Ryc. 3.

Łowność (N) i długość (DI) żuka leśnego (*A. stercorosus*) i wiosennego (*T. vernalis*) w drzewostanach silnie (A1-A6), średnio (B1-B6) i słabo zaburzonych (C1-C6) w odniesieniu do zmiennych środowiskowych Catch rate (N) and body length (DI) of *A. stercorosus* and *T. vernalis* in severely (A1-A6), moderately (B1-B6) and least disturbed stands (C1-C6) in relation to environmental features

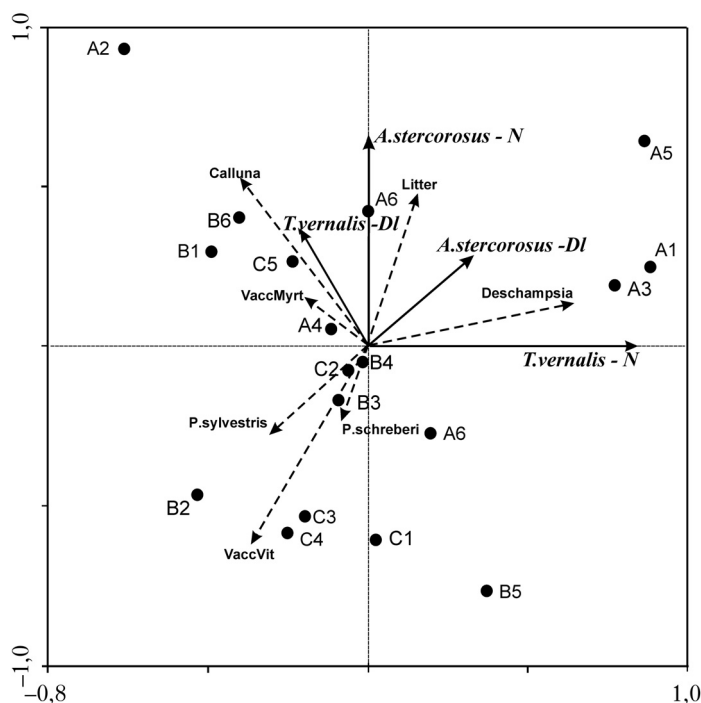
Temperatura – temperatura gleby, Wilgotność – wilgotność gleby mierzona wiosną i jesienią, Dekompozycja – tempo dekompozycji materii organicznej, CO₂ – tempo respiracji gleby, pH H₂O, pH KCl – odczyn gleby oznaczany w wodzie i roztworze KCl, LAI – wskaźnik powierzchni listowia

Temperatura – soil temperature, Wilgotność – soil moisture measured in spring and autumn, Dekompozycja – organic matter decomposition rate, CO₂ – soil respiration rate, pH H₂O, pH KCl – reaction, LAI – leaf area index

Dyskusja

Wielkość koprofagicznych żuków [Errouissi i in. 2004] zależy od rodzaju i zasobności środowiska oraz wielkości odchodów i gatunków ssaków, które te odchody zdeponowały. Zmiana „producentów” odchodów, np. z owiec na krowy, prowadzi do dwu-, a nawet trzykrotnego wzrostu liczby chrząszczy i ich biomasy w ciągu pięciu lat [Lobo i in. 2006]. W przypadku prezentowanych badań wydaje się, że skład jakościowy „producentów” odchodów jest stały: w badanym terenie widoczne były głównie ekskrementy jelenia, czasem sarny, rzadko łosia. Dlatego wydaje się, że skład fauny dużych ssaków w badanym terenie ma raczej marginalny wpływ na wielkość obu gatunków.

Żuk wiosenny jest większy od leśnego, co potwierdzono również w prezentowanych badaniach. Zauważono też zwiększenie różnicy długości obu gatunków w mniej zaburzonych drzewostanach, zwłaszcza w zaburzonych w najmniejszym stopniu, czyli takich, które zapewniają obu gatunkom stabilniejsze warunki mikroklimatyczne. Temperatura jest istotnym czynnikiem kształtującym liczebność i skład zgrupowań żuków, co wykazali Jay-Robert i in. [2008], porównujący



Ryc. 4.

Łowność (N) i długość (DI) żuka leśnego (*A. stercorosus*) i wiosennego (*T. vernalis*) w drzewostanach silnie (A1-A6), średnio (B1-B6) i słabo zaburzonych (C1-C6) w odniesieniu do pokrycia terenu

Catch rate (N) and body length (DI) of *A. stercorosus* and *T. vernalis* in severely (A1-A6), moderately (B1-B6) and least disturbed stands (C1-C6) in relation to soil cover

Calluna – wrzos, VaccMyrt – jagoda czernica, Psylvestris – siewki sosny pospolitej, VaccVit – brusznica, Pschreberi – rokitnik pospolity, Deschampsia – śmiłek pogięty, litter – ściółka

Calluna – *Calluna vulgaris*, VaccMyrt – *Vaccinium myrtillus*, Psylvestris – Scots pine seedlings, VaccVit – *Vaccinium vitis-idaea*, Pschreberi – *Pleurozium schreberi*, Deschampsia – *Deschampsia flexuosa*, litter – litter

tę grupę chrząszczy w kontrastowych warunkach stoków południowych i północnych Alp. Dlatego interesujące jest, że w optymalnych warunkach mikroklimatycznych dochodziło do różnicowania długości obu gatunków, co w głównej mierze dotyczyło redukcji wymiarów żuka leśnego. Warto zaznaczyć, że nie było to związane z łownością obu żuków, ponieważ dla obu gatunków cecha ta we wszystkich wariantach była praktycznie taka sama (różnice nie były istotne statystycznie). Nie było to również związane z silną konkurencją międzygatunkową, ponieważ współczynniki korelacji długości obu gatunków miały dodatnie wartości (nie były też istotne). Być może chodzi tu o ograniczony dostęp światła (tym mniejszy, im słabiej był zaburzony ekosystem), a w konsekwencji redukcję szaty roślinnej.

Podobnie analiza długości obu gatunków w poszczególnych stadiach rozwojowych drzewostanów wskazała wzrastającą różnicę pomiędzy nimi w stadiach sukcesyjnie coraz bardziej zaawansowanych: młodnikach (posadzone po zaoraniu gleby, czyli po dodatkowym zaburzeniu), drzewostanach zaburzonych (gleba nie była orana) i fragmentach ocalałych drzewostanów. W tym ujęciu powierzchni wzrost różnic długości we fragmentach ocalałych drzewostanów spowodowany był nie tylko zmniejszeniem długości ciała żuka leśnego, ale też zwiększeniem długości żuka wiosennego. Wariant ocalałych drzewostanów (o minimalnym ubytku drzew), nie zapewnia warunków optymalnych dla żuka wiosennego, preferującego prześwietlone drzewostany [Byk 2011].

Być może do najbardziej ocienionych drzewostanów wchodzi częściej największe osobniki żuka wiosennego. Większa masa ciała oznacza korzystniejszy stosunek pomiędzy objętością a powierzchnią ciała, co może pomagać utrzymać ciepłotę ciała w warunkach większego ocienienia gleby, zwłaszcza że od temperatury ciała zależy mobilność chrząszcza.

Pierwsza z analiz RDA zasugerowała odwrotnie proporcjonalny wpływ temperatury gleby na liczebność i długość ciała żuka leśnego oraz żuka wiosennego. Niższa temperatura gleby stwierdzana była tam, gdzie mierzono wyższe wartości wskaźnika LAI, czyli gdzie pełniejsza była okrywa aparatu asymilacyjnego (nie tylko stojących drzew, które przetrwały huragan, ale i spontanicznego odnowienia drzewostanu). W takich miejscach większa jest miąższość warstwy ściółki, a niekiedy i większa różnorodność jej kompozycji (struktury i materiału). Przy dużych wartościach LAI maksymalna temperatura gleby jest niższa niż w terenie otwartym, stąd odwrotnie proporcjonalna zależność temperatury gleby i parametrów populacyjnych obu gatunków.

Druga analiza RDA powiązała wysoką łowność żuka leśnego oraz długość jego ciała z pokryciem gleby jedynie ściółką leśną. Takie pokrycie występuje w zwartych zacienionych drzewostanach o wysokim wskaźniku LAI. Obserwacje te sugerują preferowanie przez żuka leśnego zwartych drzewostanów. Należy on do tzw. tunnelers, czyli gatunków o strategii zakopywania odchodów i butwiny leśnej w miejscu znalezienia w specjalnie wykopanych korytarzach [Kamiński i in. 2015]. Prawdopodobnie w terenie pokrytym jedynie lub głównie ściółką łatwo jest wykopać korytarz. Warto zaznaczyć, że długość żuka leśnego korelowała odwrotnie proporcjonalnie z pokryciem gleby jagodą czernicą (w mniejszym stopniu siewkami sosny i rokitnika), co może sugerować „niechęć” tego gatunku do nadmiernie ocieniającej glebę niskiej roślinności krzewiastej, która tworzy gęstą sieć korzeni i zbitą ściółkę, co w konsekwencji może utrudniać kopanie korytarzy.

Z kolei skorelowanie łowności żuka wiosennego z pokryciem terenu przez nitrofilną trawę – śmiałką pogiętego, sugeruje preferencyjne występowanie tego gatunku w prześwietlonych ekosystemach, względnie w miejscach, w których rośnie ta trawa, będąca potencjalnym pokarmem ssaków przeżuwających. Obecność tych ssaków prowadzi do deponowania większej ilości odchodów, co z kolei aktywuje zainteresowane nimi żuki wiosenne. Nie wiadomo jednak, czy w terenie pokrytym śmiałkiem, zwłaszcza tworzącym gęstą darń, żuk wiosenny jest w stanie kopać korytarze i czy może być „tunnelersem” [Kamiński i in. 2015]). A może wykorzystuje teren pokryty śmiałkiem, najbardziej prześwietlony w badanych drzewostanach zaburzonych, do innych celów, np. nagrzewania ciała przed powrotem do zacienionych płatów zaburzonego drzewostanu?

Z analizy RDA wynika, że długość ciała żuka wiosennego koreluje z wysokim udziałem wrzosu. Wrzos jest rośliną rosnącą w naświetlonych stanowiskach, co może być poszlaką wskazującą zależność długości ciała żuka wiosennego od światła dochodzącego do gleby. Powyższe obserwacje są zgodne z doniesieniami na temat obu gatunków występujących w produkcyjnym cyklu drzewostanów: żuk wiosenny wybiera drzewostany prześwietlone, a nawet położone w ich obrębie tereny chwilowo „otwarte”, np. zręby i uprawy, z kolei żuk leśny – drzewostany zwarte z ocienioną glebą [Byk, Rutkiewicz 2017]. W badanych drzewostanach zaburzonych przez huragan występuje mozaika drzewostanów mniej lub bardziej zaburzonych, na różnym stopniu rozwoju sukcesyjnego. Mozaikowość środowiska wpływa zatem na parametry populacyjne obu gatunków. Oddziałuje również na różnorodność gatunkową żuków [Jugovic i in. 2018].

Podsumowanie

Pierwsza hipoteza dotyczyła wpływu stopnia zaburzenia drzewostanu na długość ciała obu gatunków. Wydaje się ona prawdziwa, ponieważ w najmniej zaburzonych drzewostanach zaobserwo-

wano zwiększenie różnicy pomiędzy długością obu gatunków. Druga hipoteza zakładała wpływ różnych faz rozwoju sukcesyjnego drzewostanów. Wydaje się, że w przypadku żuka wiosennego należy zweryfikować ją pozytywnie, ponieważ jego długość była większa w ocalałych drzewostanach niż w regenerujących się drzewostanach zaburzonych i w młodnikach.

Weryfikacja danych pozwoliła wskazać, że spośród badanych parametrów populacyjnych długość obu gatunków (ale nie łowność) można stosować do badań zooindykacyjnych stanu środowiska leśnego. Im większa różnica długości pomiędzy tymi gatunkami, tym wyżej zaawansowany sukcesyjnie jest ekosystem leśny.

Literatura

- ter Braak C. J. F., Smilauer P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, New York City, New York.
- Byk A. 2004. Zmiany liczebności żuka leśnego *Anoplotrupes stercorosus* (Hartm.) pod wpływem zalesień. *Sylwan* 148 (3): 28-34. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2004080>.
- Byk A. 2005. Zmiany liczebności żuka wiosennego *Trypocopris vernalis* (L.) (Coleoptera: Geotrupidae) pod wpływem zalesień. *Leś. Pr. Bad.* 3: 51-59.
- Byk A. 2011. Abundance and composition of Geotrupidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) in the developmental cycle of pine stands in Człuchów Forest (NW Poland). *Baltic Journal of Coleopterology* 11 (2): 171-186.
- Byk A., Rutkiewicz A. 2017. Liczebność i skład gatunkowy koprofagicznych poświętników w cyklu odtworzeniowym drzewostanów sosnowych w Lasach Człuchowskich (Pojezierze Pomorskie). *Sylwan* 161 (9): 781-792. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2017061>.
- Byk A., Semkiw P. 2010. Habitat preferences of the forest dung beetle *Anoplotrupes stercorosus* (Scriba, 1791) (Coleoptera: Geotrupidae) in the Białowieża forest. *Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 9 (3-4): 17-28.
- Errouissi F., Haloti S., Jay-Robert P., Janati-Idrissi A., Lumaret J.-P. 2004. Effects of the Attractiveness for Dung Beetles of Dung Pat Origin and Size Along a Climatic Gradient. *Environmental Entomology* 33 (1): 45-53.
- Garbalińska P., Skłodowski J. 2008. Zróżnicowanie wielkości ciała wybranych gatunków biegaczowatych w ekosystemach leśnych Puszczy Piskiej zaburzonych przez huragan w 2002 roku. *Sylwan* 152 (11): 3-15. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylwan.2008052>.
- Jay-Robert P., Janati-Idrissi A., Lumaret J.-P. 2008. Spatial and Temporal Variation of Mountain Dung Beetle Assemblages and Their Relationships with Environmental Factors (Aphodiinae: Geotrupinae: Scarabaeinae). *Annals of the Entomological Society of America* 101 (1): 58-69.
- Jugovic J., Koprivnikar N., Koren T. 2018. The role of semi-natural grasslands and livestock in sustaining dung beetle communities (Coleoptera, Scarabaeoidea) in sub-Mediterranean areas of Slovenia. *Animal Biodiversity and Conservation* 41 (2): 321-332.
- Kamiński M. J., Byk A., Tykarski P. 2015. Seasonal and diel activity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) attracted to European bison dung in Białowieża Primeval Forest, Poland. *The Coleopterists Bulletin* 69 (1): 83-90.
- Klimaszewski K., Struziński W. 2005. Some population characteristics of *Anoplotrupes stercorosus* (Hartmann in Scirba, 1791) in relation to forest habitat and soil quality. W: Skłodowski J., Huruk S., Barsevskis A., Tarasiuk S. [red.]. *Protection of Coleoptera in the Baltic Sea Region*. Warsaw Agricultural Press. 179-184.
- Kosewska A., Nietupski M., Damszel M. 2013. Role of urban forests as a source of diversity of carabids (Coleoptera: Carabidae) in urbanised areas. *Baltic Journal of Coleopterology* 13 (1): 27-39.
- Kosewska A., Topa E., Nietupski M., Kędzior R. 2018. Assemblages of carabid beetles (Col. Carabidae) and ground dwelling spiders (Areneae) in natural and artificial regeneration of pine forests. *Community Ecology* 19 (2): 156-167.
- Lobo J. M., Hortal J., Cabrero-Sañudo F. J. 2006. Regional and local influence of grazing activity on the diversity of a semi-arid dung beetle community. *Diversity and Distributions* 12: 111-123.
- Schreiner A., Schwerk A. 2011. Standard deviation of carabid size in Western German forest succession – a complex picture. *Baltic Journal of Coleopterology* 11 (1): 25-31.
- 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 (1): 9-16.
- Skłodowski J. 2005. Intraspecific body size differentiation in *Carabus* assemblages in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *European Carabidology* 2003. DIAS Report 114: 291-303.
- Skłodowski J. 2013. Monitoring zooindykacyjny regeneracji ekosystemu leśnego zaburzonego przez huragan w 2002 roku. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Skłodowski J., Duda T. 2007. Zmiany długości żuka leśnego *Anoplotrupes stercorosus* w drzewostanach zniszczonych przez huragan i w drzewostanach kontrolnych. W: Skłodowski J. [red.]. *Monitoring zooindykacyjny pohuraganowych zniszczeń ekosystemów leśnych Puszczy Piskiej*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa. 107-111.

Skłodowski J. W. 2017. Three phases of changes in carabid assemblages during secondary succession in a pine forest disturbed by windthrow – results from the first 10 years of observations. *Insect Conservation and Diversity* 10: 449-461.

Skłodowski J. W., Buszyniewicz J., Domański M. 2014. Spontaniczne odnowienie drzewostanu zaburzonego huraganem w lipcu 2002 roku. *Sylvan* 158: 499-508. DOI: <https://doi.org/10.26202/sylvan.2014079>.