

Wpływ wypasu na strukturę zgrupowań ryjkowców (Coleoptera: Curculionoidea) na wybranych polanach Gorczańskiego Parku Narodowego

The influence of active protection on structure of weevil assemblages (Coleoptera, Curculionoidea) under grazing management practices

Tomasz Skalski¹, Agata Ogórek¹, Renata Kędzior², Paweł Armatys³,
Jan Loch³, Bogusław Petryszak¹

Abstract: The study aimed to test the effect of a long term and short term grazing on the structure of Curculionoidea assemblages on extensively managed mountain meadows in the Gorce National Park (Western Carpathians, Poland). Researches were conducted in 7 types of plant communities, each in a different stage of the succession: from pastures used every year to the communities with dominating *Vaccinium myrtillus* unmanaged for several years. Analysis of variance revealed that long term abandoned pastures impoverishes species diversity of weevils. Traditional grazing activity didn't have any significant effect on the differentiation of assemblages and their structure parameters. Multi-dimensional scaling showed important differences in the species composition of weevil assemblages in early and late stages of the plant succession. Annual extensive grazing should be an important tool for maintaining of the herbivorous beetles assemblages. This procedure turned out to be the effective way of the active protection on seminatural open areas in the Gorce National Park.

Key words: insects, nature conservation, active protection, extensive pastures, non-forest succession

¹ Zakład Entomologii, Instytut Zoologii, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 9, PL-30-387 Kraków, e-mail: tomasz.skalski@uj.edu.pl

² Wydział Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, al. Mickiewicza 24/28, PL-30-059 Kraków, e-mail: r.kedzior@ur.krakow.pl

³ Pracownia Naukowo-Edukacyjna Gorczańskiego Parku Narodowego, Poręba Wielka 590, PL-34-735 Niedźwiedź, e-mails: paw_armatys@poczta.onet.pl; jan.loch@gorcepn.pl

WSTĘP

Tradycyjne pasterstwo w Gorcach rozwijało się już od okresu średniowiecznego, wraz z pojawieniem się osadnictwa wołoskiego (Tomasiewicz 1992). Wyrąb i wypalanie powierzchni leśnych i przekształcanie ich początkowo w pola uprawne a następnie w uprawy zbożowe oraz łąki kośne spowodował powstanie reglowych polan o charakterze półnatural-

nym (Armatys i in. 2010). Ich funkcjonowanie jest nieodłącznie związane z działalnością człowieka zapobiegającą wtórnej sukcesji lasów (Morris 2000). Należy również dodać, że organizmy kolonizujące tego typu ekosystemy są naturalnym elementem dynamiki zbiorowisk leśnych, a zwłaszcza układów ekologicznych powstałych w wyniku naturalnych zaburzeń, np. na skutek pożarów czy gradacji roślinożerców (Frelich 2002). W konsekwencji na

polanach obejmujących obecnie 6% powierzchni Gorczańskiego Parku Narodowego koncentruje się znaczna część różnorodności biologicznej (Skalski i in. 2002, 2011; Michalik 2006; Armatys i in. 2010). Zmiany ekonomiczne i polityczne w ostatnim półwieczu spowodowały jednak, że tradycyjne gospodarowanie pasterskie zupełnie upadło, a wraz z nim obserwuje się stopniową degradację polan i utratę cennych zbiorowisk roślinnych.

Podobne zjawisko można zaobserwować również w innych rejonach górskich, między innymi w Alpach (Pezzatti 2001; Knop *et al.* 2006). Na skutek zmian ekonomicznych zaobserwować można dwa trendy: intensyfikację pasterstwa lub jej całkowity zanik. Intensywny wypas obniża różnorodność biologiczną większości grup organizmów żywych (Kreuss, Tschantke 2002; Grandchamp *et al.* 2005; Pöyry *et al.* 2006; Batáry *et al.* 2007; Zahn *et al.* 2007; Scohier, Dumont 2012). Brak wypasu, choć słabiej udokumentowany w literaturze, również może nieść negatywne skutki dla występujących tam organizmów (Morris 1991; Marini *et al.* 2009). Chcąc chronić różnorodność biologiczną w tego typu środowiskach należy wypracować optymalną strategię, uwzględniającą skutki zarówno

zbyt intensywnego wypasu jak i jego braku.

Celem pracy jest weryfikacja hipotezy, że tradycyjnie prowadzony wypas wpływa negatywnie na zgrupowania wielogatunkowe chrząszczy roślinożernych z nadrodziny ryjkowców oraz określenie skali zmian struktury tych zgrupowań na obszarach, gdzie wypas został zaprzestany.

TEREN BADAŃ

Badania przeprowadzono na trzech reprezentatywnych polanach: Hali Długiej, Polanie Gąsiorowskiej oraz Polanie Hucisko, gdzie prowadzony jest kulturowy wypas owiec. Na każdej z nich wytypowano trzy kategorie zespołów roślinnych w zależności od stopnia sukcesji. Wytypowano zbiorowiska obszarów wypasanych (łąki mieczykowo-mietlicowe *Gladiolo-Agrostietum capillaris* (Br.-Bl. 1930) Pawł. et Wal. 1949; WT), nieużytkowanych od kilku lat (traworośla, bliźniczyska *Hieracio (vulgati)-Nardetum* Kornaś 1955 n.n. em. Balcerk. 1984; NT) oraz niewypasanych od kilkunastu lat (borówczyska; ST) (Tab. 1). Dla każdego z typów zgrupowań wyznaczono po trzy poletka

Tabela 1. Zbiorowiska roślinne związane z poszczególnymi powierzchniami badawczymi na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego.
Table 1. Plant communities related to particular sample plots in the Gorce National Park.

Polana / Mountain meadow	Symbol powierzchni / Locality abbreviation	Zbiorowisko roślinne / Plant community
Polana Długa (część Hali Wzorowej)	WT	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa
	NT	<i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> ; murawy z bliźniczką (psiary)
	NT	traworośla górskie, zbiorowisko z <i>Calamagrostis villosae</i> / community with <i>Calamagrostis villosae</i>
	ST	borówczyska z <i>Vaccinium myrtillus</i> / community with <i>Vaccinium myrtillus</i>
Polana Gąsiorowska	WT	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, dolny regiel, wariant typowy / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> , lower mountain belt, typical variant
	NT	<i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> ; murawy z bliźniczką (psiary), dolny regiel / <i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> , lower mountain belt
Polana Hucisko	WT	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, dolny regiel, wariant wilgotny / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> , lower mountain belt, wet variant

eksperymentalne, gdzie wypas był dopuszczalny oraz zabroniony (Y-N). Każde poletko obejmowało kwadrat o boku 10 x 10 m, gdzie ułożono system pułapek Barbera (cztery w kątach poletka i jedna w środku) oraz pobierano próby z runi przy pomocy odkurzacza spalinowego. Na każdym z poletek zebrano po 15 prób ilościowych w ciągu dwóch sezonów wegetacyjnych 2010–2011.

W celu przetestowania wpływu wypasu na różnorodność gatunkową ryjkowców wybrano kilka wskaźników, obrazujących zmienne zależności: wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (H), wskaźnik dominacji Bergera-Parkera, wskaźnik bogactwa gatunkowego oraz wskaźnik różnorodności gatunkowej Q (Magurran 1988).

W celu wykazania różnic w składzie gatunkowym pomiędzy poszczególnymi zgrupowaniami użyto metody niemetrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS). Jako dystans pomiędzy zgrupowaniami użyto wskaźnika podobieństwa ilościowego Bray-Curtisa. Do analiz użyto programu WinKyst, a następnie w celu wizualizowania otrzymanych wyników w formie diagramu zastosowano program Canoco oraz CanoDraw dla Windows v. 4.21.

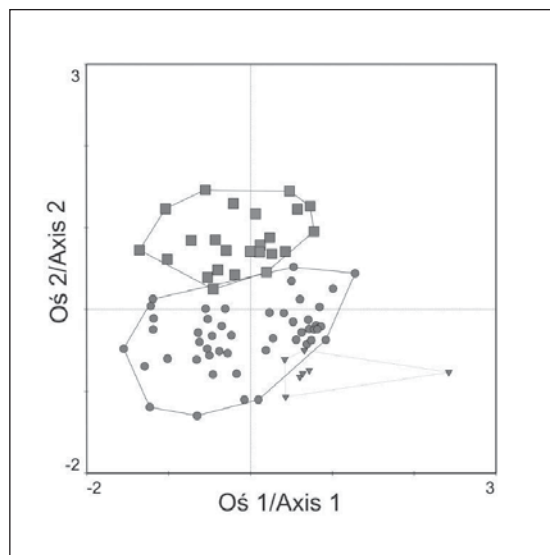
Ponieważ rozkład badanych parametrów zgrupowań nie posiadał cech rozkładu normalnego, zastosowano ogólny model liniowy (GLM) z pakietu Statistica dla Windows v. 9.0.

WYNIKI

W trakcie badań terenowych zebrano 1600 osobników należących do 80 gatunków z nadrodziny ryjkowców (patrz Aneks w Skalski i in. 2012, za wyjątkiem: *Alophus carpathicus*, *Microplontus triangulum*, *Otiorhynchus corvus*, *Sitona lineatus* i *Tychius picirostris*). Gatunkami pojawiającymi się najczęściej na badanych polanach były: *Barynotus obscurus* (frekwencja 56%), *Plinthus tisherii* (frek. 33%), *Rutidosoma fallax* (frek. 32%) oraz *Plinthus sturmi* (frek. 31%). Istnieje silna dodatnia korelacja pomiędzy frekwencją gatunków w zgrupowaniu a ich liczebnością ogólną ($R_{\text{sperm}} = 0,93, p < 0,001$).

Wartość stresu (wariancji gatunkowych) dla dwóch pierwszych osi ordynacyjnych skalowania wielowymiarowego wyniosła 0,11, co wskazuje na istotny statystycznie opis zróżnicowania zgrupo-

wań ryjkowców. Związek zgrupowań z poszczególnymi zbiorowiskami roślinnymi przedstawiono na Ryc. 1. Wśród tych zgrupowań, trzy grupy mają wyraźnie odmienny skład gatunkowy. W grupie pierwszej znalazły się zgrupowania łąk mieczykowo-mietlicowych oraz jej wariantem wilgotnym z dolnego regła. Grupę drugą tworzą zgrupowania pozostałych pięciu typów zbiorowisk roślinnych, obejmujących pośrednie stadia sukcesyjne oraz zgrupowania łąki mieczykowo-mietlicowej regła dolnego (wariant typowy). Trzecią wyraźną grupę



Ryc. 1. Diagram ordynacyjny skalowania wielowymiarowego dla zgrupowań ryjkowców pastwisk sklasyfikowanych według stadium sukcesyjnego. ■ – zgrupowania na łąkach mieczykowo-mietlicowych, ● – zgrupowania w traworoślach i murawach bliźniczkowych regła dolnego i regła górnego, ▼ – zgrupowania w borówczyskach.

Fig. 1. Ordination diagram of non-metric multidimensional scaling for weevil assemblages of studied pastures classified according to the successional stage. ■ – assemblages of *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, ● – assemblages of *Hieracio (vulgati)-Nardetum* and meadows with *Calamagrostis villosa*, ▼ – assemblages of *Vaccinium myrtillus* swards.

tworzą ryjkowce występujące w borówczyskach.

Ogólny model liniowy wskazuje na jeden czynnik, jaki opisuje parametry struktury zgrupowań ryjkowców. Czynnikiem tym jest postępująca sukcesja, związana z długotrwałym zaprzestaniem wypasu (Tab. 2). Nie odnotowano natomiast wpły-

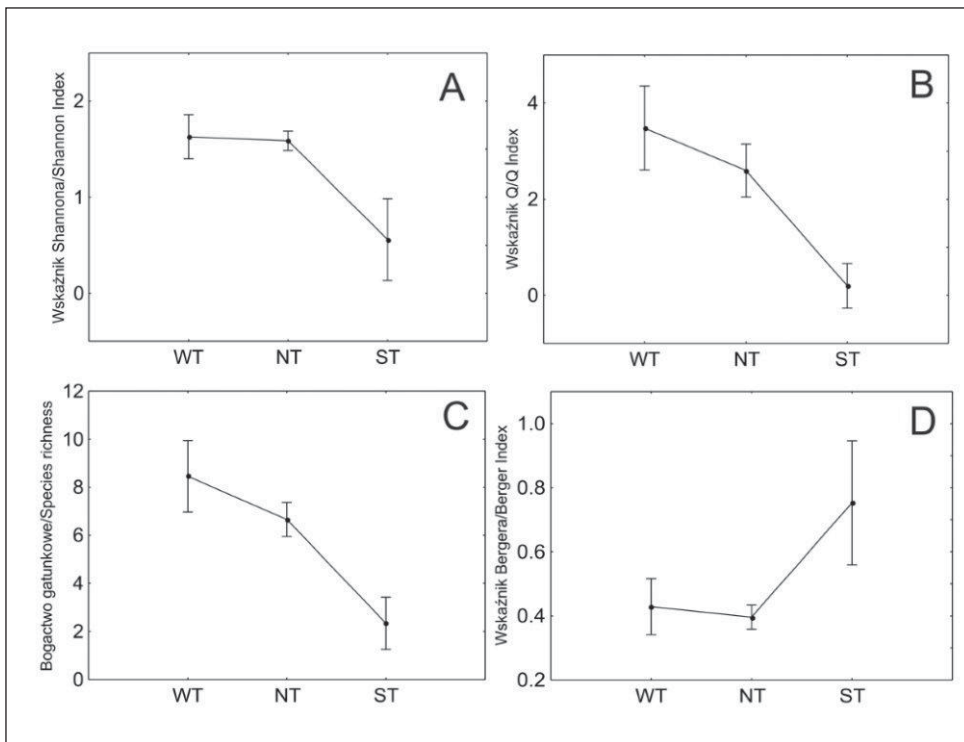
Tabela 2. Podsumowanie analizy ogólnego modelu liniowego dla parametrów zgrupowań ryjkowców łąk górskich w gradiencie prowadzonego zabiegu oraz sukcesji roślinnej. S – sukcesja, Z – zabieg.

Table 2. Summary of General Linear Model for weevil assemblage diversity parameters in a respect to the management and plant succession. S – succession, Z – management practice.

Parametr struktury / Structure parameter	GLM	SS	df	MS	F	p
Wskaźnik Shannona / Shannon Index	Wyraz / Intercept	62,68	1	62,68	320,68	0,00
	S	6,62	2	3,31	16,94	0,00
	Z	0,04	1	0,04	0,19	0,66
	SxZ	0,21	2	0,10	0,53	0,59
	Błąd / Error	14,46	74	0,20		
Wskaźnik Bergera / Berger Index	Wyraz / Intercept	11,12	1	11,12	370,96	0,00
	S	0,70	2	0,35	11,64	0,00
	Z	0,00	1	0,00	0,13	0,72
	SxZ	0,01	2	0,00	0,16	0,85
	Błąd / Error	2,22	74	0,03		
Bogactwo / Richness	Wyraz / Intercept	1342,08	1	1342,08	175,63	0,00
	S	197,62	2	98,81	12,93	0,00
	Z	0,21	1	0,21	0,03	0,87
	SxZ	1,72	2	0,86	0,11	0,89
	Błąd / Error	565,47	74	7,64		
Wskaźnik Q/ Q Index	Wyraz / Intercept	172,30	1	172,30	48,83	0,00
	S	56,12	2	28,06	7,95	0,00
	Z	0,16	1	0,16	0,05	0,83
	SxZ	1,38	2	0,69	0,20	0,82
	Błąd / Error	261,14	74	3,53		

wu wypasu dokonanego w ciągu okresu badań na różnicowanie się fauny ryjkowców. Śledząc średnie parametry wskaźnika Shannona w trzech klasach sukcesji istotnie statystyczne obniżenie różnorodności na obszarach późnosukcesyjnych (ST) w porównaniu z pozostałymi (Ryc. 2A) ($W_{WT-ST}=3,70$, $p < 0,001$, $W_{NT-ST}=4,3$, $p < 0,0001$). Bardziej czułym na zmiany sukcesyjne łąk okazał się wskaźnik różnorodności gatunkowej Q (Ryc. 2B). Średnia różnorodność istotnie statystycznie obniża się

w gradiencie wypasu (Test Mana-Whitney'a $W_{WT-ST}=4,02$, $p < 0,0001$, $W_{NT-ST}=3,85$, $p < 0,001$, $W_{WT-NT}=2,68$, $p < 0,01$). Podobnie reagującym wskaźnikiem jest także bogactwo gatunkowe (Ryc. 2C). Istnieją statystycznie istotne różnice pomiędzy średnimi wartościami w trzech klasach zgrupowań (Test Mana-Whitney'a $W_{WT-ST}=3,69$, $p < 0,01$, $W_{NT-ST}=3,41$, $p < 0,001$, $W_{WT-NT}=1,98$, $p < 0,05$). Wskaźnik dominacji indywidualnej (Ryc. 2D) przyjmuje istotnie statystycznie wyższe war-



Ryc. 2. Średnie wartości parametrów bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej zgrupowań ryjkowców w trzech klasach sukcesji roślinnej na polanach. WT – łąki mietliczkowo-mietlicowe, NT – łąki traworoślne i bliźniczkowe regla dolnego i regla górnego, ST – borowczyska.

Fig. 2. Mean values of species richness and diversity of weevil assemblages in three classes of the meadow succession. WT – *Gladiolo-Agrostietum capillaris* community, NT – *Hieracio (vulgati)-Nardetum* and community with dominating *Calamagrostis villosa*, ST – *Vaccinium myrtilus* swards.

tości na powierzchniach późnosukcesyjnych (ST) (Test Mana-Whitney’a $W_{WT-ST}=-3,07$, $p < 0,001$, $W_{NT-ST}=-3,63$, $p < 0,001$). Na powierzchniach późnosukcesyjnych, gdzie średnia liczba stwierdzonych taksonów wynosi tylko dwa, jeden z gatunków może osiągać aż 80% liczebności całego zgrupowania.

DYSKUSJA

Polany gorceńskie użytkowane były jako pastwiska już w średniowieczu (Tomasiewicz 1992). W większości wypadków w częściach przyszczytowych wycinano lasy i zamieniano tereny leśne na otwarte ekosystemy o charakterze łąkowym (Armatys i in. 2010). Większość gatunków roślin i zwierząt występujących obecnie na tych antropo-

genicznych obszarach jest pochodzenia rodzimego, a więc stanowią naturalny składnik tych ekosystemów. Co więcej, wytworzony pod wpływem wypasu odpowiedni zespół roślin i zwierząt charakteryzuje się dużą różnorodnością oraz olbrzymimi walorami krajobrazowymi i przyrodniczymi (Medwecka-Kornaś 1967; Armatys 2003; Tomasiewicz, Baranowska-Janota 2008; Skalski i in. 2011).

W naszych szerokościach geograficznych typem ekosystemu, który utrzymuje się w naturalnej równowadze są lasy. W Gorceńskim Parku Narodowym układ lasów ma charakter piętrowy i związany jest z gradientową kolonizacją w okresie postglacjalnym i zmianami klimatu, występującymi do czasów współczesnych. Formacje leśne w warunkach naturalnych poddawane są ponadto różnym zaburzeniom, takim jak pożary i wiatrołomy (Sousa 1984; Frelich 2003), które kształtują ich

wiek, składy gatunkowe i strukturę przestrzenną. Tereny otwarte są więc jak najbardziej naturalną fazą dynamiki ekosystemów leśnych. Środowiskiem zastępczym dla organizmów terenów otwartych stały się powstałe przez człowieka łąki i pastwiska. Żeby jednak mogły tam stale występować, niezbędne jest działanie utrzymujące w stanie równowagi powstały ekosystem. Sam wypas może budzić szereg kontrowersji w kontekście ochrony czynnej ze względu na negatywny bezpośredni efekt oddziaływania na składniki tych ekosystemów (zgryzanie roślin, wydeptywanie) (Schoier, Dumont 2012). Ingerencja ta mogłaby spowodować zanik wielu gatunków, zwłaszcza roślin, które mogą być selektywnie zgryzane, ale także roślinożerców, które mogą być związane z tymi roślinami (Hutchinson, King 1980).

Wiele badań empirycznych wskazuje jednak, że wypas wpływa pozytywnie zarówno na liczbę jak i różnorodność zgrupowań owadów (Morris 1967; Moore, Clements 1984; Gibson, Brown 1992; McFerran *et al.* 1994; Grandchamp *et al.* 2005; Zahn *et al.* 2007). Potwierdzają to również przedstawione w tej pracy wyniki badań. Przyczyn tego zjawiska należy dopatrywać się w obiegu pierwiastków i intensywności produkcji pierwotnej na obszarach wypasanych. Owce poprzez zgryzanie roślin i wydalanie odchodów zwiększają intensywność włączania azotu i węgla do obiegu pierwiastków, co z kolei powoduje lepszy wzrost roślin i ich większe zróżnicowanie (King *et al.* 1976). Ważne jest jednak, aby zachować odpowiednią intensywność wypasu, gdyż po przekroczeniu pewnego progu może nastąpić nadmierna eksploatacja środowiska, skutkująca w konsekwencji na przykład zubożeniem gatunkowym lub unifikacją zbiorowisk roślinnych, a w dalszej kolejności zmniejszeniem przestrzeni życiowej wielu gatunków owadów roślinożernych (Roberts 1973; Dixon, Campbell 1978).

Ryjkowce (Curculionoidea) to fitofagi, związane głównie z roślinami okrytozalążkowymi (Farrell 2001). Większość z nich ma niewielkie spektra pokarmowe, związane z niewielką liczbą roślin żywicielskich, często spokrewnionych ze sobą (Koch 1992). W wielu pracach empirycznych liczba roślin pokarmowych była głównym czynnikiem odpowiedzialnym za kształtowanie tej różnorodności (Witkowski 1978; Tscharrntke *et al.* 2002; Woodcock *et al.* 2005; Skalski i in. 2011). W niniejszym opracowaniu bogactwo gatunkowe ryjkowców

było ściśle powiązane ze stadiem sukcesyjnym ekosystemu nieleśnego. Powierzchnie, które nie były wypasane przez długi czas zmieniały swój skład chemiczny gleby (Formanek *et al.* 2008), a także strukturę roślinności – od bylin i traw w zespole *Gladiolo-Agrostietum capillaris* po krzewinki i krzewy w borówczyskach. Zarastanie polan przez *Vaccinium myrtillus* powoduje ich zubożenie florystyczne (Michalik 1990; Michalik 2006), stąd zapewne także drastyczne obniżenie różnorodności gatunkowej ryjkowców obserwuje się na polanach niewypasanych od wielu lat (Ryc. 2). Nie jest to jednak jedyny powód spadku różnorodności roślinożerców na obszarach poddawanych wypasowi. Zgryzane rośliny zmieniają skład swoich tkanek, produkują mniejsze stężenia substancji trujących i stają się tym sposobem bardziej biodostępne dla roślinożerców (Moore, Clemens 1984).

Wiele gatunków roślinożernych ryjkowców żyjących na polanach to generaliści pokarmowi lub specjaliści odżywiający się wieloma gatunkami w obrębie jednej rodziny roślin. Pod wpływem zgryzania zwiększa się proporcja roślin młodocianych i mniej odpornych na ataki ze strony roślinożerców (Henderson, Clemens 1977; Dixon, Campbell 1978; Moore, Clemens 1984). To w znacznej mierze powoduje zwiększenie ilości dostępnych zasobów pokarmowych w środowisku, dzięki czemu dużo więcej organizmów może takie zasoby wykorzystywać (Sugihara 1989). W takim modelu, gdzie ilość zasobów ulega zwiększeniu, spodziewać się można większej ilości składników je wykorzystujących (gatunków), a jednocześnie zwiększa się konkurencyjność pomiędzy gatunkami, co prowadzi do obniżenia dominacji indywidualnej zgrupowań. Potwierdzają to wyniki niniejszych analiz. Patrząc na zróżnicowanie wskaźnika dominacji Bergera-Parkera w trzech klasach sukcesji (Ryc. 2D), widać wyraźnie, że na powierzchniach wczesnosukcesyjnych, gdzie prowadzono i prowadzi się nadal wypas, występuje dużo niższa dominacja niż na powierzchniach późnosukcesyjnych. W tym ostatnim przypadku średnia dominacja osiąga pułap powyżej 75%. Taka proporcja jest charakterystyczna dla zgrupowań, które są w skrajnie trudnych warunkach środowiskowych, lub u których wielkość zasobów jest bardzo ograniczona (Sugihara 1980; Schoener 1983).

Aby utrzymać duże zróżnicowanie ryjkowców na pastwiskach, zasadnym wydaje się prowadzenie

ekstensywnego wypasu kulturowego, podobnego do wypasu prowadzonego przez okres minionych pięćset lat. Wykazano, że decydującym parametrem wpływającym na ograniczenie różnorodności gatunkowej tych owadów jest zaprzestanie wypasu i spontaniczna sukcesja w kierunku zbiorowisk leśnych. Wśród roślinożerców występują gatunki rzadko spotykane w naszym kraju, stanowiące o dużych walorach przyrodniczych polan regłowych (Loch 2009). Chcąc je chronić, należy stworzyć takie warunki, aby pokarm był bardziej dostępny, m.in. poprzez stworzenie warunków umożliwiających zgryzanie roślin przez duże ssaki roślinożerne. W ten sposób następować będzie także szybsza mineralizacja materii organicznej, co przyczyni się do zwiększenia wartości odżywczych i ogólnej żyzności polan (Hutchinson, King 1970; Eyre *et al.* 1990). Należy również pamiętać, że ekstensywny wypas kulturowy, który powodować może wzrost różnorodności biologicznej ekosystemów łąkowych przyczynia się również do podniesienia walorów kulturowych i krajobrazowych Gorczańskiego Parku Narodowego (Tomasiewicz, Baranowska-Janota 1998; Armatys *in.* 2010; Skalski *i in.* 2011).

PODZIĘKOWANIA

Praca naukowa finansowana częściowo ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska (umowa nr: 508/2011/Wn-06/OP-MN/D)

PIŚMIENNICTWO

Armatys P. 2003. Dlaczego trzeba chronić gorczańskie polany? Flora. Parki Narodowe 1: 22–25.
Armatys P., Loch J., Ruciński M. 2010. Przyroda gorczańskich polan. Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka.
Batáry P., Orci K.M., Báldi A., Kleijn D., Kisbenedek T., Erdos S., 2007. Effect of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. Basic and Applied Ecology 8: 280–290.
Dixon G.M., Campbell A.G. 1978. Relationships between grazing animals and the populations of the pasture insects *Costelytra zealandica* (White) and *Inopus rubriceps* (Macquart). New Zealand Journal of Agricultural Research 21: 301–305.

Eyre M.D., Luft M., Rushton S. 1990. The ground beetle (Coleoptera, Carabidae) fauna of intensively managed agricultural grasslands in northern England and southern Scotland. Pedobiologia 34:11–18.
Farrell S. 2001. The evolution of agriculture in beetles (Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae). Evolution 55,10: 2011–2027.
Formanek P., Rejsek K., Vranova V., Marek M.V. 2008. Bio-available amino acids and mineral nitrogen forms in soil of moderately mown and abandoned mountain meadows. Amino Acids 34: 301–306.
Frelich L. 2003. Disturbance and range of natural variability. Society of American Foresters, Buffalo, NY.
Gibson C.W.D., Brown V.K. 1992. Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? Journal of Applied Ecology 29: 120–131.
Grandchamp A.C., Bergamini A., Stofer S., Niemela J., Duelli P., Scheidegger C. 2005. The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. Agriculture, Ecosystems and Environment 110: 307–317.
Henderson J., Clements R. 1977. Stem-boring Diptera in grassland in relation to management practice. Annals of Applied Biology 87,3: 524–527.
Hutchinson K., King K. 1970. Sheep numbers and soil arthropods. Search 1: 41–42.
Hutchinson K., King K. 1980. The effect of sheep stoking level on invertebrate abundance, biomass and energy utilization in a temperate, sown grassland. Journal of Applied Ecology 17: 369–387.
King K., Hutchinson K., Greenslade P. 1976. The effects of sheep numbers on associations of Collembola in sown pastures. Journal of Applied Ecology 13: 731–739.
Knop E., Kleijn D., Herzog F., Schmid B. 2006. Effectiveness of the Swiss agrienvironment scheme in promoting biodiversity. Journal of Applied Ecology 43: 120–127.
Koch K. 1992. Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie III. Goecke & Evers, Krefeld.
Kruess A., Tschardt T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. Biological Conservation 106: 293–302.
Loch J. 2009. Najważniejsze walory przyrodnicze Gorczańskiego Parku Narodowego i problemy ich ochrony. Roczniki Bieszczadzkie. 17: 165–172.
Magurran A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, London.
Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J. 2009. Response of orthopteran diversity to abandonment of

- semi-natural meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 232–236.
- McFerran D.M., Meharg M.J., Montgomery W.I., McAdam J.H. 1994. The impact of grazing on communities of ground-dwelling beetles (Coleoptera, Carabidae) in upland vegetation in north-east Ireland. [In:] K. Desender, K. Dufréne, M. Loreau, M.L. Luff, J.-P. Maelfait (eds) *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*: 325–330. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Medwecka-Kornaś A. 1967. Zespoły roślinne Gorców. I. Naturalne i na wpół naturalne zespoły nieleśne. *Fragmenta Floristica et Geobotanika* 13,2: 167–316.
- Michalik S. 1990. Sukcesja wtórna i problemy aktywnej ochrony biocenozy półnaturalnych w parkach narodowych i rezerwach przyrody. *Prądnik. Prace Muzeum im. Władysława Szafera* 2: 175–198.
- Michalik S. 2006. Skarby gorceńskich polan. [W:] W. Różański, P. Czarnota, M. Stefanik, J. Tomasiewicz (red.) *Gorceński Park Narodowy. 25 lat ochrony dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego*: 100–105. Gorceński Park Narodowy, Poręba Wielka.
- Moore D., Clements R.O. 1984. Stem-borer larval infestation of ryegrass swards under rotationally grazed and cut conditions. *Journal of Applied Ecology* 21: 581–590.
- Morris M.G. 1967. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grasslands. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. *Journal of Applied Ecology* 4: 459–474.
- Morris M.G. 1991. The management of reserves and protected areas. [In:] F. Spellerberg, F.B. Goldsmith, M.G. Morris (eds) *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*: 323–347. Blackwell Scientific, Oxford.
- Morris M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95: 129–142.
- Pezzatti M.G. 2001. Einfluss der Erschliessung auf die Agrarstrukturen im Alpenraum. *Agrarwirtschaft und Agrarzoologie* 1: 9–33.
- Pöyry J., Luoto M., Paukkunen J., Pykälä J., Raatikainen K., Kuussaari M. 2006. Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115: 401–412.
- Roberts R. 1973. Some effects of grazing management on populations of invertebrates in pastures. Thesis Diploma of Membership of Imperial College (Zoology), London.
- Schoener T.W. 1983. Field experiment on interspecific competition. *The American Naturalist* 122,2: 240–285.
- Scohier A., Dumont B. 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal* 6: 1129–1138.
- Skalski T., Banaś B., Baczyński M., Armatys P., Reszka J. 2002. Wpływ fragmentacji terenu na strukturę i specjalizację ekologiczną zgrupowań ryjkowców (Coleoptera: Curculionidae) polan górskich. [W:] *Ochrona owadów w Polsce – ekologiczne i gospodarcze konsekwencje wymierania i ekspansji gatunków. Materiały konferencyjne*: 53–54. Olsztyn, 21–23.09.2002 Polskie Towarzystwo Entomologiczne.
- Skalski T., Maciejowski W., Kędzior R., Armatys P., Loch J. 2011. Atrakcyjność turystyczna obszarów chronionych a różnorodność biologiczna owadów polan reglaowych w Gorceńskim Parku Narodowym. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 3,28: 101–109.
- Skalski T., Pietrzyk P., Kędzior R., Armatys P., Loch J., Petryszak B. 2012. Wpływ zabiegów ochrony czynnej na selektywność pokarmową zgrupowań ryjkowców (Coleoptera: Curculionidae) polan reglaowych w Gorceńskim Parku Narodowym. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 4: 35–47.
- Sousa W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353–391.
- Sugihara G. 1980. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *The American Naturalist* 116,6: 770–787.
- Sugihara G. 1989. How do species divide resources? *The American Naturalist* 133,3: 458–463.
- Tomasiewicz J. 1992. Toponomastyka Gorców. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 11,4: 119–140.
- Tomasiewicz J., Baranowska-Janota M. 1998. Charakterystyka, waloryzacja i ogólne zasady ochrony walorów krajobrazowych Gorceńskiego Parku Narodowego. Operat ochrony polan reglaowych Gorceńskiego Parku Narodowego. Manuskrypt w bibliotece GPN, Poręba Wielka.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. *Ecological Research* 17: 229–239.
- Witkowski Z. 1978. Correlates of stability and diversity in weevil communities. *Oecologia* 37: 85–92.
- Woodcock B.A., Pywell R.F., Roy D.B., Rose R.J., Bell D. 2005. Grazing management of calcareous grass-

lands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation* 125: 193–202.

Zahn A., Juen A., Traugott M., Lang A. 2007. Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland. *Applied Ecology and Environmental Research* 5,1: 73–86.

SUMMARY

Traditional grazing by sheep has an important effect on biodiversity in Gorce National Park. Farming changes and abandonment of pasture practice lead to succession processes toward forest ecosystems, declining the floral and faunal quality. This study contrasted the impact of recently introduced management and long term sheep grazing on weevils beetles diversity in 7 types of plant communities, each in different stage of succession: from

pastures used traditionally every year to *Vaccinium myrtillus* L. communities unmanaged for several years (Tab. 1). For each plant community three plots of replicates for unmanaged and managed pastures were chosen. Non-metric multidimensional scaling showed that species composition depends on successional stage only (Fig. 1). General linear model indicated no effect of grazing management on species richness (Tab. 2), but weevil diversity (see Appendix in Skalski *et al.* 2012 except for: *Alophus carpathicus*, *Microplontus triangulum*, *Otiorhynchus corvus*, *Sitona lineatus* and *Tychius picirostris*) decreased significantly on abandoned for several years (Fig. 2A–D). Changes in plant community structure and composition were found to influence the weevil assemblage composition and structure during the succession processes. We conclude that traditional grazing regime have no negative effect on weevils assemblages and can be successfully used as a tool for active protection of mountain meadows.