

Ochrona Beskidów Zachodnich

**Tom 4
2012**

Gorczański Park Narodowy
Poręba Wielka

Redaguje Pracownia Naukowo-Edukacyjna GPN w składzie:

Redaktor:

Paweł Czarnota

Rada redakcyjna:

Paweł Armatys

Kazimierz Chwistek – sekretarz redakcji

Jan Loch

Ochrona Beskidów Zachodnich jest publikacją recenzowaną
Ochrona Beskidów Zachodnich is a peer-reviewed scientific journal

Zespół recenzentów OBZA:

prof. dr hab. Ryszard Ochyra (Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków),

dr. hab. Bronisław Szczęsny (Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków),

prof. dr hab. Jarosław Skłodowski (SGGW, Warszawa),

dr Kazimierz Walasz (Małopolskie Towarzystwo Ornitologiczne),

dr hab. Józef Mitka prof. UJ (Ogród Botaniczny UJ),

dr hab. Paweł Czarnota (Gorczański Park Narodowy).

Adres Redakcji:

Poręba Wielka 590

34-735 Niedźwiedź

tel.: (018) 3317207

e-mail: kazimierz.chwistek@gorcepn.pl

Na 1 stronie okładki:

Wnętrze Gorców z polany Jaworzyna Kamienicka. Fot. P. Armatys

ISSN 1896-2300

Wydawca:

Gorczański Park Narodowy



Realizacja:

Agencja Reklamowo-Wydawnicza

Arkadiusz Grzegorzczak

tel. (022) 733 18 18

www.grzeg.com.pl



Spis treści

Contents

Prace oryginalne

Original papers

Adam Stebel, Paweł Czarnota

Wykaz mchów pasma Gorców w polskich Karpatach Zachodnich

[List of mosses of the Gorce range in the Polish Western Carpathians] 7

Jan Loch

Wpływ wypasu owiec i koszenia na dynamikę liczebności *Crocus scepusiensis* i *Galanthus nivalis* na wybranych polanach Gorceńskiego Parku Narodowego

[Influence of grazing and mowing on the abundance dynamics of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* on selected montane meadows in the Gorce National Park] 26

Tomasz Skalski, Paulina Pietrzyk, Renata Kędzior, Paweł Armatys, Jan Loch, Bogusław Petryszak

Wpływ zabiegów ochrony czynnej na selektywność pokarmową zgrupowań ryjkowców (Coleoptera: Curculionoidea) polan reglowych w Gorceńskim Parku Narodowym

[The influence of an active protection on food selectivity of mountain meadow weevil assemblages (Coleoptera: Curculionoidea) in the Gorce National Park] 35

Tomasz Skalski, Agata Ogórek, Renata Kędzior, Paweł Armatys, Jan Loch, Bogusław Petryszak

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

[The influence of active protection on structure of weevil assemblages (Coleoptera, Curculionoidea) under grazing management practices] 48

Małgorzata Kłonowska-Olejnik, Tomasz Stoch, Tomasz Skalski

Zgrupowania jętek (Ephemeroptera) w górnej części zlewni Koniny w Gorceńskim Parku Narodowym (Karpaty Zachodnie)

[Mayfly assemblages (Ephemeroptera) in the upper part of Konina stream catchment in the Gorce National Park (Western Carpathians, Poland)] 57

Paweł Armatys, Jan Loch

Ptaki parku dworskiego w Porębie Wielkiej i w jego najbliższym otoczeniu

[Birds of historical manorial park in Poręba Wielka and its surrounding area] 69

Raporty, opinie, polemiki

Reports, views, controversies

Aleksandra Magdalena Tomczyk, Marek Ewertowski, Krystyna Popko-Tomasiewicz

Ocena stanu tras turystycznych w Gorczańskim Parku Narodowym

[Estimation of tourist trails in the Gorce National Park] 83

Marcin Semczuk

Ruch turystyczny w Gorczańskim Parku Narodowym

[Tourist traffic in the Gorce National Park] 98

Prace oryginalne
Original papers

Wykaz mchów pasma Gorców w polskich Karpatach Zachodnich

List of mosses of the Gorce range in the Polish Western Carpathians

Adam Stebel¹, Paweł Czarnota²

Abstract: A critical list of moss species occurring in the Gorce range in the Polish Western Carpathians is provided. Altogether, 271 species and 11 varieties of mosses are listed which is about 38% of the moss flora of Poland. 13 species have been excluded from the flora of Gorce, for example *Dryptodon incurvus* (Hornsch.) Brid., *Oxyrrhynchium speciosum* (Brid.) Warnst., *Schistidium atrofussum* (Schimp.) Limpr. and *S. confertum* (Funck) Bruch & Schimp.

Key words: Poland, checklist, bryophytes, biodiversity, distribution, national park

¹ Katedra i Zakład Botaniki Farmaceutycznej i Zielarstwa, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach, ul. Ostrogońska 30, 41-200 Sosnowiec, e-mail: astebel@sum.edu.pl

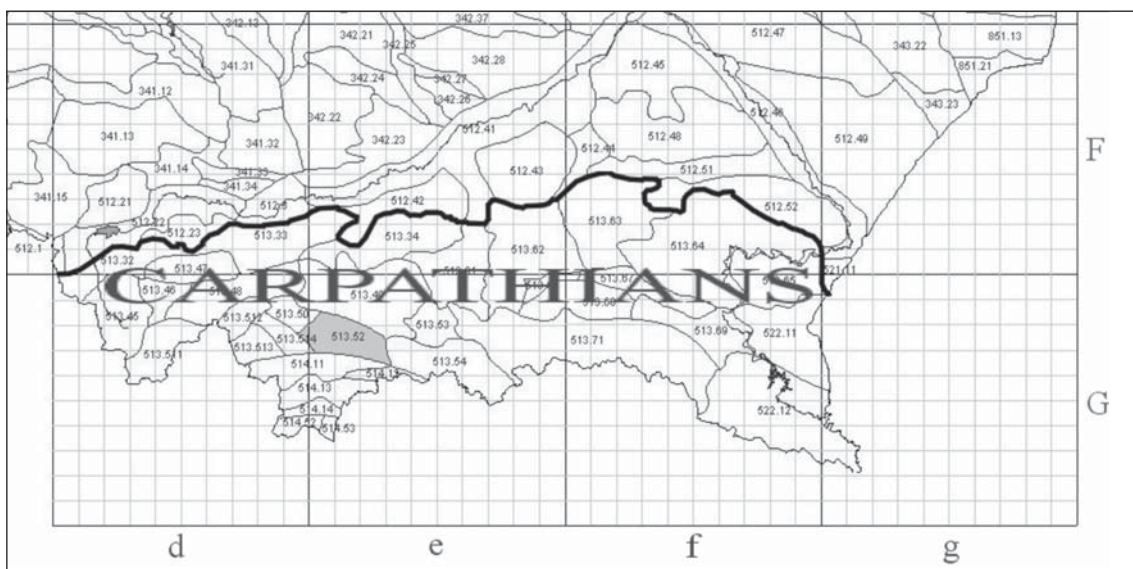
² Pracownia Naukowo-Edukacyjna Gorczańskiego Parku Narodowego, Poręba Wielka 590, 34-735 Niedźwiedź, e-mail: pawczarnota@poczta.onet.pl

WSTĘP

Gorce są zwartym pasmem górskim, zajmującym około 500 km². Od północy graniczą z Beskidem Wyspowym, od wschodu z Beskidem Sądeckim, od południa z Pieninami i Kotliną Orawsko-Nowotarską a od zachodu z Beskidem Orawsko-Podhalańskim (Ryc. 1). Pasma Gorców rozciąga się pomiędzy południkami 19°57'35"–20°26'10"E, od przełęczy Sieniawskiej po Kłodne nad Dunajcem, a równoleżnikami 49°26'11"–49°40'17"N, od Krośnicy po Mszanę Dolną. Najwyższym szczytem jest Turbacz (1310 m n.p.m.). Na stromych stokach występują dość często osuwiska i wychodnie skalne. Gorce są silnie zalesione, a osadnictwo skupia się głównie w jego peryferyjnych częściach. Należą do regionów o najlepiej zachowanym środowisku przyrodniczym w Beskidach Zachodnich. W centralnej części Gorców w 1981 roku utworzono Gorczański Park Narodowy.

Flora mchów (muskoflora) Gorców jest dobrze poznana. Pierwsza informacja pochodzi z XIX wieku i dotyczy stanowiska *Pohlia wahlenbergii*

(F.Weber & D.Mohr) A.L.Andrews (= *Webera albicans* Schimp.) w Obidowej (Rehmann 1865). Kolejne dane, oparte na nielicznych materiałach zebranych przez A. Żmudę na początku XX wieku głównie w okolicach Poręby Wielkiej, opublikował Wiśniewski (1935). Zakrojone na szeroką skalę badania flory mchów rozpoczęły się w latach 40. i 50. XX wieku (Szafran 1949, 1954; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956; Lisowski 1956, 1959a, b, c, d), a ich podsumowaniem było obszerne opracowanie Lisowskiego i Kornasia (1966). Liczne dane z tego okresu zawierają także prace fitosocjologiczne (Medwecka-Kornaś 1955; Michalik 1967; Mickiewicz 1965; Kornaś-Medwecka, Kornaś 1967; Kornaś 1968). W tym czasie Gorce należały do najlepiej zbadanych pod względem muskologicznym pasm polskich Karpat Zachodnich. Od tamtej pory ukazało się szereg prac, które przyniosły nowe informacje o mchach występujących w Gorcach (np. Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; Stanowski 1987; Bednarek-Ochyra 1995; Blom 1996; Stebel 2004, 2006a, 2008; Stebel, Górski 2004; Ochyra *et al.* 2008, 2011; Bednarek-Ochyra *et al.* 2011; Stebel *et al.* 2011; Vončina *et al.* 2011).



Ryc. 1. Położenie Gorców (szary kolor) względem innych mezoregionów w polskich Karpatach na tle sieci ATMOS. Źródło: Gnomon 3.0.
 Fig. 1. Location of the Gorc range (gray colour) among other geographical regions of the Polish Carpathians based on ATMOS grid square.
 Source: Gnomon 3.0.

Celem pracy było podsumowanie dotychczasowej wiedzy na temat różnorodności mchów znanych do tej pory z Gorców w postaci krytycznej listy taksonów wraz z pełną bibliografią.

MATERIAŁ I METODY

Listę stwierdzonych gatunków i niższych taksonów mchów zestawiono w porządku alfabetycznym według nazewnictwa, przyjętego głównie za opracowaniem Ochyry i in. (2003). Dla każdego z nich podano jego nazwę polską a także publikacje, w których był cytowany. Nazwy synonimiczne mchów, pod jakimi były publikowane wcześniej z terenu Gorców, podano w nawiasach kwadratowych. W przypadku niepewnych i niejasnych notowań zastosowano symbol „?”, dodając najczęściej odpowiednie uwagi. Praca jest kompilacją wcześniejszych opracowań florystycznych i taksonomicznych mchów, opartych na dokonanych przez pierwszego autora weryfikacjach wszystkich dostępnych materiałów zielnikowych z tego terenu, zgromadzonych głównie w zielnikach SOSN, POZG i KRAM. Taksony, które stwierdzono na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego zaznaczono symbolem GPN. Gatunki wykluczone z listy Gorców zamieszczono na końcu wykazu.

LISTA MCHÓW

Zamieszczony poniżej wykaz zawiera 271 gatunków i 11 odmian mchów, co stanowi około 38% flory mchów Polski. Z tej liczby na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego stwierdzono występowanie 228 taksonów (220 gatunków i 8 odmian). Z terenu Gorców podano jeszcze 13 gatunków, które zostały uznane za wątpliwe i usunięte z listy.

Abietinella abietina (Hedw.) M.Fleisch. [*Thuidium abietinum* (Hedw.) Schimp.] – jodłówka pospolita (Szafran 1949, 1952; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stanowski 1987; Stebel 2003b, 2006a). GPN

Aloina rigida (Hedw.) Limpr. – soczeniczek gwiazdkowaty (Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967).

Amblystegium serpens (Hedw.) Schimp. – krzywozwyj rozesłany (Wiśniewski 1935; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN

Amphidium mougeotii (Schimp.) Schimp. – wzdętek Mougeota (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra, Szmajda 1983a; Stebel 2006a). GPN

Anacamptodon splachnoides (Brid.) Brid. – krzywozab podsadnikowy (Stebel 2004, 2006a). GPN

- Andreaea rupestris** Hedw. – naleźlina skalna (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Anomodon attenuatus** (Hedw.) Huebener – zwiślik maczugowaty (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2004, 2006a). GPN
- A. longifolius** (Brid.) Hartm. – zwiślik długolistny (Lisowski 1959b; Mickiewicz 1965; Stebel 2004, 2006a). GPN
- A. rugelii** (Müll.Hal.) Keissl. [*Anomodon apiculatus* Sull.] – zwiślik krótkokończysty (Szafran 1954; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- A. viticulosus** (Hedw.) Hook. & Taylor – zwiślik wiciowy (Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Lisowski 1959a; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2004, 2006a). GPN
- Antitrichia curtispindula** (Hedw.) Brid. – jeżolist zwyczajny (Lisowski 1959a; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a; Żarnowiec, Stebel 2011). GPN
- Atrichum flavisetum** Mitt. [*Atrichum hausknechtii* Jur. & Milde] – żurawiec Hausknechta (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- A. undulatum** (Hedw.) P.Beauv. [*Catharinea undulata* (Hedw.) F.Weber & D.Mohr] – żurawiec falisty (Szafran 1949, 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Aulacomnium palustre** (Hedw.) Schwägr. – próchniczek błotny (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003a, 2004, 2006a). GPN
- Barbula convoluta** Hedw. – zwojek skręcony (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a).
- B. unguiculata** Hedw. – zwojek sztyletowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Bartramia halleriana** Hedw. – szmotłoch norweski (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1992b; Stebel 2006a). GPN
- B. ithyphylla** Brid. – szmotłoch prostolistny (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1992a; Stebel 2006a). GPN
- B. pomiformis** Hedw. – szmotłoch jabłkowaty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1992c; Stebel 2006a).
- Blindia acuta** (Hedw.) Bruch & Schimp. – blindia ostra (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Brachydontium trichodes** (F.Weber) Milde – krótkoząb skalny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a, 2008). GPN
- Brachytheciastrum velutinum** (Hedw.) Ignatov & Huttunen [*Brachythecium velutinum* (Hedw.) Schimp.] – krótkoszek aksamitny (Szafran 1949; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Kornaś 1987; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Brachythecium albicans** (Hedw.) Schimp. – krótkosz wyblakły (Szafran 1949; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- B. geheebii** Milde – krótkosz namurnikowy (Lisowski 1956; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra, Szmajda 1983b; Stebel 2006a). GPN
- B. glareosum** (Bruch & Spruce) Schimp. – krótkosz żwirowy (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- B. mildeanum** (Schimp.) Schimp. – krótkosz Mildego (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a).
- B. rivulare** Schimp. – krótkosz strumieniowy (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Kornaś 1987; Stebel 2006a). GPN
- B. rutabulum** (Hedw.) Schimp. – krótkosz pospolity (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- B. salebrosum** (F.Weber & D.Mohr) Schimp. – krótkosz rowowy (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Bryoerythrophyllum recurvirostrum** (Hedw.) P.C.Chen [*Erythrophyllum rubellum* (Hoffm.) Loeske] – krasnolist krzywodzióbek (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Bryum argenteum** Hedw. – prątnik srebrzysty (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Kornaś 1968; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- B. caespiticium** Hedw. – prątnik darniowy (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN

- B. dichotomum** Hedw. [*B. bicolor* Dicks.] – prątnik dwubarwny (Stebel 2004, 2006a).
- B. klinggraeffii** Schimp. – prątnik Klinggraeffa (Stebel 2004, 2006a).
- B. pallescens** Schwägr. – prątnik żółknący (Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- B. pseudotriquetrum** (Hedw.) P.Gaertn., B.Mey. & Scherb.
var. **pseudotriquetrum** [*Bryum ventricosum* Relh.] – prątnik nabrzmiały typowy (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Kornaś 1987; Stebel 2006a). GPN
var. **bimum** (Schreb.) Lilj. [*Bryum bimum* (Brid.) Turner] – prątnik nabrzmiały jednopienny (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- B. schleicheri** Schwägr. – prątnik źródłkowy (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966 – var. *schleicheri* i var. *latifolium*; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- B. weigelii** Spreng. [*Bryum duvalii* Voit] – prątnik zbiegający (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a; Stebel *et al.* 2008). GPN
- Bucklandiella heterosticha** (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium heterostichum* (Hedw.) Brid.] – skalnik jednoboczny (? Jędrzejko 1970; Bednarek-Ochyra *et al.* 1990a; Bednarek-Ochyra 1995; Stebel 2006a). GPN
- B. microcarpa** (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium ramulosum* Lindb.; *Racomitrium microcarpon* (Hedw.) Brid.] – skalnik drobny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Bednarek-Ochyra *et al.* 1990b; Bednarek-Ochyra 1995; Stebel 2004, 2006a). GPN
- B. sudetica** (Funck) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium sudeticum* (Funck) Bruch & Schimp] – skalnik sudecki (Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Bednarek-Ochyra *et al.* 1990e; Bednarek-Ochyra 1995; Stebel *et al.* 1997b; Stebel 2006a). GPN
- Buxbaumia aphylla** Hedw. – bezlist zwyczajny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- B. viridis** (Lam. & DC.) Moug. & Nestl. [*Buxbaumia indusiata* Brid.] – bezlist okrywowy (Lisowski, Kornaś 1966; Szmajda *et al.* 1991b; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Callicladium haldanianum** (Grev.) H.A.Crum [*Heterophyllum haldanianum* (Grev.) M.Fleisch.] – gałązkowiec różnolistny (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Calliergon cordifolium** (Hedw.) Kindb. – mokradłosz sercowaty (Stebel 2003a, 2004, 2006a). GPN
- C. giganteum** (Schimp.) Kindb. – mokradłosz olbrzymi (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a; Stebel, Vončina 2011). GPN
- Calliergonella cuspidata** (Hedw.) Loeske [*Acrocladium cuspidatum* (Hedw.) Lindb.] – mokradłoszka zaostzona (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stebel 2006a). GPN
- Campyliadelphus chrysophyllus** (Brid.) R.S.Chopra [*Campyllum chrysophyllum* (Brid.) Lange] – złotnik suchy (Lisowski 1959c, d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a).
- Campyllum polygamum** (Schimp.) Lange & C.E.O.Jensen – złocieniec mieszanopłciowy (Stebel 2004, 2006a). GPN
- C. stellatum** (Hedw.) Lange & C.E.O.Jensen
var. **stellatum** – złocieniec gwiazdkowaty typowy (Wiśniewski 1935; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
var. **protensum** (Brid.) Bryhn [*Campyllum protensum* (Brid.) Kindb.] – złocieniec gwiazdkowaty wydłużony (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966 – fo. *protensum* i fo. *tenerum*; Michalik 1967; Stebel 2006a). GPN
- Campylophyllopsis calcarea** (Crundwell & Nyholm) Ochyra [*Campyllum sommerfeltii* Bryhn.; *Campylidium calcareum* (Crundwell & Nyholm) Ochyra] – krzywolistek wapienny (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a).
- Campylostelium saxicola** (F.Weber & D.Mohr) Bruch & Schimp. – krzywotek skalnik (Stebel 2004, 2006a). GPN
- Ceratodon purpureus** (Hedw.) Brid. – zęboróg czerwonawy (Wiśniewski 1935; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1969, 1970; Stebel 2006a). GPN
- Cirriphyllum piliferum** (Hedw.) Grout. – szydłosz włoskowaty (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN

- Climacium dendroides** (Hedw.) F.Weber & D.Mohr – drabik drzewkowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Codriophorus acicularis** (Hedw.) P.Beauv. – tępolistka językowata (Stebel, Bednarek-Ochyra 2004; Stebel 2004, 2006a). GPN
- C. fascicularis** (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium fasciculare* (Hedw.) Brid.] – tępolistka różgowata (Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1990a; Bednarek-Ochyra 1995; Stebel, Bednarek-Ochyra 2004; Stebel 2006a). GPN
- Cratoneuron filicinum** (Hedw.) Spruce
var. **filicinum** – żebrowiec paprociowaty typowy (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN
var. **fallax** (Brid.) G.Roth. – żebrowiec paprociowaty mylny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Ctenidium molluscum** (Hedw.) Mitt. – grzebieniowiec piórkowaty (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966 – var. *molluscum* i var. *condensatum*; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Ochyra *et al.* 1985d; Stebel 2006a). GPN
- Cynodontium polycarpon** (Hedw.) Schimp. – różnoząb wieloowocowy (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Dichodontium pellucidum** (Hedw.) Schimp. – dwurożek przeświecający (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Dicranella heteromalla** (Hedw.) Schimp. – widłoząbek włoskowy (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2006a). GPN
- D. rufescens** (Dicks.) Schimp. – widłoząbek rudawy (Stebel 2004, 2006a). GPN
- D. schreberiana** (Hedw.) Dixon – widłoząbek Schrebera (Stebel 2004, 2006a).
- D. staphylina** H.Whitehouse – widłoząbek rozmnożkowy (Stebel 2004, 2006a).
- D. varia** (Hedw.) Schimp. – widłoząbek zmienny (Stebel 2004, 2006a). GPN
- Dicranodontium denudatum** (Brid.) E.Britton – zwiesiniec długodzióbkowy (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Żarnowiec *et al.* 1997a; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Dicranum fuscescens** Sm. – widłoząb ciemny (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- D. polysetum** Sw. *ex anon.* [*Dicranum undulatum* Ehrh.] – widłoząb kędzierzawy (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- D. scoparium** Hedw. – widłoząb miotłowy (Szafran 1949, 1952, 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Jędrzejko 1970; Żarnowiec *et al.* 1997a; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- D. viride** (Sull. & Lesq.) Lindb. – widłoząb zielony (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a; Stebel *et al.* 2011).
- Didymodon fallax** (Hedw.) R.H.Zander [*Barbula fallax* Hedw.] – paroząb mylny (Stebel 2004; 2006a).
- D. ferrugineus** (Besch.) M.O.Hill. [*Barbula reflexa* (Brid.) Brid.] – paroząb rdzawy (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003b, 2004, 2006a).
- D. rigidulus** Hedw. – paroząb sztywny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- D. spadiceus** (Mitt.) Limpr. – paroząb kasztanowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Diobelonella palustris** (Dicks.) Ochyra [*Anisothecium palustre* (Dicks.) I.Hagen; *Dicranella squarrosa* (Schrad.) Schimp.; *Diobelon squarrosum* (Schrad.) Hampe] – krokiewka bagienna (Szafran 1954; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956, 1967; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra 1976; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Diphyscium foliosum** (Hedw.) D.Mohr [*Diphyscium sessile* Lindb.] – koimek bezłodygowy (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Ochyra *et al.* 1990c; Stebel 2006a). GPN
- Distichium capillaceum** (Hedw.) Bruch & Schimp. – dwurzędek włoskowaty (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Ditrichum flexicaule** (Schwägr.) Hampe – pędzlik pogięty (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- D. heteromallum** (Hedw.) E.Britton [*Ditrichum homomallum* (Hedw.) Hampe] – pędzlik jed-

- nostronny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Drepanocladus polycarpus** (Voit) Warnst. – sierpowiec wielozarodniowy (Stebel 2004, 2006a).
- Dryptodon anomalus** (Hampe) Loeske [*Grimmia anomala* Hampe] – strzechwowiec odrębny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- D. hartmanii** (Schimp.) Limpr. [*Grimmia hartmanii* Schimp.] – strzechwowiec Hartmana (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- D. muehlenbeckii** (Schimp.) Loeske – strzechwowiec Muehlenbecka (Stebel 2006a).
- D. pulvinatus** (Hedw.) Brid. – strzechwowiec poduszkowy (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- D. trichophyllus** (Grev.) Brid. [*Grimmia trichophylla* Grev.] – strzechwowiec włosowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- Encalypta streptocarpa** Hedw. [*Encalypta contorta* Lindb.] – opończyk krętozarodniowy (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Ephemerum minutissimum** Lindb. [*Ephemerum serratum* (Hedw.) Hampe var. *angustifolium* (Bruch & Schimp) Bruch & Schimp.] – jętniczek drobny (Stebel 2004, 2006a).
- Eucladium verticillatum** (Brid.) Bruch & Schimp. – gałęziak prząslik (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- Eurhynchiastrium pulchellum** (Hedw.) Ignatov & Huttunen [*Eurhynchium strigosum* (F.Weber & D.Mohr) Schimp.] – ostrowiek szorstki (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Eurhynchium angustirete** (Broth.) T.J.Kop. [*Eurhynchium zetterstedtii* Størmøer] – dzióbkwiec Zetterstedta (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Fissidens adianthoides** Hedw. – skrzydlik paprociowaty (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- F. bryoides** Hedw. – skrzydlik prątnikowy (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- F. dubius** P.Beauv.
var. **dubius** [*Fissidens cristatus* Mitt.] – skrzydlik grzebieniasty typowy (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
var. **mucronatus** (Limpr.) Karttunen, Hedenäs & Söderström – skrzydlik grzebieniasty zaostrozony (Stebel 2004, 2006a).
- F. osmundoides** Hedw. – skrzydlik długoszowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- F. pusillus** (Wilson) Milde – skrzydlik drobny (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- F. taxifolius** Hedw. – skrzydlik cisolistny (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Fontinalis antipyretica** Hedw. – zdrojerek pospolity (Wiśniewski 1935; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a).
- Funaria hygrometrica** Hedw. – skrętek wilgocio-mierczy (Wiśniewski 1935; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Guembelia ovalis** (Hedw.) Müll.Hal. [*Grimmia ovalis* (Hedw.) Lindb.] – litonerw jajowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- Hamatocaulis vernicosus** (Mitt.) Hedenäs [*Drepanocladus vernicosus* (Mitt.) Warnst.] – haczykowiec błyszczący (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003a, 2006a).
- Hedwigia ciliata** (Hedw.) P.Beauv. [*Hedwigia albicans* Lindb.] – hedwigia rzęsowata (Wiśniewski 1935; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956, 1967; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Ochyra *et al.* 1988a; Stebel 2003b, 2006a).
- Herzogiella seligeri** (Brid.) Z.Iwats. [*Dolichotheca silesiaca* (F.Weber & D.Mohr) M.Fleisch; *Plagiothecium silesiacum* (F.Weber & D.Mohr) Schimp.] – łukowiec śląski (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Heterocladium dimorphum** (Brid.) Schimp. [*Heterocladium squarulosum* Lindb.] – różnolist dwoistolistny (Lisowski 1959a; Lisowski & Kornaś 1966; Bednarek-Ochyra *et al.* 1990d; Stebel 2006a). GPN

- H. heteropterum** (Brid.) Schimp. – różnolist biczokowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Bednarek-Ochyra *et al.* 1990c; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Homalia trichomanoides** (Hedw.) Schimp. – gładysz paprociowaty (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Homalothecium lutescens** (Hedw.) H. Rob. [*Camptothecium lutescens* (Hedw.) Schimp.] – namurnik żółtawy (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- H. sericeum** (Hedw.) Schimp. [*Camptothecium sericeum* (Hedw.) Kindb.] – namurnik jedwabisty (Lisowski 1959b; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Hookeria lucens** (Hedw.) Sm. – płaskolist lśniący (Kornaś 1955; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956, 1967; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1985b; Stebel *et al.* 2004; Stebel 2006a). GPN
- Hygrophypnum luridum** (Hedw.) Jenn. [*Hygrophypnum palustre* Loeske] – moczarnik błotny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Hylocomiadelphus triquetrus** (Hedw.) Warnst. [*Rhytidiadelphus triquetrus* (Hedw.) Ochyra & Stebel] – fałdowiec szeleszczący (Szafran 1949, 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Hylocomiastrum umbratum** (Hedw.) Broth. [*Hylacomium umbratum* (Hedw.) Schimp.] – leśniak cienisty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1992e; Stebel 2006a). GPN
- Hylocomium splendens** (Hedw.) Schimp. [*Hylacomium proliferum* (Brid.) Lindb.] – gajnik lśniący (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stanowski 1987; Godzik 1991; Stebel 2006a). GPN
- Hymenoloma crispulum** (Hedw.) Ochyra [*Dicranoweisia crispula* (Hedw.) Milde] – przeponka kędzierzawa (Szafran 1954; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a; Ochyra *et al.* 2008). GPN
- Hypnum andoi** A.J.E.Sm. [*Hypnum mamillatum* (Brid.) Loeske] – rokieta brodawkowaty (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- H. cupressiforme** Hedw.
var. **cupressiforme** – rokieta cyprysowy typowy (Medwecka-Kornaś 1955; Wiśniewska 1957 – var. *uncinatum*; Lisowski 1959a – var. *uncinatum*; Lisowski, Kornaś 1966 – var. *cupressiforme* i var. *uncinatum*; Jędrzejko 1969, 1970; Granoszewski 1987; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
var. **filiforme** Brid. – rokieta cyprysowy nitkowaty (Stebel 2004; 2006a). GPN
var. **lacunosum** Brid. [*Hypnum lacunosum* (Brid.) Brid.] – rokieta cyprysowy wełnisty (Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Wiśniewska 1957 – fo. *tectorum*; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
var. **subjulaceum** Molendo – rokieta cyprysowy prostolistny (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- H. imponens** Hedw. – rokieta leżący (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- H. lindbergii** Mitt. [*Hypnum arcuatum* Hedw.] – rokieta Lindberga (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Żarnowiec *et al.* 1997c; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- H. pallescens** (Hedw.) P.Beauv. [*Hypnum reptile* Michx.] – rokieta pełzający (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- H. pratense** Spruce – rokieta łukowy (Szafran 1954; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Isothecium alopecuroides** (Lam. & Dubois) Isov. [*Isothecium myurum* Brid.; *Isothecium viviparum* Lindb.] – myszyniec bażkowiec (Szafran 1954; Mickiewicz 1965; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; Jędrzejko *et al.* 1997a; Stebel 2006a). GPN
- Leptobryum pyriforme** (Hedw.) Wilson – zgliszczyn gruszkowaty (Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- Lescuraea mutabilis** (Brid.) I.Hagen. [*Lescuraea striata* (Schwäger.) Schimp.] – drąstewniczek zmienny (Wiśniewski 1935; Lisowski 1956; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Leskea polycarpa** Hedw. – drąst wielozarodniowy (Stebel 2004, 2006a).
- Leskella nervosa** (Brid.) Loeske [*Leskea nervosa* (Brid.) Myrin] – drąstewka długozęberkowa

- (Szafran 1954; Lisowski 1959a; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Leucobryum glaucum** (Hedw.) Ångstr. – bielistka siwa (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Leucodon sciuroides** (Hedw.) Schwägr. – białoząb pospolity (Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Lisowski 1959a; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Limprichtia cossonii** (Schimp.) L.E.Anderson, H.A.Crum & W.R.Buck – limprichtia pośrednia (Stebel 2003b, 2004, 2006a; Stebel, Vončina 2011). GPN
- Meesia uliginosa** Hedw. [*Meesia trichodes* Spruce] – parzęchlin trzęsawiskowy (Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1988a; Stebel 2006a). GPN
- Mnium hornum** Hedw. – merzyk groblowy (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- M. marginatum** (Dicks.) P.Beauv. – merzyk obrzeżony (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- M. spinosum** (Voit) Schwägr. – merzyk ciernisty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1956; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- M. spinulosum** Bruch & Schimp. – merzyk drobno-ciernisty (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- M. stellare** Hedw. – merzyk gwiazdkowaty (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Mickiewicz 1965; Stebel 2004, 2006a). GPN
- M. thomsonii** Schimp. [*Mnium orthorrhynchum* Brid.] – merzyk prostodzióbkowy (Szafran 1954; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Neckera besserii** (Lobarz.) Jur. [*Neckera webbiana* auct. eur. non (Mont.) Düll] – miechera Besse-
ra (Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1988d; Stebel 2006a).
- N. complanata** (Hedw.) Huebener – miechera spłaszczona (Lisowski 1959b; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1988c; Stebel 2004, 2006a). GPN
- N. crispa** Hedw. – miechera kędzierzawa (Szafran 1954; Lisowski 1959b; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Granoszewski 1987; Ochyra *et al.* 1988b; Stebel 2006a). GPN
- N. pennata** Hedw. – miechera pierzasta (Szafran 1954; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- N. pumila** Hedw. – miechera wysmukła (Stebel 2006a, b). GPN
- Niphotrichum canescens** (Hedw.) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium canescens* (Hedw.) Brid.] – szroniak siwy (Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Kotańska 1977; Bednarek-Ochyra 1995; Stebel 2003b, 2006a; Bednarek-Ochyra *et al.* 2011). GPN
- N. elongatum** (Frisvoll) Bednarek-Ochyra & Ochyra [*Racomitrium elongatum* Frisvoll] – szroniak wydłużony (Bednarek-Ochyra 1995; Stebel 2006a; Bednarek-Ochyra *et al.* 2011). GPN
- Oligotrichum hercynicum** (Hedw.) Lam. & DC. [*Oligotrichum incurvum* (Brid.) Lindb.] – ska-powłosek hercyński (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2004, 2006a; Stebel, Górski 2004). GPN
- Orthodicranum flagellare** (Hedw.) Loeske [*Dicranum flagellare* Hedw.] – prostożąbek wiciowaty (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- O. montanum** (Hedw.) Loeske [*Dicranum montanum* Hedw.] – prostożąbek górski (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Jędrzejko *et al.* 1997a; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Orthogrimmia donniana** (Sm.) Ochyra & Żarnowiec – strzechewka Donna (Stebel 2004; Stebel 2006a). GPN
- Orthothecium intricatum** (Hartm.) Schimp. – miedziołka poplątana (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1985c; Stebel 2006a). GPN
- Orthotrichum affine** Brid.
var. *affine* – szurpek powinowaty typowy (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
var. *fastigiatum* (Brid.) Huebener – szurpek powinowaty zagłębiony (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966). GPN
- O. anomalum** Hedw. – szurpek odrębny (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- O. cupulatum** Brid. – szurpek miseczkowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- O. diaphanum** Brid. – szurpek przezroczysty (Stebel 2004; Stebel 2006a).

- O. obtusifolium** Brid. – szurpek tępolistny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a).
- O. pumilum** Sw. ex anon. – szurpek wysmukły (Stebel 2004, 2006a). GPN
- O. speciosum** Nees – szurpek kosmaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- O. stramineum** Brid. – szurpek żółtoczepcowy (Mickiewicz 1965; Stebel 2006a). GPN
- O. striatum** Hedw. – szurpek pręgowany (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Oxyrrhynchium hians** (Hedw.) Loeske [*Eurhynchium swartzii* (Turner) Curnow] – dzióbek rozwartany (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Kornaś 1968; Stebel 2006a). GPN
- Palustriella commutata** (Hedw.) Ochyra
 var. **commutata** [*Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth; *Cratoneuron glaucum* Broth.] – źródlikowiec zmienny typowy (Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Kornaś 1987; Stebel 2006a). GPN
 var. **falcata** (Brid.) Ochyra [*Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth var. *falcatum* (Brid.) Mönk.] – źródlikowiec zmienny sierpowaty (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
 var. **fluctuans** (Brid.) Ochyra [*Cratoneuron commutatum* (Hedw.) G. Roth var. *irrigatum* (J.E.Zetterst.) Mönk.] – źródlikowiec zmienny falujący (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- P. decipiens** (De Not.) Ochyra [*Cratoneuron decipiens* (De Not.) Loeske] – źródlikowiec tujowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Paraleucobryum longifolium** (Hedw.) Loeske [*Dicranum longifolium* Hedw.] – nibybielistka długolistna (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959c; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966 – var. *longifolium* i var. *hamata*.; Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; Stebel 2006a; Ochyra et al. 2011). GPN
- Philonotis arnellii** Husn. [*Philonotis capillaris* Lindb.] – bagniak Arnella (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Ph. caespitosa** Jur. – bagniak darniowy (Stebel 2004, 2006a).
- Ph. calcarea** (Bruch & Schimp.) Schimp. – bagniak wapienny (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Ph. fontana** (Hedw.) Brid. – bagniak zdrojowy (Szafran 1954; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Ph. tomentella** Molendo – bagniak kutnerowaty (Stebel 2004, 2006a).
- Plagiomnium affine** (Funck) T.J.Kop. [*Mnium affine* Funck] – płaskomerzyk pokrewny (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
- P. cuspidatum** (Hedw.) T.J.Kop. [*Mnium cuspidatum* Hedw.] – płaskomerzyk kończysty (Medwecka-Kornaś 1955; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
- P. elatum** (Bruch & Schimp.) T.J.Kop. [*Mnium seligeri* Jur.] – płaskomerzyk oskrzydłony (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2006a). GPN
- P. ellipticum** (Brid.) T.J.Kop. – płaskomerzyk eliptyczny (Stebel 2004, 2006a). GPN
- P. medium** (Bruch & Schimp.) T.J.Kop. [*Mnium medium* Bruch & Schimp.] – płaskomerzyk średni (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- P. rostratum** (Schrad.) T.J.Kop. [*Mnium rostratum* Schrad.] – płaskomerzyk dzióbkowaty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- P. undulatum** (Hedw.) T.J.Kop. [*Mnium undulatum* Hedw.] – płaskomerzyk falisty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Jędrzejko et al. 1997b; Stebel 2006a). GPN
- Plagiothecium cavifolium** (Brid.) Z.Iwats. [*Plagiothecium roseanum* (Hampe) Bruch & Schimp.] – dwustronek wklęsłolistny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN

- P. curvifolium** Limpr. – dwustronek zgiętolistny (Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- P. denticulatum** (Hedw.) Schimp. – dwustronek ząbkowany (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2006a). GPN
- P. laetum** Schimp. – dwustronek jasny (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; Stebel 2006a). GPN
- P. nemorale** (Mitt.) A.Jaeger [*Plagiothecium neglectum* Mönk.] – dwustronek leśny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- P. platyphyllum** Mönk. – dwustronek szerokolistny (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- P. succulentum** (Wilson) Lindb. – dwustronek soczysty (? Szafran 1954; ? Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). Według Szafrana (1961) stanowiska z Gorców podane zostały przez niego błędnie, natomiast wg. Lisowskiego i Kornasia (1966) stanowiska z pracy Medweckiej-Kornaś (1955) należą do *Plagiothecium curvifolium*. Gatunki z sekcji *Orthophyllum* obejmującej *Plagiothecium cavi-folium*, *P. nemorale* i *P. succulentum* wymagają krytycznej rewizji. GPN
- P. undulatum** (Hedw.) Schimp. [*Buckiella undulata* (Hedw.) Ireland] – dwustronek marszczony (Szafran 1954; Kornaś 1955; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967, 1990; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Ochyra *et al.* 1990b; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Platygyrium repens** (Brid.) Schimp. – sznurecznik pełzający (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Platyhypnidium riparioides** (Hedw.) Dixon [*Eurhynchium riparioides* (Hedw.) P.W.Richards; *Platyhypnidium rusciforme* (Brid.) Podp.] – brzeźnik strumieniowy (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Żarnowiec *et al.* 1997b; Stebel 2006a). GPN
- Pleurozium schreberi** (Brid.) Mitt. [*Entodon schreberi* (Brid.) Mönk.] – rokiennik pospolity (Szafran 1949, 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Jędrzejko 1970; Kotańska 1977; Stanowski 1987; Godzik 1991; Stebel 2006a). GPN
- Pogonatum aloides** (Hedw.) P.Beauv.
var. **aloides** – płonniczek aloesowaty (Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
var. **minimum** (Crome) Molendo (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- P. nanum** (Hedw.) P.Beauv. – płonniczek karłowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- P. urnigerum** (Hedw.) P.Beauv. – płonniczek słoi-kowy (Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Pohlia cruda** (Hedw.) Lindb. – borześląd świeży (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- P. drummondii** (Müll.Hal.) A.L.Andrews – borześląd Drummonda (Karczmarz, Żarnowiec 1989; Stebel 2004, 2006a). GPN
- P. filum** (Schimp.) Mårtensson [*Pohlia rothii* (Correns) Broth.] – borześląd niteczka (Lisowski, Kornaś 1966). GPN
- P. melanodon** (Brid.) A.J.Shaw – borześląd cielisty (Stebel 2004, 2006a).
- P. nutans** (Hedw.) Lindb. [*Webera nutans* Hedw.] – borześląd zwisły (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- P. proligera** (Kindb.) Lindb. – borześląd rozmnoż-kowy (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- P. wahlenbergii** (F.Weber & D.Mohr) A.L.Andrews [*Webera albicans* Schimp.; *Mniobryum albicans* (Wahlenb.) Limpr.] – borześląd Wahlenberga (Rehmann 1865; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Polytrichastrum alpinum** (Hedw.) G.L.Sm. [*Polytrichum alpinum* Hedw.] – złotowłos alpejski (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2004, 2006a). GPN
- P. formosum** (Hedw.) G.L.Sm. [*Polytrichum attenuatum* Brid.] – złotowłos strojny (Medwecka-

- Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967, 1990; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stanowski 1987; Stebel *et al.* 1997a; Stebel 2006a). GPN
- Polytrichum commune** Hedw. – płonnik pospolity (Wiśniewski 1935; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
- P. juniperinum** Hedw. – płonnik jałowcowaty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1969, 1970; Ochyra 1978; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
- P. piliferum** Hedw. – płonnik włosisty (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- P. strictum** Brid. – płonnik cienki (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Pseudephemerum nitidum** (Hedw.) Loeske – nibyjętniczek błyszczący (Stebel 2004, 2006a).
- Pseudoleskea incurvata** (Hedw.) Loeske [*Pseudoleskea atrovirens* (Brid.) Schimp.] – drąstewnik czarnozielony (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Pseudoscleropodium purum** (Hedw.) Broth. – brodawkowiec czysty (Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a).
- Pseudotaxiphyllum elegans** (Brid.) Z.Iwats. [*Isopetrygium elegans* (Brid.) Lindb.] – lśniątka wytworna (Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Pterigynandrum filiforme** Hedw. – międzylist nitkowaty (Szafran 1954; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Ptilium crista-castrensis** (Hedw.) De Not. – piórosz pierzasty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Pylaisia polyantha** (Hedw.) Schimp. – korowiec wielozarodniowy (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a).
- Rhizomnium magnifolium** (Horik.) T.J.Kop. [*Mnium punctatum* Hedw. var. *elatum* Schimp.] – krągłolist olbrzymi (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Rh. punctatum** (Hedw.) T.J.Kop. [*Mnium punctatum* Hedw.] – krągłolist kropkowany (Szafran 1954; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; 1990; Stebel 2006a; Vnčina *et al.* 2011). GPN
- Rhodobryum roseum** (Hedw.) Limpr. – różyczko-prątnik pospolity (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Ochyra *et al.* 1985a; Stebel 2006a). GPN
- Rhynchostegium murale** (Hedw.) Schimp. – ostrosz mury (Lisowski, Kornaś 1966 – var. *julaceum*; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Rhytidiadelphus loreus** (Hedw.) Warnst. – fałdownik rzemienny (Szafran 1954; Kornaś 1955; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967, 1990; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Ochyra 1976; Bednarek-Ochyra *et al.* 1994b; Stebel 2006a). GPN
- Rh. squarrosus** (Hedw.) Warnst. – fałdownik nastroszony (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stanowski 1987; Stebel 2006a). GPN
- Rh. subpinnatus** (Lindb.) T.J.Kop. [*Rhytidiadelphus calvescens* (Kindb.) Broth.] – fałdownik wyłysiały (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Rhytidium rugosum** (Hedw.) Kindb. – fałdziec pomarszczony (Szafran 1949, 1952; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956, 1967; Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Ochyra, Szmajda 1983c; Stebel 2006a). GPN
- Rosulabryum capillare** (Hedw.) J.R.Spence [*Bryum capillare* Hedw.] – rozetnik włoskowy (Szafran 1954; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1969, 1970; Stebel 2004, 2006a). GPN
- R. elegans** (Nees) Ochyra [*Bryum elegans* Nees] – rozetnik ozdobny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- R. moravicum** (Podp.) Ochyra & Stebel [*Bryum capillare* Hedw. var. *flaccidum* (Brid.) Bruch & Schimp.; *Bryum flaccidum* Brid.] – rozetnik różnokowy (Lisowski 1959d; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Granoszewski 1987; Stebel 2006a). GPN
- Sanionia uncinata** (Hedw.) Loeske [*Drepanocladus uncinatus* (Hedw.) Warnst.] – sanionia haczykowata (Wiśniewski 1935; Szafran 1949, 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Mickiewicz 1965; Li-

- sowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1969, 1970; Stebel 2006a). GPN
- Schistidium apocarpum** (Hedw.) Bruch & Schimp. [*Grimmia apocarpa* Hedw.; *Grimmia apocarpa* (Hedw.) var. *gracilis* F.Weber & D.Mohr] – rozłupek nierodzajny (s.lat.: Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; s.str.: Stebel 2006a). Gatunki z grupy *Schistidium apocarpum* dopiero niedawno doczekały się krytycznego opracowania (Blom 1996). Są one trudne do oznaczenia i w wielu przypadkach okazy podawane we wcześniejszych pracach jako *S. apocarpum* w szerokim ujęciu niewątpliwie należą do innych gatunków. Niemniej *Schistidium apocarpum* s.str. jest w Gorcach gatunkiem częstym; rośnie głównie na ocienionych piaskowcach, zwłaszcza w dolinach potoków. GPN
- S. confusum** H.H.Blom – rozłupek mylny (Blom 1996).
- S. crassipilum** H.H.Blom – rozłupek grubowłosa (Stebel 2006a). GPN
- S. dupretii** (Thér.) W.A.Weber – rozłupek zaniedbany (Stebel 2006a). GPN
- S. papillosum** Culm. – rozłupek brodawkowany (Stebel 2006a). GPN
- Sciuro-hypnum oedipodium** (Mitt.) Ignatov & Huttunen – wiewiórecznik mały (Stebel 2004, 2006a). GPN
- S. plumosum** (Hedw.) Ignatov & Huttunen [*Brachythecium plumosum* (Hedw.) Schimp.] – wiewiórecznik piórkowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2004, 2006a). GPN
- S. populeum** (Hedw.) Ignatov & Huttunen [*Brachythecium populeum* (Hedw.) Schimp.] – wiewiórecznik osinowy (Szafran 1954; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- S. reflexum** (Starke) Ignatov & Huttunen [*Brachythecium reflexum* (Starke) Schimp.] – wiewiórecznik odgięty (Lisowski 1959b; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- S. starkei** (Brid.) Ignatov & Huttunen [*Brachythecium starkei* (Brid.) Schimp.] – wiewiórecznik sudecki (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1967; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Seligeria recurvata** (Hedw.) Bruch & Schimp. – drobniaczek podgięty (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Serpoleskea subtilis** (Hedw.) Loeske [*Amblystegium subtile* (Hedw.) Loeske; *Amblystegium subtile* (Hedw.) Schimp.] – nitecznik delikatny (Szafran 1954; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Sphagnum capillifolium** (Ehrh.) Hedw. [*Sphagnum nemoreum* Scop.] – torfowiec ostrolistny (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- S. compactum** Lam. & DC. – torfowiec szorstki (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- S. cuspidatum** Hoffm. – torfowiec szpiczastolistny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- S. fallax** (H.Klinggr.) H.Klinggr. [*Sphagnum recurvum* P.Beauv. subsp. *mucronatum* Russ.] – torfowiec kończysty (Lisowski, Kornaś 1966; ? Michalik 1967; Stebel 2006a). GPN
- S. flexuosum** Dozy & Molk. [*Sphagnum recurvum* P.Beauv. subsp. *amblyphyllum* (Russ.) Warnst.] – torfowiec pogięty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- S. girgensohnii** Russow – torfowiec Girgensohna (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967, 1990; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968; Stebel 2006a). GPN
- S. magellanicum** Brid. – torfowiec magellański (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- S. palustre** L. – torfowiec błotny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- S. quinquefarium** (Braithw.) Warnst. – torfowiec pięciorzędowy (Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Stebel 2006a). GPN
- S. rubellum** Wilson – torfowiec czerwonawy (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- S. russowii** Warnst. [*Sphagnum robustum* (Russ.) Roell.] – torfowiec Russowa (Lisowski, Kornaś 1966; Michalik 1967; Stebel 2006a). GPN
- S. squarrosum** Crome – torfowiec nastroszony (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- S. subsecundum** Nees – torfowiec jednoboczny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- Straminergon stramineum** (Brid.) Hedenäs [*Calliergon stramineum* (Brid.) Kindb.] – słomiaczek złotawy (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN

- Syntrichia papillosa** (Wilson) Jur. – pędziczek brodawkowaty (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2003b, 2004, 2006a). GPN
- S. ruralis** (Hedw.) F.Weber & D.Mohr [*Tortula ruralis* (Hedw.) P.Gaertn., B.Mey. & Scherb.] – pędziczek wiejski (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Taxiphyllum wissgrillii** (Garov.) Wijk & Margad. [*Isopterygium depressum* (Brid.) Mitt.] – cisolist pochylony (Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Bednarek-Ochyra *et al.* 1994a; Stebel 2006a). GPN
- Tayloria serrata** (Hedw.) Bruch & Schimp. – długoszyc piłkowany (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Szmajda *et al.* 1991a; Stebel 2006a). GPN
- Tetraphis pellucida** Hedw. [*Georgia pellucida* (Hedw.) Rabenh.] – czterożab przezroczysty (Wiśniewski 1935; Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel *et al.* 1997c; Stebel 2006a; Vončina *et al.* 2011). GPN
- Thamnobryum alopecurum** (Hedw.) Gangulee – krzewik źródliskowy (Stebel 2004, 2006a).
- Thuidium assimile** (Mitt.) A.Jaeger [*Thuidium philibertii* Limpr.] – tujowiec włoskolistny (Lisowski 1956; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2003b, 2006a). GPN
- Th. recognitum** (Hedw.) Lindb. – tujowiec szerokolistny (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Th. tamariscinum** (Hedw.) Schimp. [*Thuidium tamariscifolium* Lindb.] – tujowiec tamaryszkowaty (Szafran 1954; Medwecka-Kornaś 1955; Lisowski 1959b; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stanowski 1987; Stebel *et al.* 1997d; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Tomentypnum nitens** (Hedw.) Loeske [*Campothecium nitens* (Hedw.) Schimp.] – błyszczce włoskowate (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Ochyra *et al.* 1988b; Stebel 2004, 2006a; Stebel, Vončina 2011).
- Tortella fragilis** (Hook. & Wilson) Limpr. – kędzierzawka krucha (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- T. inclinata** (R.Hedw.) Limpr. – kędzierzawka nachylona (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a).
- T. tortuosa** (Hedw.) Limpr. – kędzierzawka pospolita (Szafran 1954; Mickiewicz 1965; Lisowski 1959a; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Tortula acaulon** (With.) R.H.Zander [*Phascum acaulon* With.] – brodek bezłodygowy (Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- T. muralis** Hedw. – brodek murowy (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- T. subulata** Hedw. – brodek szydłowaty (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a).
- T. truncata** (Hedw.) Mitt – brodek ucięty (Stebel 2004, 2006a).
- Trichodon cylindricus** (Hedw.) Schimp. [*Ditrichum tenuifolium* Lindb.] – krętożab cienkolistny (Jędrzejko 1970; Stebel 2006a).
- Trichostomum tenuirostre** (Hook. & Taylor) Lindb. [*Oxystegus cylindricus* (Brid.) Hilp.; *Tortella cylindrica* (Brid.) Loeske] – zębówłos cylindryczny (Szafran 1954; Lisowski 1959d; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Ulota bruchii** Brid. – nastroszek Brucha (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- U. crispa** (Hedw.) Brid. [*Ulota ulophylla* Broth.] – nastroszek kędzierzawy (Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2004, 2006a). GPN
- Warnstorfia exannulata** (Schimp.) Loeske [*Drepanocladus exannulatus* (Schimp.) Warnst.] – warnstorfia bezpierzścieniowa (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- W. fluitans** (Hedw.) Loeske [*Drepanocladus fluitans* (Hedw.) Warnst.] – warnstorfia pływająca (Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a).
- W. sarmentosa** (Wahlenb.) Hedenäs [*Calliargon sarmentosum* (Wahlenb.) Kindb.] – warnstorfia prostolistna (Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Stebel 2006a). GPN
- Weissia controversa** Hedw. [*Weissia viridula* Brid.] – potłumek zielonawy (Lisowski, Kornaś 1966; Jędrzejko 1970; Stebel 2006a). GPN
- Zygodon dentatus** (Limpr.) Karttunen [*Zygodon viridissimus* (Dicks.) Brid. subsp. *dentatus* (Breidl.) J.J.Amann] – zrostniczek żąbkowany (Lisowski 1956; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN
- Z. rupestris** Lorentz [*Zygodon viridissimus* (Dicks.) Brid. var. *vulgaris* Malta] – zrostniczek skalny (Lisowski 1959a; Mickiewicz 1965; Lisowski, Kornaś 1966; Stebel 2006a). GPN

Gatunki wykluczone z flory mchów Gorców

- Campylophyllum halleri** (Hedw.) M.Fleisch. – gwiazdówka Hallera. Podana przez Medwecką-Kornaś (1955, Tab. VII) jako *Chrysohypnum halleri*. Notowanie sprostowane przez Lisowskiego i Kornasia (1966, str. 43).
- Dialytrichia mucronata** (Brid.) Broth. – podany z potoku Jamne w Ochotnicy Górnej jako *Barbula mucronata* (Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967, Tab. 2). Mech rosnący w południowej Europie, występowanie w Polsce mało prawdopodobne.
- Dryptodon incurvus** (Hornsch.) Brid. – strzechowiec wyniosły. Gatunek wysokogórski, podany z góry Wżar jako *Grimmia elatior* (Jędrzejko 1969, 1970); mało prawdopodobny na tym terenie.
- Hygroamblystegium varium** (Hedw.) Loeske [*Amblystegium varium* (Hedw.) Lindb.] – wodnokrzywoszyj zmienny (Kornaś 1968, str. 111). Gatunek bardzo rzadki w górach, z Beskidów znany z pojedynczych stanowisk (Stebel 2006a). Brak materiałów zielnikowych uniemożliwia weryfikację oznaczenia.
- Hypnum jutlandicum** Holmen & E.Warncke [*Hypnum cupressiforme* Hedw. var. *ericetorum* Schimp.] – rokit duński (Wiśniewska 1957). Gatunek subatlantycki, bardzo wątpliwy na terenie Gorców.
- Isothecium myosuroides** Brid. – myszyniec mniejszy (Medwecka-Kornaś 1955, Tab. VII, jako *I. myuroides*). Notowanie sprostowane przez Lisowskiego i Kornasia (1966, str. 43).
- Kindbergia praelonga** (Hedw.) Ochyra – kindbergia długogałęzista (Medwecka-Kornaś 1955, Tab. XVI i XVII, jako *Eurhynchium stokesi*). Notowanie sprostowane przez Lisowskiego i Kornasia (1966, str. 43).
- Limprichtia revolvens** (Sw. ex anon.) Loeske [*Drepanocladus revolvens* (Sw.) Warnst.] – limprichtia długokończysta (Lisowski 1959c; Lisowski, Kornaś 1966; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Medwecka-Kornaś, Kornaś 1968). Rodzaj *Limprichtia* wymaga krytycznego opracowania. Wszystkie zebrane do tej pory materiały z Gorców należą do *L. cossonii*.
- Loeskeobryum brevirostre** (Brid.) Broth. – gajniczek krótkodzióbkowy (Medwecka-Kornaś 1955, Tab. XVI, jako *Hylocomium brevirostre*).

Informacja ta została sprostowana przez Lisowskiego i Kormasia (1966, str. 43).

- Oxyrrhynchium speciosum** (Brid.) Warnst. – dzióbek okazały. Wymieniony przez Stebla (2006a). Okazy należą do *Oxyrrhynchium hians*.
- Pohlia longicollis** (Hedw.) Lindb. – borześląd długoszyjkowy. Gatunek wysokogórski, podany z góry Wżar (Jędrzejko 1969, 1970), mało prawdopodobny na tym terenie.
- Schistidium atrofusum** (Schimp.) Limpr. – rozłupek czarniawy. Podany przez Lisowskiego i Kornasia (1966) z Twarogów i Wżaru. Okaz z Twarogów należy do *Schistidium crassipilum*, natomiast okazy z Wżaru nie udało się zlokalizować. *S. atrofusum* jest gatunkiem występującym na nasłonecznionych skałach wapiennych i do tej pory z terenu Polski znany jest z Tatr (Ochyra *et al.* 2003) oraz Małych Pienin (Ochyra, Stebel 2008).
- S. confertum** (Funck) Bruch & Schimp. – rozłupek zbity. Podany z góry Wżar (Jędrzejko 1970) jako *Grimmia apocarpa* Hedw. var. *conferta*. Blom (1996) na podstawie zbioru Jędrzejki z tego stanowiska podaje *S. confusum*.

PODZIĘKOWANIA

Praca naukowa finansowana częściowo ze środków Komitetu Badań Naukowych jako projekt badawczy nr N N303 572038. Autorzy składają serdeczne podziękowania Panu Prof. Ryszardowi Ochyrze za dyskusję i krytyczne uwagi do manuskryptu.

PIŚMIENNICTWO

- Bednarek-Ochyra H. 1995. Rodzaj *Racomitrium* (*Musci, Grimmiaceae*) w Polsce: taksonomia, ekologia i fitogeografia. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 2: 3–307.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Stebel A. 2011. The moss genus *Niphotrichum* (Bryophyta, Grimmiaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), *Chorological studies on Polish Carpathian bryophytes*: 15–51. Sorus, Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1990a. M. 268. *Racomitrium heterostichum* (Hedw.) Brid. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), *Atlas of the geographi-*

- cal distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 6: 15–20 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1990b. M. 270. *Racomitrium microcarpon* (Hedw.) Brid. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 6: 25–30 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1990c. M. 471. *Heterocladium heteropterum* (Hedw.) Schimp. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 6: 31–33 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1990d. M. 472. *Heterocladium dimorphum* (Brid.) Schimp. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 6: 35–37 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1990e. M. 665. *Racomitrium sudeticum* (Funck) Bruch & Schimp. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 6: 41–46 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1994a. M. 605. *Taxiphyllum wissgrillii* (Garov.) Wijk & Marg. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 9: 53–59 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Szmajda P. 1994b. M. 632. *Rhytidiadelphus loreus* (Hedw.) Warnst. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 9: 61–69 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Blom H.H. 1996. A revision of the *Schistidium apocarpum* complex in Norway and Sweden. Bryophytorum Bibliotheca 49: 1–333.
- Godzik B. 1991. Zanieczyszczenie mchów Gorcezańskiego Parku Narodowego metalami ciężkimi. Ochrona Przyrody 49: 87–92.
- Granoszewski W.A. 1987. Roślinność skałek piaskowcowych na Kudłoni w Gorcach. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne 15: 64–71.
- Jędrzejko K. 1969. Nowe stanowiska *Bryum mildeanum* Jur. i *Grimmia elatior* Bruch w Polsce i na terenach sąsiednich. Fragmenta Floristica et Geobotanika 15,3: 353–357.
- Jędrzejko K. 1970. Mszaki terenów andezytowych w okolicach Czorsztyna i Szczawnicy. Fragmenta Floristica et Geobotanika 16,4: 521–536.
- Jędrzejko K., Żarnowiec J., Stebel A., Klama H. 1997a. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXI (No. 551–575). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 61–66. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Jędrzejko K., Żarnowiec J., Stebel A., Klama H. 1997b. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXIII (No. 601–625). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 73–78. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Karczmarz K., Żarnowiec J. 1989. Studies on propaguliferous species of *Pohlia* section *Pohliella* in Poland. Taxonomy and distribution. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Sect. C 44,9: 143–164.
- Kornaś J. 1955. Charakterystyka geobotaniczna Gorców. Monographiae Botanicae 3: 1–216.
- Kornaś J. 1968. Zespoły roślinne Gorców. II. Zespoły synantropijne. Fragmenta Floristica et Geobotanika 14,1: 83–125.
- Kornaś J. 1987. Rośliny naczyniowe Gorców. Uzupełnienie IV. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne 15: 27–44.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A. 1956. *Hookeria lucens* Sm. w Gorcach. Fragmenta Floristica et Geobotanika 2,2: 72–77.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A. 1967. Zespoły roślinne Gorców. I. Naturalne i na w pół naturalne zespoły nieleśne. Fragmenta Floristica et Geobotanika 13,2: 173–316.
- Kotańska M. 1977. Sezonowe zmiany roślinności i tendencje sukcesyjne w płacie *Hieracio-Nardetum* w Gorcach (Karpaty Zachodnie). Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne 5: 71–109.
- Lisowski S. 1956. Bryotheca polonica. Fasc. XII. Nr 326–350. Musci gorcenses. Academia Scientiarum Poloniae, Posnaniae.
- Lisowski S. 1959a. Bryotheca polonica. Fasc. XLII. Nr 1076–1100. Musci gorcenses. Academia Scientiarum Poloniae, Posnaniae.

- Lisowski S. 1959b. Bryotheca polonica. Fasc. XLIII. Nr 1101–1125. Musci gorcenses. Academia Scientiarum Poloniae, Posenaniae.
- Lisowski S. 1959c. Bryotheca polonica. Fasc. XLIV. Nr 1126–1150. Musci gorcenses. Academia Scientiarum Poloniae, Posenaniae.
- Lisowski S. 1959d. Bryotheca polonica. Fasc. L. Nr 1276–1300. Musci gorcenses. Academia Scientiarum Poloniae, Posenaniae.
- Lisowski S., Kornaś J. 1966. Mchy Gorców. Fragmenta Floristica et Geobotanica 12,1: 41–111.
- Medwecka-Kornaś A. 1955. Zespoły leśne Gorców. Ochrona Przyrody 23: 1–111.
- Medwecka-Kornaś A., Kornaś J. 1968. Zbiorowiska roślinne dolin Jaszczce i Jamne. – In: A. Medwecka-Kornaś (ed.), Doliny potoków Jaszczce i Jamne w Gorcach. Studia Naturae, Ser. A 2: 49–91.
- Michalik S. 1967. Mapa zbiorowisk roślinnych rezerwatu „Turbacz”. Ochrona Przyrody 32: 89–131.
- Michalik S. 1990. Sukcesja roślinności na polanie reglowej w Gorcezańskim Parku Narodowym w okresie 20 lat w wyniku zaprzestania wypasu. Prądnik. Prace i Materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera 2: 137–148.
- Mickiewicz J. 1965. Udział mszaków w epifitycznych zespołach buka. Monographiae Botanicae 19: 3–83.
- Ochyra R. 1976. Materiały do brioflory południowej Polski. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne 4: 107–125.
- Ochyra R. 1978. Musci Poloniae Exsiccati. Centuria II. Fragmenta Floristica et Geobotanica 24(3) Supplementum: 487–514.
- Ochyra R., Bednarek-Ochyra H., Szmajda P. 1990a. M. 267. *Racomitrium fasciculare* (Hedw.) Brid. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 5: 23–27 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Bednarek-Ochyra H., Szmajda P. 1990b. M. 598. *Plagiothecium undulatum* (Hedw.) B. S. & G. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 5: 41–45 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Bednarek-Ochyra H., Szmajda P. 1990c. M. 640. *Diphyscium foliosum* (Hedw.) Mohr. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 5: 47–52 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Rusińska A., Szmajda P. 1985a. M. 360. *Rhodobryum roseum* (Hedw.) Limpr. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 2: 15–20 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Rusińska A., Szmajda P. 1985b. M. 456. *Hookeeria lucens* (Hedw.) Sm. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 2: 21–22 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Rusińska A., Szmajda P. 1985c. M. 585. *Orthothecium intricatum* (Hartm.) B. S. G. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 2: 27–28 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Rusińska A., Szmajda P. 1985d. M. 626. *Ctenidium molluscum* (Hedw.) Mitt. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 2: 29–33 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Stebel A. 2008. Mosses of the Małe Pieniny Range (Polish Western Carpathians). [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryophytes of the Polish Carpathians: 75–141. Sorus, Poznań.
- Ochyra R., Stebel A., Bednarek-Ochyra H. 2008. The genus *Hymenoloma* (Bryophyta, Seligeriaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryophytes of the Polish Carpathians: 211–225. Sorus, Poznań.
- Ochyra R., Stebel A., Bednarek-Ochyra H. 2011. The moss genus *Paraleucobryum* (Bryophyta, Dicranaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Chorological studies on Polish Carpathian bryophytes: 53–98. Sorus, Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P. 1983a. M. 410. *Amphidium mougeotii* (B. S. G.) Schimp. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 1: 19–20 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P. 1983b. M. 543. *Brachythecium gehrebii* Milde. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants

- in Poland. Series V. Mosses (Musci). 1: 25–26 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P. 1983c. M. 628. *Rhytidium rugosum* (Hedw.) Kindb. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 1: 29–31 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek H., Bocheński W. 1988a. M. 386. *Meesia uliginosa* Hedw. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 3: 11–12 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek H., Bocheński W. 1988b. M. 539. *Tomentypnum nitens* (Hedw.) Limpr. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 3: 53–61 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek-Ochyra H. 1992a. M. 393. *Bartramia ithyphylla* Brid. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 8: 25–34 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek-Ochyra H. 1992b. M. 395. *Bartramia halleriana* Hedw. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 8: 35–39 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek-Ochyra H. 1992c. M. 396. *Bartramia pomiformis* Hedw. [In:] R. Ochyra & P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 8, pp. 41–50 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bednarek-Ochyra H. 1992e. M. 636. *Hylocomiastrum umbratum* (Hedw.) Fleisch. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of mosses in Poland. 8: 67–71 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bocheński W., Karczmarz K. 1988a. M. 439. *Hedwigia ciliata* (Hedw.) P.Beauv. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 4: 19–25 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bocheński W., Karczmarz K. 1988b. M. 451. *Neckera crispa* Hedw. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 4: 27–31 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa–Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bocheński W., Karczmarz K. 1988c. M. 452. *Neckera complanata* (Hedw.) Hueb. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 4: 33–39 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Szmajda P., Bocheński W., Karczmarz K. 1988d. M. 453. *Neckera webbiana* (Mont.) Duell. [In:] Z. Tobolewski, T. Wojterski (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 4: 41–43 + 1 map. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Poznań.
- Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of Polish mosses. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Rehmann A. 1865. Versuch einer Aufzählung der Laubmoose von Westgalizien. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 15: 461–484.
- Stanowski T. 1987. Rezerwat modrzewia polskiego *Larix polonica* Rac. w Kluszkowcach. Ochrona Przyrody 45: 9–40.
- Stebel A. 2003a. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XL (No. 1251–1300). Medical University of Silesia in Katowice, Katowice.
- Stebel A. 2003b. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XLI (No. 1301–1350). Medical University of Silesia in Katowice, Katowice.
- Stebel A. 2004. A contribution of the moss flora of the Gorce (Western Carpathians). [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryological studies in the Western Carpathians: 127–134. Sorus, Poznań.
- Stebel A. 2006a. The mosses of the Beskidy Zachodnie as a paradigm of biological and environmental changes in the flora of the Polish Western Carpathians. Habilitation Thesis No. 17/2006. Medical University of Silesia in Katowice, Katowice – Poznań.
- Stebel A. 2006b. Changes in the epiphytic moss flora of the Beskidy Zachodnie Mountains (Carpathians, Poland). [In:] P. Kočárek, V. Plášek, K. Malachová (eds), Environmental changes and biological assessment III. Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis 163: 101–107.

- Stebel A. 2008. *Brachydontium trichodes* (Bryophyta, Seligeriaceae) in the Polish part of the Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryophytes of the Polish Carpathians: 227–236. Sorus, Poznań.
- Stebel A., Bednarek-Ochyra H. 2004. The moss genus *Codiophorus* (Bryopsida, Grimmiaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryological studies in the Western Carpathians: 45–61. Sorus, Poznań.
- Stebel A., Cykowska B., Żarnowiec J. 2011. Current distribution of the European threatened moss *Dicranum viride* (Bryophyta, Dicranaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Chorological studies on Polish Carpathian bryophytes: 99–110. Sorus, Poznań.
- Stebel A., Górski P. 2004. Spreading of *Oligotrichum hercynicum* (Musci, Polytrichaceae) in the Polish part of the Carpathians. Časopis Slezského zemského muzea, série A 53: 97–108.
- Stebel A., Jędrzejko K., Żarnowiec J., Klama H. 1997a. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXV (No. 651–675). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 85–90. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Stebel A., Jędrzejko K., Żarnowiec J., Klama H. 1997b. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXVI (No. 676–700). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 91–96. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Stebel A., Jędrzejko K., Żarnowiec J., Klama H. 1997c. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXIX (No. 751–775). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 109–114. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Stebel A., Jędrzejko K., Żarnowiec J., Klama H. 1997d. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XXX (No. 776–800). – In: K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 115–120. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Stebel A., Ochyra R., Bednarek-Ochyra H., Stachnowicz W., Krause R., Zubel R., Rusińska A. 2004. *Hookeria lucens* (Bryopsida, Hookeriaceae) in the Polish Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Bryological studies in the Western Carpathians: 63–70. Sorus, Poznań.
- Stebel A., Smieja A., Stachurska-Swakoń A., J. Żarnowiec. 2008. *Bryum weigeli* (Bryophyta, Bryaceae) in the Polish part of the Carpathians. Scripta facultatis rerum naturalium Universitatis Ostraviensis 186: 183–188.
- Stebel A., Vončina G. 2011. Nowe dane do rozmieszczenia mchów zbiorowisk z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* w polskiej części Karpat. Roczniki Bieszczadzkie 19: 149–159.
- Szafran B. 1949. Mchy rezerwatu modrzewia polskiego na Marszałku koło Krościenka nad Dunajcem. Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 5,11/12: 41–42.
- Szafran B. 1952. Mszaki Pienin. Ochrona Przyrody 20: 89–117.
- Szafran B. 1954. Zapiski bryologiczne z Karpat Zachodnich (Beskidy, Tatry, Pieniny). Fragmenta Floristica et Geobotanika 2,1: 143–167.
- Szafran 1961. Mchy (Musci). Flora polska. Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych. T. II. PWN, Warszawa.
- Szmajda P., Bednarek-Ochyra H., Ochyra R. 1991a. M 288. *Tayloria serrata* (Hedw.) Bruch & Schimp. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci). 7: 7–11 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences and Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Szmajda P., Bednarek-Ochyra H., Ochyra R. 1991b. M. 639. *Buxbaumia viridis* (DC.) Moug. & Nestl. [In:] R. Ochyra, P. Szmajda (eds), Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. Mosses (Musci) 7: 47–52 + 1 map. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University, Kraków – Poznań.
- Vončina G., Cykowska B., Chachuła P. 2011. Rediscovery of *Buxbaumia viridis* (Bryophyta, Buxbaumiaceae) in the Tatra and Gorce in the Polish Western Carpathians. [In:] A. Stebel, R. Ochyra (eds), Chorological Studies on Polish Carpathian Bryophytes: 171–176. Sorus, Poznań.
- Wiśniewska Z. 1957. *Hypnum cupressiforme* L. i jego odmiany w zbiorach Instytutu Botaniki U. J. Fragmenta Floristica et Geobotanika 3,1: 129–140.
- Wiśniewski T. 1935. Mchy A. J. Żmudy w zbiorach Muzeum Fizjograficznego Polskiej Akademii Umiejętności. Część I. Zielnik Główny. Sprawozdanie Komisji Fizjograficznej Polskiej Akademii Umiejętności 68/69: 39–63.
- Żarnowiec J., Jędrzejko K., Stebel A., Klama H. 1997a. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XVI (No. 426–450). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 31–36. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Żarnowiec J., Jędrzejko K., Stebel A., Klama H. 1997b. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati.

- Fasciculus XVIII (No. 476–500). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 43–48. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Żarnowiec J., Jędrzejko K., Stebel A., Klama H. 1997c. Musci macroregioni meridionali Poloniae exsiccati. Fasciculus XX (No. 526–550). [In:] K. Jędrzejko (ed.), Mosses from southern Poland: 55–60. Silesian School of Medicine in Katowice, Katowice.
- Żarnowiec J., Stebel A. 2011. *Antitrichia curtispindula* – ginący mech we florze polskiej części Karpat. Nauka Przyroda Technologie 5,4: 63.
- sowski and Kornaś (1966). A lot of data were also included in phytosociological papers (Medwecka-Kornaś 1955; Michalik 1967; Mickiewicz 1965; Kornaś-Medwecka, Kornaś 1967; Kornaś 1968). In that time Gorce was one of the best bryologically known ranges in the Polish Western Carpathians. Since then, many moss locations have been published in different bryological and phytosociological papers (e.g. Jędrzejko 1970; Granoszewski 1987; Stanowski 1987; Bednarek-Ochyra 1995; Blom 1996; Stebel 2004, 2006a, 2008; Stebel, Górski 2004; Stebel, Vončina 2011; Ochyra *et al.* 2008, 2011; Bednarek-Ochyra *et al.* 2011; Stebel *et al.* 2011; Vončina *et al.* 2011).

SUMMARY

The Gorce range is situated between longitudes 19°57'35"–20°26'10"E and latitudes 49°26'11"–49°40'17"N in Polish Western Carpathians (Fig. 1). The moss flora of these range is fairly well known. First information, related to *Pohlia wahlenbergii* (= *Webera albicans*), origins from Obidowa and was published in a second half of the 19th century (Rehmann 1865). Next data, based on some specimens collected by A. Żmuda at the beginning of 20th century mainly in the vicinity of Poręba Wielka village have been provided by Wiśniewski (1935). Intensive investigations started in the forties and fifties of 20th century (Szafran 1949, 1954; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1956; Lisowski 1956, 1959a, b, c, d), and their summary was a large study by Li-

The purpose of this paper is to make a list of all known mosses of the Gorce range. The list is a set in an alphabetical order. The nomenclature follows mainly Ochyra *et al.* (2003). For every taxon, the following information is given: Polish name and a source of data, and, in some cases, synonym(s) of the species which was reported in earlier papers. 13 species have been excluded here from the muscoflora of the Gorce range, for example *Dryptodon incurvus*, *Oxyrrhynchium speciosum*, *Schistidium atrofussum* and *S. confertum*. Doubtful data are marked by '?'. Altogether, 271 species and 11 varieties of mosses are known from the Gorce range, which is about 38% of the moss flora of Poland. The list of mosses of the Gorce National Park includes 220 species and 8 varieties.

Wpływ wypasu owiec i koszenia na dynamikę liczebności *Crocus scepusiensis* i *Galanthus nivalis* na wybranych polanach Gorczańskiego Parku Narodowego

Influence of grazing and mowing on the abundance dynamics of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* on selected montane meadows in the Gorce National Park

Jan Loch

Abstract: Changes in the abundance of flowering individuals of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* in selected plant communities exposed to the grazing and mowing are presented. The studies were carried out in permanent plots in the period 2008–2012 on several mountain meadows located in the Gorce National Park (Western Beskidy Mts, Polish Carpathians). The grazing as well as mowing essentially increased the abundance of both analyzed plants in the *Gladiolo-Agrostietum capillaris* association, while the abundance of *Crocus scepusiensis* in the grazed community *Hieracio (vulgati)-Nardetum* has been decreased in the same period. In the *Poo-Veratretum lobeliani* association the mowing had no important influence on the abundance of *Galanthus nivalis*. In the ongoing succession the communities with domination of *Rubus idaeus* and *Vaccinium myrtillus* develop and in the effect both monitored species are prone to be eliminated.

Key words: endangered flora, nature conservation, shepherding, active protection, mountain meadows, permanent plots, non-forest ecosystems monitoring, Western Carpathians.

Pracownia Naukowo-Edukacyjna Gorczańskiego Parku Narodowego, Poręba Wielka 590, 34–735 Niedźwiedz, e-mail: jan.loch@gorcepn.pl

WSTĘP

Polany reglowe w Gorcach są elementami antropogenicznymi. Ich powstanie, sięgające XIV i XV wieku, związane było z działalnością osadniczą człowieka w celu zdobycia nowych terenów do wypasu owiec i bydła oraz pozyskania paszy na okres zimowy. Efektem prowadzonej przez kilka wieków gospodarki pasterskiej z podstawowymi zabiegami – koszeniem i wypasem owiec i bydła, było wykształcenie się specyficznych, półnaturalnych zbiorowisk roślinnych z wieloma cennymi gatunkami flory i fauny (Michalik 1989). Trwający od kilkudziesięciu lat regres gospodarki pasterskiej doprowadził do stopniowej degradacji polan

i uruchomienia wtórnej sukcesji lasu (Wężyk 2006). Następstwem tych zmian jest ustępowanie wielu cennych gatunków flory, między innymi krokusa spiskiego *Crocus scepusiensis* (Rehmann et Woł.) Borbás i przebiśniegu *Galanthus nivalis* L. (Michalik 1990a, b, 1991, 1992).

Krokus spiski i przebiśnieg należą do gatunków będących w Polsce pod ścisłą ochroną. Z tego względu, dla racjonalnej ich ochrony, ważne jest wzbogacanie wiedzy dotyczącej ich biologii oraz metod ochrony. Obydwa gatunki są cennymi elementami wczesnowiosennej flory Gorczańskiego Parku Narodowego.

Crocus scepusiensis jest gatunkiem związanym przede wszystkim z ekstensywnie użytkowanymi

łąkami górskimi występującymi w piętrach reglowych Karpat Zachodnich. Jest gatunkiem charakterystycznym dla łąki mieczykowo-mietlicowej *Gladiolo-Agrostietum capillaris* (Br.-Bl. 1930) Pawł. et Wal. 1949, gdzie występuje najliczniej. Mniejsze zagęszczenia osiąga w psiarach *Hieracio (vulgati)-Nardetum* Kornaś 1955 n.n. em. Balcerk. 1984 i kośnych traworoślach *Poo-Veratretum lobeliani* (Kornaś 1955 n.n.) 1967. Występuje również u podnóża gór na łąkach w pobliżu wiejskich gospodarstw (Kornaś 1957; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Kozak 2007; Grodzińska, Pancer-Kotejowa 1960).

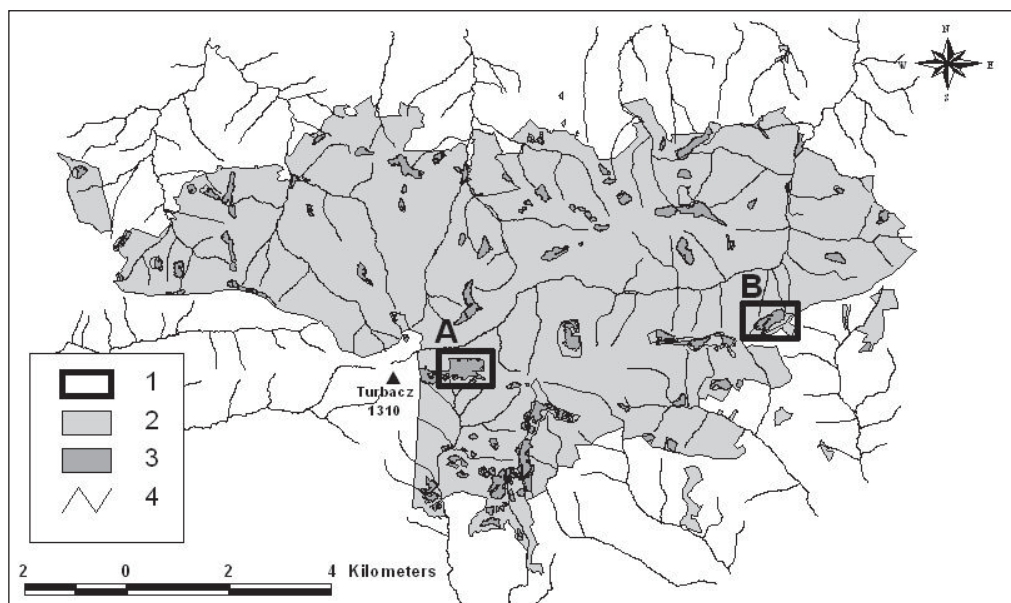
Galanthus nivalis w warunkach naturalnych często związany jest z żyznymi wilgotnymi lasami liściastymi. Polany są dla niego wtórnymi siedliskami. W Gorcach na polanach najczęściej występuje w kośnych traworoślach *Poo-Veratretum lobeliani* (Kornaś 1957; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967).

Celem prowadzonych badań jest określenie wpływu wypasu owiec i koszenia na występowanie krokusa i przebiśniegu oraz poznanie dynamiki i kierunków zmian liczebności tych gatunków na wybranych polanach reglowych w Gorcach.

MATERIAŁ I METODY

Dla określenia wpływu wypasu owiec i koszenia na roślinność polan reglowych w Gorczańskim Parku Narodowym założono sieć poletek monitoringowych na Hali Długiej i na polanie Bieniowe (Ryc. 1). Na wypasanej regularnie od 2003 roku Hali Długiej, leżącej na przełęczy pomiędzy Turbaczem a Kiczorą, na wysokości ok. 1200 m n.p.m., założono 18 poletek, po 6 w 3 zbiorowiskach: w żyznej łące reglowej *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, w murawie bliźniczkowej *Hieracio (vulgati)-Nardetum* i w taworoślach z trzcinnikiem owłosionym *Calamagrostis villosa* (Chaix) J.F. Gmel.

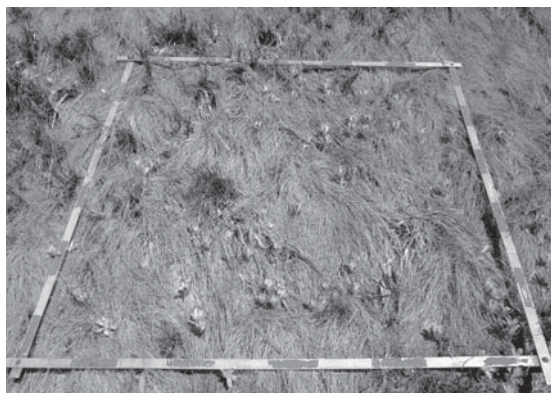
Na koszonej regularnie Polanie Bieniowe, leżącej na północnym zboczu Przysłopu, na wysokości ok. 1100 m n.p.m., założono 24 poletka, po 6 w 4 zbiorowiskach: w żyznej łące reglowej *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, w traworoślach z ciemną zieloną *Poo-Veratretum lobeliani*, w zbiorowisku z borówką czernicą *Vaccinium myrtillus* L. i w zbiorowisku z panującą maliną *Rubus idaeus* L. Na polanie Bieniowe dominuje przebiśnieg, sporadycznie występuje krokus.



Ryc. 1. Rozmieszczenie poletek monitoringowych. A – Hala Długa, B – polana Bieniowe, 1 – lokalizacja poletek monitoringowych, 2 – Gorczyński Park Narodowy, 3 – polany, 4 – główne cieki.

Fig. 1. Distribution of monitoring plots. A – Hala Długa glade, B – Bieniowe glade, 1 – location of monitoring plots, 2 – Gorczyński NP area, 3 – meadows, 4 – main streams.

Wyboru lokalizacji poletek dokonywano w lipcu, przy wykształconej w pełni fitocenozie, nie znając zagęszczenia w tych miejscach krokusa i przebiśniegu. Poletka o wymiarach 4 × 5 m założono parami – obok poletka poddawanego czynnej ochronie znajdowało się poletko kontrolne bez zabiegu. Poletko kontrolne do badania wpływu wypasu na liczebność krokusa grodzono metalowymi przesłami montowanymi na sezon wypasowy. Na polanie koszonej oznakowane poletka kontrolne były omijane podczas przeprowadzania zabiegu koszenia. Każde poletko podstawowe podzielono w formie szachownicy na 20 podpoletek, z których na 10 dokonywano inwentaryzacji (Ryc. 2). Ułożenie poletek w formie szachownicy pozwoliło na



Ryc. 3. Krokusy *Crocus scepusiensis* w zbiorowisku murawy bliźniczkowej *Hieracio (vulgati)-Nardetum* na Hali Długiej w maju 2012 r. Fot. J. Loch

Fig. 3. *Crocus scepusiensis* in the *Hieracio (vulgati)-Nardetum* association on Hala Długa glade in May 2012. Fot. J. Loch.

zabieg – management					kontrola - control				
1	0	2	0	3	1	0	2	0	3
0	4	0	5	0	0	4	0	5	0
6	0	7	0	8	6	0	7	0	8
0	9	0	10	0	0	9	0	10	0

Ryc. 2. Rozmieszczenie podpoletek 1 × 1 m na poletkach monitoringu. 1–10 – podpoletka inwentaryzowane, 0 – podpoletka nieinwentaryzowane.

Fig. 2. Distribution of subplots 1 × 1 m on the monitoring plots. 1–10 – with inventory, 0 – without inventory.

ograniczenie do minimum rozdeptywania zliczanych osobników. Na podlegających inwentaryzacji podpoletkach o rozmiarach 1 × 1 m liczone osobniki kwitnące *Crocus scepusiensis* i *Galanthus nivalis*. Liczenie przeprowadzano corocznie w latach 2008–2012, wczesną wiosną, po ustąpieniu śniegu, tj. w drugiej połowie kwietnia i w pierwszej połowie maja. Podczas liczenia wykorzystywano metalową ramkę o wymiarach podpoletka (Ryc. 3). W latach 2007 i 2010 na tych samych powierzchniach przeprowadzono dodatkowo inwentaryzację flory.

Jednoczynnikową analizę wariancji przeprowadzono za pomocą programu Statistica wersja 9.0.

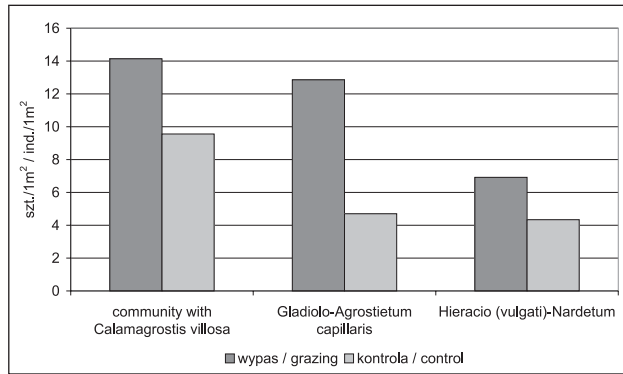
Nazwy jednostek syntaksonomicznych przyjęto za Matuszkiewiczem (2005).

WYNIKI

Średnie zagęszczenie kwitnących osobników w pięcioletnim okresie monitorowania 420 podpoletek na obydwu polanach wynosiło odpowiednio: dla krokusa – 4,7 osobnika/1m², dla przebiśniegu – 2,8 osobnika/1m². Na Hali Długiej w granicach monitorowanych powierzchni nie stwierdzono przebiśniegu (występuje jednak sporadycznie w innej części polany).

WPŁYW WYPASU OWIEC

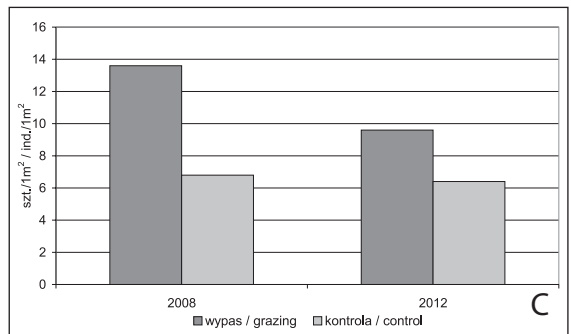
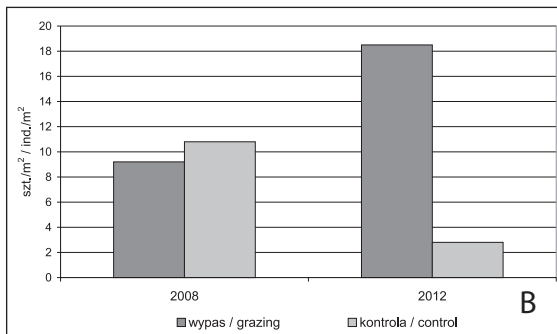
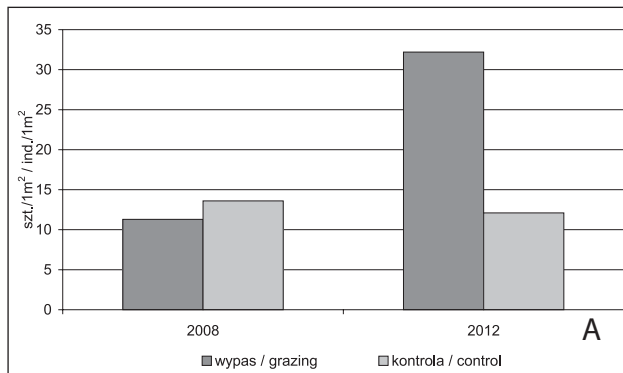
Średnie zagęszczenie krokusa na poddanej wypasowi Hali Długiej (180 podpoletek) w całym okresie kontrolnym (2008–2012) wyniosło 8,8 osobnika/1m², przy czym ulegało ono w każdym roku nieznacznejmu wzrostowi (Ryc. 4). Najwyższe średnie zagęszczenia stwierdzono na wypasanych poletkach porośniętych traworoślami z trzcinikiem owłosionym *Calamagrostis villosa* (14,1 osobników/1m²) i na wypasanej łące mietliczowo-mietlicowej (12,9 osobników/m²). Zmiany zagęszczenia osobników kwitnących krokusa spiskiego w 3 zbiorowiskach roślinnych na Hali Długiej przedstawiono na Ryc. 5A–C. Na wypasanych traworoślach z *Calamagrostis villosa* w monitorowanym okresie nastąpił przeszło dwukrotny wzrost zagęszczenia *Crocus scepusiensis*. Na poletkach kontrolnych nie odnotowano w tym zbiorowisku istotnych zmian zagęszczenia tego gatunku



Ryc. 4. Średnie zagęszczenie *Crocus scepusiensis* w monitorowanych zbiorowiskach nieleśnych na Hali Długiej dla okresu 2008–2012.
Fig. 4. Mean density of *Crocus scepusiensis* in the monitored non-forest communities on Hala Długa glade in the period 2008–2012.

(Ryc. 5A). Na wypasanych poletkach łąki mieczykowo-mietlicowej odnotowano również dwukrotny wzrost zagęszczenia *Crocus scepusiensis* przy równoczesnym, trzykrotnym spadku zagęszczenia

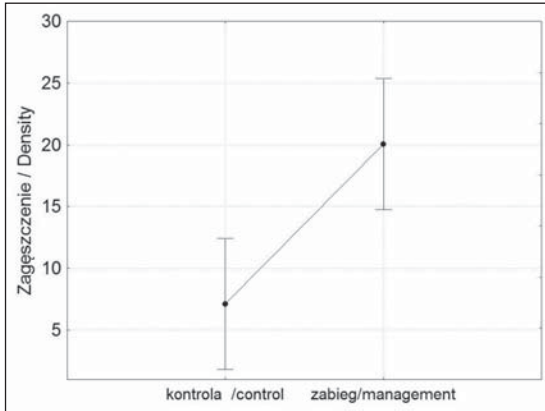
na poletkach kontrolnych (Ryc. 5B). Negatywny wpływ wypasu na zagęszczenie kwitnących osobników *Crocus scepusiensis* odnotowano w murawie bliźniczkowej (Ryc. 5C).



Ryc. 5. Zmiany średniego zagęszczenia *Crocus scepusiensis* w wypasanych zbiorowiskach na Hali Długiej w latach 2008–2012: A – traworośla z trzcinnikiem owłosionym *Calamagrostis villosa*, B – łąka mieczykowo-mietlicowa *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, C – murawa bliźniczkowa (psiara) *Hieracio (vulgati)-Nardetum*.

Fig. 5. Changes in mean density of *Crocus scepusiensis* in grazing community on Hala Długa glade in the period 2008–2012: A – community with *Calamagrostis villosa*, B – *Gladiolo-Agrostietum capillaris*, C – *Hieracio (vulgati)-Nardetum*.

Analiza wariancji wykonana dla wszystkich powierzchni monitoringowych na Hali Długiej wskazuje na istotny statystycznie wpływ wypasu na zagęszczenie osobników kwitnących krokusa spiskiego *Crocus scepusiensis* w badanym okresie ($F=11,63$; $p=0,0008$. Ryc. 6).



Ryc. 6. Ogólny wpływ wypasu na zagęszczenie *Crocus scepusiensis* na Hali Długiej w latach 2008–2012. Podano średnią i odchylenie standardowe.

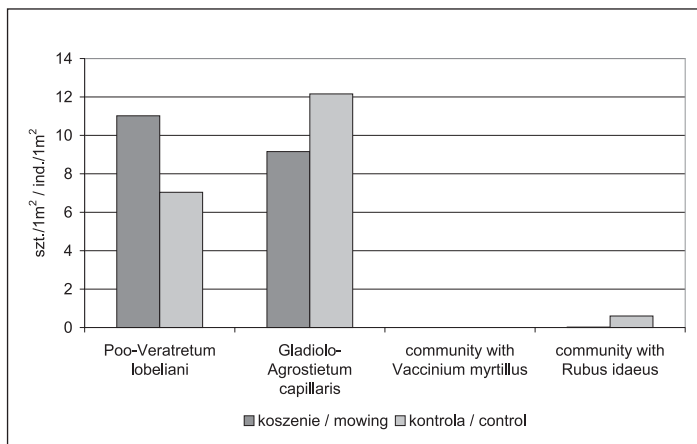
Fig. 6. Influence of grazing on the density of *Crocus scepusiensis* on Hala Długa glade in the period 2008–2012. Mean and standard deviation are given.

WPLYW KOSZENIA

Na polanie Bieniowe dominuje przebiśnieg *Galanthus nivalis*. Średnie zagęszczenie przebiśniegu na tej polanie (240 podpoletek) dla okresu 2008–2012 wyniosło 5,00 osobnika/1m² i uległo nieznacznemu wzrostowi w każdym roku badanego okresu. Najwyższe średnie zagęszczenie osobników kwitnących stwierdzono na niekoszonej łące *Gladiolo-Agrostietum capillaris* (12,16 osobników/m²) i w koszonych traworoślach *Poo-Veratretum lobeliani* (11,02 osobników/m²; Ryc. 7). W zaroślach z panującą maliną *Rubus idaeus* przebiśnieg występował sporadycznie. Nie odnotowano go w najbardziej zaawansowanych sukcesyjnie częściach polany – w zbiorowisku z *Vaccinium myrtillus*.

Największe zmiany zagęszczenia przebiśniegu pod wpływem zabiegu koszenia nastąpiły w łące mietliczowo-mietliczowej (dwukrotny wzrost). Nie odnotowano natomiast istotnego statystycznie spadku zagęszczenia tego gatunku na niekoszonych poletkach kontrolnych po 5 latach eksperymentu, chociaż w pierwszych 3 latach odnotowano jego spadek (Ryc. 8A).

W traworoślach *Poo-Veratretum lobeliani* w pierwszych latach po przeprowadzeniu zabiegu odnotowano niewielki wzrost zagęszczenia osobników kwitnących przebiśniegu na poletkach koszonych oraz niewielki spadek na poletkach pozabawionych tego zabiegu. Po 5 latach zagęszczenie na poletkach koszonych i kontrolnych wróciło do stanu wyjściowego (Ryc. 8B).



Ryc. 7. Średnie zagęszczenie *Galanthus nivalis* w monitorowanych zbiorowiskach nieleśnych na polanie Bieniowe w okresie 2008–2012.

Fig. 7. Mean density of *Galanthus nivalis* in the studied non-forest communities on Bieniowe glade in the period 2008–2012.

Na fragmentach polan z zaawansowanymi zmianami sukcesyjnymi, przebiśnieg nie występował (borówczysko) lub występował w bardzo małym zagęszczeniu (malinisko). Na poletkach kontrolnych z maliną odnotowano stopniowy zanik *Galanthus nivalis* (Ryc. 8C).

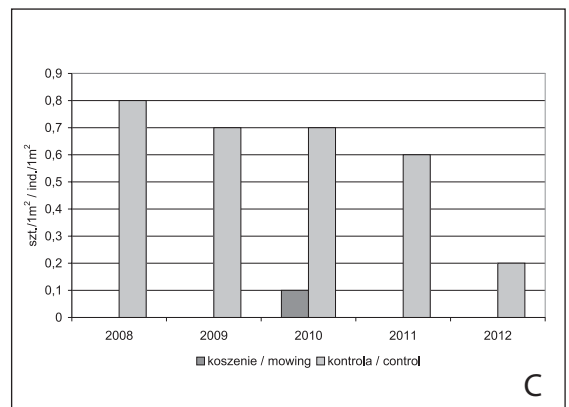
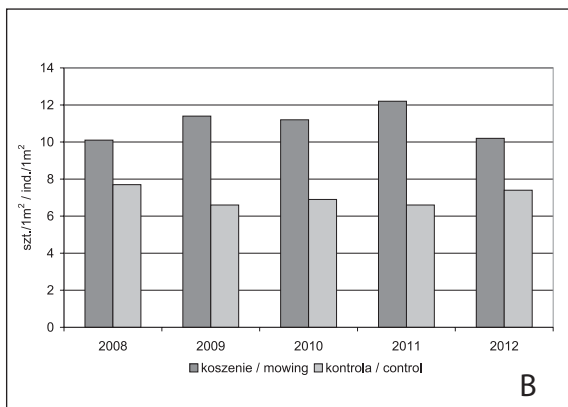
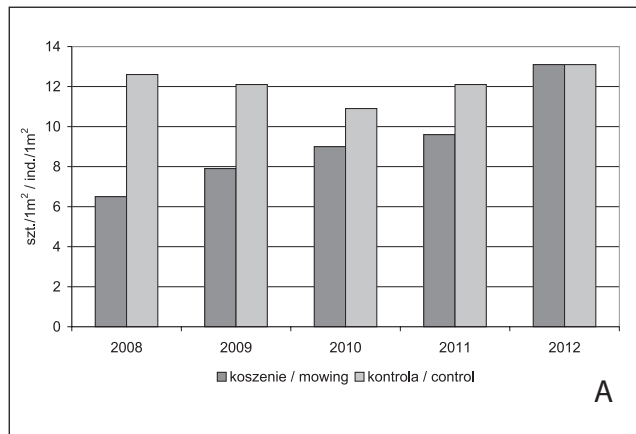
Crocus scpeusiensis występuje na polanie Bieniowe sporadycznie. Niemniej jednak, w latach 2008–2012 odnotowano dwukrotny wzrost frekwencji tego gatunku (z 5 na 10 podpoletek). Maksymalne zagęszczenie na podpoletku w 2012 roku wynosiło 10 osobników/m².

Analiza wariancji wykonana dla wszystkich powierzchni monitoringowych na polanie Bieniowe

wskazuje, że koszenie nie wpłynęło statystycznie istotnie na średnie zagęszczenie *Galanthus nivalis* w badanym okresie ($F=0,39$; $p=0,52$. Ryc. 9).

DYSKUSJA

Polany regłowe, ze względu na swoje antropogeniczne pochodzenie, wymagają stosowania zabiegów ochrony czynnej. Ich rodzaj, zakres i częstotliwość powinny być dostosowane do wymogów gatunków i siedlisk oraz wynikać z dostępnej wiedzy, doświadczenia oraz monitoringu zabiegów prowadzonych w lokalnych warunkach



Ryc. 8. Zmiany średniego zagęszczenia *Galanthus nivalis* w koszonych zbiorowiskach na polanie Bieniowe w latach 2008–2012: A – łąka mietliczowo-mietliczowa *Gladiolo-Agrostietum capillarıs*, B – traworośla *Poo-Veratretum lobeliani*, C – zbiorowisko z panującą maliną *Rubus idaeus*.

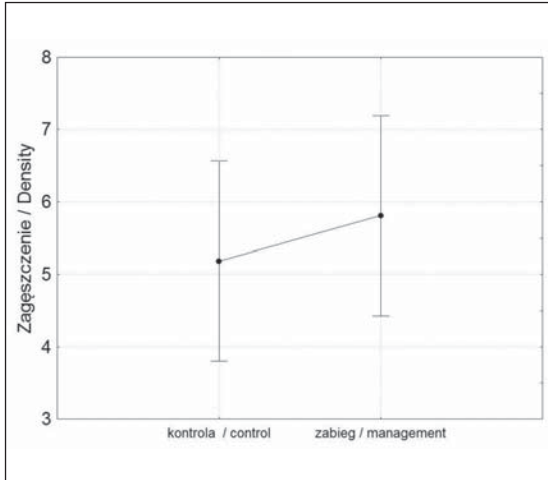
Fig. 8. Changes in mean density of *Galanthus nivalis* in the mowing communities on Bieniowe glade in the period 2008–2012: A – *Gladiolo-Agrostietum capillarıs*, B – *Poo-Veratretum lobeliani*, C – community with *Rubus idaeus*.

(Kozak 2007; Wróbel 2006; Zarzycki, Grodzińska 2006).

Występowaniem krokusa spiskiego na terenie Gorców i warunkami jego aktywnej ochrony zajmował się przez kilkadziesiąt lat Michalik (1990, 1991, 1992). Na Polanie Czolo w latach 1965–1995 prowadził obserwacje o charakterze monitoringu biologicznego poświęcone temu gatunkowi oraz

Zastosowane zabiegi koszenia i wypasu wpływają w różnym stopniu na dynamikę liczebności omawianych dwóch gatunków roślin – krokusa i przebiśniegu. 5-letni okres monitorowania tych zmian jest, jak się wydaje, jednak zbyt krótki i dla pełniejszej oceny wpływu tego rodzaju czynnej ochrony konieczna będzie kontynuacja monitoringu w następnych latach. Ze względu na specyfikę występowania tych gatunków – krokusa na wypasanej Hali Długiej oraz przebiśniegu na koszonej polanie Bieniowe – wnioski dotyczące skutków wypasu odnoszą się do krokusa, a rezultaty koszenia dotyczą przede wszystkim przebiśniegu.

Największe tempo zanikania krokusa stwierdzono w ogrodzonych poletkach kontrolnych łąki mietlicowo-mietlicowej na wypasanej Hali Długiej, a szczególnie na powierzchni z panującym śmiałkiem darniowym *Deschampsia caespitosa* (L.) P.B. i kostrzewą czerwoną *Festuca rubra* L. Prawdopodobnie należy to wiązać z tworzeniem przez pędy i liście tych gatunków traw zwartej i grubej warstwy wojłoku, która uniemożliwia przebicie się na powierzchnię rozwijającym się pędem kwiatowym krokusa oraz utrudnia wykiełkowanie jego nasion, co wykazał w swoich badaniach Michalik (1991). Natomiast na poletkach w obrębie tego samego zbiorowiska, poddawanych wypasowi, nastąpił dwukrotny wzrost liczebności kwitnących krokusów. Godne uwagi są również zmiany liczebności kwitnących krokusów w wypasanej murawie bliźniczkowej (psiarze) i traworoślach trzcinnikowych. W przypadku psiary, na wypasanej części nastąpił spadek ich liczebności, natomiast w traworoślach z trzcinnikiem owłosionym liczba krokusów wzrosła trzykrotnie. Niewielkie spadki w zagęszczeniu kwitnących krokusów stwierdzone na powierzchniach kontrolnych w płatach obu w/w zbiorowisk roślinnych świadczą o tym, że 5-letnia przerwa w wypasie nie wpływa istotnie na spadek liczebności. W przypadku tych zbiorowisk potwierdzają się wcześniejsze obserwacje z gorceńskich polan (Michalik 1991), według których 5–7-letnie przerwy w ich użytkowaniu nie powodują istotnych zmian w populacji krokusa. Nie można jednak odnosić tych wniosków do płatów z panującym śmiałkiem darniowym i kostrzewą czerwoną. Tutaj spadki liczebności krokusa są już widoczne w kilku pierwszych latach po zaprzestaniu wypasu. W odniesieniu do psiary, na podstawie uzyskanych wyników można wysnuć wniosek,



Ryc. 9. Ogólny wpływ zabiegu koszenia na zagęszczenie *Galanthus nivalis* na polanie Bieniowe w latach 2008–2012. Podano średnicę i odchylenie standardowe.

Fig. 9. Influence of mowing on the density of *Galanthus nivalis* on Bieniowe glade in the period 2008–2012. Mean and standard deviation are given.

procesowi wtórnej sukcesji lasu. W 1995 roku pod jego kierunkiem przeprowadzono inwentaryzację krokusa i przebiśniegu na wszystkich polanach położonych w ówczesnych granicach Gorceńskiego Parku Narodowego (Michalik 1996 msk.). Opracowanie to tworzy bazę wyjściową do oceny stanu zachowania tych gatunków i oceny skuteczności podjętych działań ochronnych. Autor przedstawił ogólne wnioski dotyczące postępującego zanikania tych gatunków na polanach gorceńskich, nie odnosząc się do znaczenia tradycyjnych metod gospodarki rolno-pasterskiej, przede wszystkim koszenia i wypasania, w ich utrzymaniu. W celu uzyskania takiej informacji rozpoczęto w 2008 roku regularny monitoring na wybranych polanach GPN, którego pierwsze wyniki przedstawiono w tej pracy.

że zbyt intensywny wypas owiec powoduje spadek liczebności krokusa. Potwierdzenie tego wniosku wymaga dalszych obserwacji.

Proces wtórnej sukcesji lasu na polanach wpływa również negatywnie na występowanie przebiśniegu. Świadczy o tym niemal zupełny brak tego gatunku w zbiorowiskach późnosukcesyjnych – borówczyskach i maliniskach na polanie Bieniowe. Coroczny zabieg koszenia przyczynił się do wzrostu zagęszczenia osobników kwitnących przebiśniegu w zbiorowiskach *Gladiolo-Agrostietum capillaris* i *Poo-veratretum lobeliani*. W przypadku koszonej łąki mieczykowo-mietlicowej zagęszczenie wzrastało przez cały 5-letni okres badań. Na powierzchniach niekoszonych tej samej łąki zagęszczenie kwitnących przebiśniegów nie różniło się na początku i na końcu monitorowanego okresu, chociaż odnotowano niewielkie wahania liczebności, które można wiązać ze warunkami pogodowymi w danym roku. Takie zmiany ilościowe gatunków roślin łąkowych w zależności od warunków klimatycznych, pozwalające jednak na utrzymanie się zbiorowiska w stanie dynamicznej równowagi, stwierdzono w trakcie monitorowania łąk pienińskich (Wróbel 2006). Zagęszczenie kwitnących przebiśniegów w traworoślach *Poo-Veratretum lobeliani*, mimo dość wyraźnego wpływu koszenia w pierwszych trzech latach (wzrost zagęszczenia), pod koniec badanego okresu powróciło do stanu początkowego. Żeby otrzymać odpowiedź dotyczącą wpływu koszenia na dynamikę liczebności przebiśniegu w tym zbiorowisku konieczne jest kontynuowanie monitoringu.

W badanym okresie nastąpił spadek liczebności przebiśniegu w zbiorowisku z *Rubus idaeus*, co może świadczyć o negatywnym wpływie zwartych zarośli z maliną na występowanie *Galanthus nivalis*. W monitorowanym, 5-letnim okresie nie odnotowano obsiewania się przebiśniegu na koszone maliniska i borówczyska, na których wcześniej nie był stwierdzony.

Na polanie Bieniowe krokus występuje w niewielkich ilościach. Wzrost jego frekwencji w badanym okresie (z 5 na 10 podpołek) sugeruje, że jego populacja może zacząć się odradzać pod wpływem zabiegu koszenia. Również z tego względu wskazana jest kontynuacja badań.

PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękuję Weronice Loch, mgr inż. Mieczysławowi Gomółce, mgr inż. Markowi Rucińskiemu i dr Katarzynie Bajorek-Zydroń za pomoc w inwentaryzacjach terenowych, mgr Urszuli Czech za przygotowanie komputerowej bazy danych oraz wykresów dotyczących monitorowanych gatunków, dr Tomaszowi Skalskiemu za wykonanie analiz statystycznych oraz dr hab. Pawłowi Czarnocie za pomoc w pracach terenowych i cenne wskazówki metodyczne i redakcyjne.

PIŚMIENNICTWO

- Grodzińska K., Pancer-Kotejowa E. 1960. Flora Wzniesienia Gubałowskiego. Monographiae Botanicae 11,1: 1–196.
- Kornaś J. 1957. Rośliny naczyniowe Gorców. Monographiae Botanicae 3: 1–126.
- Kornaś J., Medwecka Kornaś A. 1967. Zespoły roślinne Gorców. I. Naturalne i na wpeł naturalne zespoły nieleśne. Fragmenta Floristica et Geobotanica 13,3: 167–316.
- Matuszkiewicz W. 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Michalik S. 1989. Przyroda polska, Gorce. Wiedza Powszechna, Warszawa.
- Michalik S. 1990a. Sukcesja wtórna i problemy aktywnej ochrony biocenoz półnaturalnych w parkach narodowych i rezerwach przyrody. Prądnik. Prace i Materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera 2: 175–198.
- Michalik S. 1990b. Sukcesja roślinności na polanie regłowej w Gorczańskim Parku Narodowym w okresie 20 lat w wyniku zaprzestania wypasu. Prądnik. Prace i Materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera 2: 137–148.
- Michalik S. 1991. Wymieranie i warunki aktywnej ochrony populacji szafranu spiskiego *Crocus scepus-siensis* (Rehm. et Woł.) Borb. w Gorczańskim Parku Narodowym. Prace i Materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera 3: 145–159.
- Michalik S. 1992. Zagrożenie i problemy aktywnej ochrony biocenoz polan regłowych Gorczańskiego Parku Narodowego. Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody 11,4: 25–37.

- Michalik S. 1995. Występowanie szafranu spiskiego *Crocus scepusiensis* i przebiśniega *Galanthus nivalis* na polanach Gorceńskiego Parku Narodowego. Manuskrypt w Bibliotece GPN, Poręba Wielka.
- Kozak M. 2007. Zróżnicowanie zbiorowisk łąkowych w Gorcach (Polskie Karpaty Zachodnie). *Prace Botaniczne* 41: 1–174.
- Wężyk P. 2006. Przemiany środowiska przyrodniczego Gorców na przykładzie użytkowania polan w okresie 1954–1997. *Studia Nature* 54, cz. I: 201–211.
- Wróbel I. 2006. Dynamika roślinności łąkowej w warunkach stosowania ciągłych zabiegów ochronnych w Pienińskim Parku Narodowym. *Studia Nature* 54, cz. I: 241–264.
- Zarzycki J., Kaźmierczakowa R. 2006. Przemiany łąk świeżych i pastwisk w Pienińskim Parku Narodowym w ciągu ostatnich 35 lat XX wieku. *Studia Nature* 54, cz. I: 275–304.

SUMMARY

The results of studies on the abundance changes of the flowering individuals of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* in selected plant communities exposed to the grazing and mowing are presented. They are based on the monitoring carried out in the period 2008–2012 on several

montane meadows located in the Gorce National Park (Western Beskidy Mts, Polish Carpathians; Fig. 1).

On the Hala Długa glade (1200 m a.s.l.), with dominating *Crocus scepusiensis*, 18 monitoring plots in 3 plant communities (*Gladiolo-Agrostietum capillaris*, *Hieracio (vulgati)-Nardetum* and community with *Calamagrostis villosa*) were located. On the Bieniowe glade (1100 m a.s.l.), with dominating *Galanthus nivalis*, 24 monitoring plots in 4 plant communities (*Gladiolo-Agrostietum capillaris*, *Poo-Veratretum lobeliani*, community with *Rubus idaeus* and community with *Vaccinium myrtillus*) were located. The plots 4 × 5 m with 10 subplots 1 × 1 m, in three repetition for each plant communities were established in pair (management and control; Figs. 2, 3). The results are presented in Figs. 4–9. The influence of grazing and mowing was statistically significant for the density of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* in the association *Gladiolo-Agrostietum capillaris* (Figs. 5B, 8A). In *Hieracio (vulgati)-Nardetum* grazing caused decrease in the density of *Crocus scepusiensis* (Fig. 5C). In *Poo-Veratretum lobeliani* mowing did not affect *Galanthus nivalis* (Fig. 8B). In the effect of invading by late-successional communities with *Rubus idaeus* and *Vaccinium myrtillus* a decline of *Crocus scepusiensis* and *Galanthus nivalis* was noted (Fig. 8C).

Wpływ zabiegów ochrony czynnej na selektywność pokarmową zgrupowań ryjkowców (Coleoptera: Curculionoidea) polan regłowych w Gorczańskim Parku Narodowym

The influence of an active protection on food selectivity of mountain meadow weevil assemblages (Coleoptera: Curculionoidea) in the Gorce National Park

Tomasz Skalski¹, Paulina Pietrzyk¹, Renata Kędzior², Paweł Armatys³,
Jan Loch³, Bogusław Petryszak¹

Abstract: The following research questions were addressed: (1) Do food specialization of herbivorous beetles decrease after management practice or with the time since abandonment? (2) What kind of factors change the assemblage trophic niche breadth? (3) How the species composition of generalists and specialists differ along the management and successional gradient? In total, 85 weevils species were found on 66 meadow and pasture plots varying in management practice and the time of abandonment. Non-metric multidimensional scaling showed similar pattern of assemblages distribution among species generalist and specialists, clearly dividing assemblages of managed meadows from the rest of assemblages. Mean niche breadth of weevil assemblages significantly increased during the succession. General linear modeling indicated that only successional stage effectively influenced on weevils abundance of generalists and specialist. The negative role of mountain meadow succession in respect to biodiversity conservation has been discussed.

Key words: insects, nature protection, grazing, mowing, food selectivity, non-forest ecosystem, mountain meadows, Western Beskidy Mts, Carpathians

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

Półnaturalne ekosystemy łąkowe w Europie należą do najbardziej zagrożonych, przekształcane są w intensywnie użytkowane agrocenozy lub zarastają w toku sukcesji przez formacje leśne (Morris 1991, 2000). Najpowszechniejsze zabiegi utrzy-

mujące półnaturalne tereny otwarte to koszenie i związane z nim pozyskiwanie siana oraz wypas bydła domowego. Obie metody różnią się znacznie od siebie czasem trwania oraz skalą oddziaływania. Koszenie jest typem zaburzenia pojawiającym się okresowo i obejmuje cały obszar, podczas gdy w czasie wypasu czynnik stresogenny oddziałuje

przez cały okres, lecz związany jest z punktowym pojawieniem się roślinożerców. W obu jednak przypadkach prowadzą do redukcji części nadziemnych występujących tam roślin czyli obniżania pojemności środowiskowej ekosystemu.

Zabiegi czynnej ochrony powinny być szczególnie dotkliwe dla organizmów roślinożernych, gdyż każdy z tych zabiegów skutkuje redukcją ich bazy pokarmowej. Dotyczy to również najbardziej zróżnicowanej pod względem liczby gatunków grupy ryjkowców (*Curculionoidea*). Koszenie powinno odbywać się wyłącznie wtedy, gdy owady złożyły jaja lub ich formy larwalne żerują na dolnych częściach łodyg i w korzeniach, by zapobiec zbyt drastycznemu usunięciu form dorosłych z części roślin likwidowanych w trakcie zabiegu.

Jeśli potraktujemy koszenie i wypas jako zaburzenie środowiska, które w istotny sposób wpływa na wszystkie jego komponenty, należy spodziewać się wzrostu proporcji gatunków bardziej plastycznych, a więc mogących szybko przystosować się do zmian spowodowanych przez zaburzenia (Ribera *et al.* 2001). W przypadku roślinożerców zależnych od bazy pokarmowej (Bernays 2001) należy spodziewać się na obszarach koszonych i wypasanych wzrostu proporcji generalistów pokarmowych, którzy odżywiają się pokarmem mało specyficznym (Brown, Southwood 1983). Wszystkie gatunki, które są specjalistami pokarmowymi, a więc są związane tylko z konkretną rośliną żywicielską, przy jej braku powinny zostać wyeliminowane.

Badania prowadzono na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego, gdzie polany regłowe stanowią jeden z najbardziej charakterystycznych elementów krajobrazu. Aż około 35% gatunków flory odnotowanych w GPN występuje właśnie na nich (Kornaś, Medwecka-Kornaś 1967; Michalik 1989; Armatys i in. 2010). Polany i hale powstały w wyniku działalności człowieka i kształtowały się poprzez wypas bydła i owiec począwszy od średniowiecza (Tomasiewicz 1992; Stan Karpat 2001). Tak długi okres użytkowania terenów związany z pasterstwem, wpłynął na ich obecną bioróżnorodność i wymaga kontynuacji, aby zapobiec zarastaniu maliniskami, borówczyskami i lasami.

Celem pracy jest przetestowanie czy zabiegi ochrony czynnej, a więc koszenie i wypas spowodują zmiany preferencji pokarmowych roślinożernych chrząszczy. Starano się odpowiedzieć na następują-

ce pytania: (1) Czy obniża się specjalizacja ryjkowców po wprowadzeniu zabiegu ochronnego czy też po zaprzestaniu tych zabiegów? (2) Jakie czynniki powodują zmiany szerokości niszy zgrupowań? (3) Jak zmienia się skład gatunkowy specjalistów i generalistów pokarmowych w gradiencie prowadzonych zabiegów oraz sukcesji roślinnej?

MATERIAŁ I METODY

Badania prowadzono na czterech polanach, znajdujących się w Gorczańskim Parku Narodowym (Tab. 1). W każdym z typów zbiorowisk roślinnych wybrano po trzy powierzchnie, na których prowadzony był zabieg ochrony czynnej (koszenie lub wypas) oraz po trzy powierzchnie kontrolne, gdzie nie prowadzono zabiegu. Badaniami objęto łącznie 66 powierzchni badawczych. Na polanie Bieniowe typem użytkowania było koszenie, na pozostałych trzech – wypas.

Na każdej powierzchni jako metodę odłowu zastosowano system pułapek ziemnych (5 pułapek w kwadracie o boku 15 m – 1 pułapka w środku oraz 4 pułapki po bokach) oraz metodę odkurzacza entomologicznego (odkurzacz do liści firmy Stiga, za pomocą którego w każdym z badanych kwadratów odsysano owady z runi przez okres 15 min). W sumie na każdej powierzchni zebrano 15 prób w ciągu dwóch lat badań.

W oparciu o portal internetowy coleoptera.ksib.pl oraz info.botany.pl zebrane podczas badań ryjkowce przydzielono do różnych klas szerokości niszy w zależności od zróżnicowania pokarmowego.

- 0,5 – jedna znana roślina żywicielska dla danego gatunku fitofaga
- 1,0 – 2–4 znane rośliny żywicielskie należące do tego samego rodzaju dla danego gatunku fitofaga
- 1,5 – co najmniej pięć znanych roślin żywicielskich w tym samym rodzaju dla danego gatunku fitofaga
- 2,0 – 2–4 znane rodzaje roślin żywicielskich z jednej rodziny dla danego gatunku fitofaga
- 2,5 – powyżej 5 znanych rodzajów roślin żywicielskich z jednej rodziny dla danego gatunku fitofaga
- 3,0 – znane rośliny żywicielskie z kilku rodzin w tym samym rzędzie dla danego fitofaga
- 4,0 – znane rośliny z co najmniej dwóch rzędów w tym samym nadrzędzie dla danego fitofaga
- 5,0 – znane rośliny żywicielskie z co najmniej dwóch nadrzędów dla danego fitofaga

Tabela 1. Lokalizacja powierzchni badawczych oraz zbiorowisk roślinnych Gorczańskiego Parku Narodowego z klasyfikacją stadium sukcesyjnego.
Table 1. Sample localities with characteristic plant communities and succession classes.

Powierzchnia badań / Regions of investigations	Symbol / Abbreviation	Zbiorowiska roślinne / Plant communities
		Opis zbiorowiska / Description of communities
Polana Bieniowe	KG	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, wczesnosukcesyjne / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> , early succession
	KP	<i>Poo-Veratretum lobeliani</i> ; ziołorośla górskie z ciemierzycą, wczesnosukcesyjne / <i>Poo-Veratretum lobeliani</i> , early succession
	KV	borówczyska z <i>Vaccinium myrtillus</i> , późnosukcesyjne / community with <i>Vaccinium myrtillus</i> , late succession
	KR	maliniska z <i>Rubus idaeus</i> , późnosukcesyjne / community with <i>Rubus idaeus</i> , late succession
Hala Długa i Hala Wzorowa	WG	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, wczesnosukcesyjne / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> , early succession
	WH	<i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> ; murawy z bliźniaczką (psiary), pośrednia sukcesja / <i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> , middle succession
	WC	traworośla górskie, zbiorowisko z <i>Calamagrostis villosae</i> , pośrednia sukcesja / community with <i>Calamagrostis villosae</i> , middle succession
	WV	borówczyska z <i>Vaccinium myrtillus</i> , późnosukcesyjne / community with <i>Vaccinium myrtillus</i> , late succession
Polana Gąsiorowska	WGDT	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, wczesnosukcesyjne (DT – dolny regiel wariant typowy) / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; early succession (DT – lower mountain belt, typical variant)
	WHD	<i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> ; murawy z bliźniaczką (psiary), pośrednia sukcesja (D – regiel dolny) / <i>Hieracio (vulgati)-Nardetum</i> , middle succession (D – lower mountain belt)
Polana Hucisko	WGDW	<i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> ; łąka mieczykowo-mietlicowa, dolny regiel, wariant wilgotny / <i>Gladiolo-Agrostietum capillaris</i> (DW – lower mountain belt, wet variant)

Szerokość niszy zgrupowania stanowi średnia arytmetyczna szerokości nisz poszczególnych gatunków podzielona przez ich liczebność całkowitą.

Gatunki chrząszczy również skalsyfikowano ze względu na ich specjalizację według Brown (1985):

- generaliści (G) – gatunki fitofagów związane z wieloma rodzinami roślin
- specjaliści III stopnia (S3) – gatunki fitofagów związane wyłącznie z jedną rodziną (ale więcej niż jednym rodzajem) roślin
- specjaliści II stopnia (S2) – gatunki fitofagów związane z jednym rodzajem (ale więcej niż jednym gatunkiem) rośliny
- specjaliści I stopnia (S1) – gatunki fitofagów związane wyłącznie z jednym gatunkiem rośliny.

Zróznicowanie pokarmowe zgrupowań ryjkowców badano na dwóch poziomach – pomiędzy zgrupowaniami (beta różnorodność) oraz wewnątrz zgrupowania (alfa różnorodność). W celu wykazania różnic pomiędzy zgrupowaniami w dwóch klasach preferencji pokarmowych ryjkowców o wąskiej niszy (0.5–2.0) oraz szerokiej niszy (2.5–5) przeprowadzono analizę niemetrycznego skalowania wielowymiarowego (Leps, Šmilauer 2005). Jako odległość pomiędzy zgrupowaniami przyjęto wskaźnik odległości Bray-Curtisa. Analizy przeprowadzono w oparciu o program

WinKyst, a następnie po wygenerowaniu matrycy dystansów wizualizację diagramów ordynacyjnych przeprowadzono w pakiecie ordynacyjnym Canoco (ter Braak, Šmilauer 2002).

Przy pomocy testu Shapiro-Wilka określono rozkłady zmiennych zależnych (Tab. 2). Gdy wartości *W* były nieistotne statystycznie, przyjmowano zgodność rozkładu z rozkładem normalnym. W przypadku stwierdzenia rozkładu normalnego, wpływ czynników zewnętrznych na parametry preferencji pokarmowych testowano przy pomocy analizy wariancji dla układów czynnikowych, gdzie predyktorami jakościowymi były: prowadzony zabieg oraz stadium sukcesji. W przypadku braku rozkładu normalnego prowadzono analizę w oparciu o ogólny model liniowy (GLM).

Tabela 2. Wynik testu normalności Shapiro-Wilka dla rozkładu parametrów liczebności preferencji pokarmowych ryjkowców na łąkach i pastwiskach.

Table 2. Normality test of Shapiro-Wilk for the distribution of food preference abundance groups on meadows and pastures.

Preferencje pokarmowe / Food preferences	test Shapiro-Wilka / Shapiro Wilk test	
Szerokość niszy / Niche breadth	W=0,98	p=0,4020
Liczebność generalistów / Abundance of generalists	W=0,77	p=0,0000
Liczebność specjalistów S1 / Abundance of specialists S1	W=0,68	p=0,0000
Liczebność specjalistów S2 / Abundance of specialists S2	W=0,18	p=0,0000
Liczebność specjalistów S3 / Abundance of specialists S3	W=0,87	p=0,0000

WYNIKI

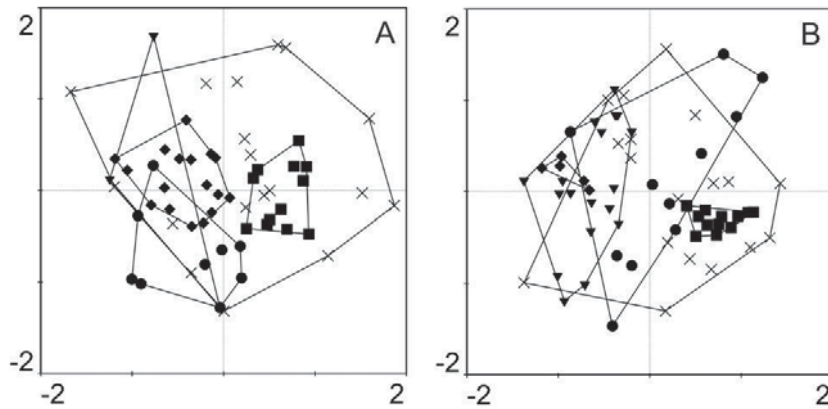
Na badanych powierzchniach Gorczańskiego Parku Narodowego zebrano łącznie 3120 chrząszczy z nadrodziny Curculionoidea należących do 85 gatunków (Aneks). Gatunkiem najliczniej zbieranym na łąkach był *Donus comatus* (505 osobników), natomiast na pastwiskach *Zacladus geranii* (273 osobniki).

Na Ryc. 1.A przedstawiono diagram ordynacyjny niemetrycznego skalowania wielowymiarowego dla zgrupowań ryjkowców o wąskich preferencjach żywieniowych (szerokość niszy 0,5–2). Analiza jest istotna statystycznie, gdyż stres dla dwóch pierwszych osi ordynacyjnych osiąga wartość 0,12. Zgrupowania sklasyfikowano na podstawie przynależności do zgrupowań łąkowych lub pastwiskowych oraz stadium sukcesji, w jakim te zgrupowania się znajdują. Zgrupowania pastwisk użytkowanych posiadają największe zróżnicowanie gatunkowe specjalistów pokarmowych. W tym zbiorze zawierają się wszystkie pozostałe zgrupowania. Wyraźnie oddzielają się zgrupowania łąk użytkowanych oraz nieużytkowanych, co więcej zgrupowania łąk nieużytkowanych posiadają podobny skład gatunkowy do pastwisk pośrednich i późnych stadiów sukcesyjnych, co wskazuje na podobne procesy zachodzące w trakcie sukcesji. Śledząc rozmieszczenie zgrupowań wzdłuż pierwszej osi ordynacyjnej zaznacza się tendencja oddzielania zgrupowań użytkowanych łąk i pastwisk od zgrupowań nieużytkowanych.

Diagram ordynacyjny skalowania wielowymiarowego dla zgrupowań ryjkowców o szerokich preferencjach żywieniowych przedstawiono na Ryc. 1.B. Stres końcowy dla dwóch pierwszych osi ordynacyjnych przyjmuje wartość równą 0,2, co świadczy o istotnym rozkładzie zgrupowań w płaszczyźnie dwuwymiarowej. W większym stopniu niż w przypadku specjalistów pokarmowych następuje nakładanie się zgrupowań w różnych klasach sukcesyjnych. Jedynie łąki użytkowane wyraźnie odróżniają się od pozostałych. Następuje również oddzielenie zgrupowań łąk kośnych wczesno- i późno sukcesyjnych oraz pastwisk użytkowanych i nieużytkowanych. Widać więc wyraźnie, że głównym parametrem różnicującym skład gatunkowy jest stadium sukcesji polany.

Prowadzenie lub brak zabiegu nie wpłynęło na zróżnicowanie parametrów szerokości niszy zgrupowań ryjkowców łąk i pastwisk (Tab. 3). Duże znaczenie ma natomiast stadium sukcesji (Ryc. 2). Kolejne etapy sukcesji zbiorowisk roślinnych prowadziły do zwiększenia szerokości niszy gatunków fitofagów z nimi związanych, a więc do zwiększenia udziału generalistów w ekosystemie w stosunku do specjalistów.

Analiza w oparciu o ogólny model liniowy dla liczebności ryjkowców w czterech klasach preferencji pokarmowych wskazuje, że tylko stadium



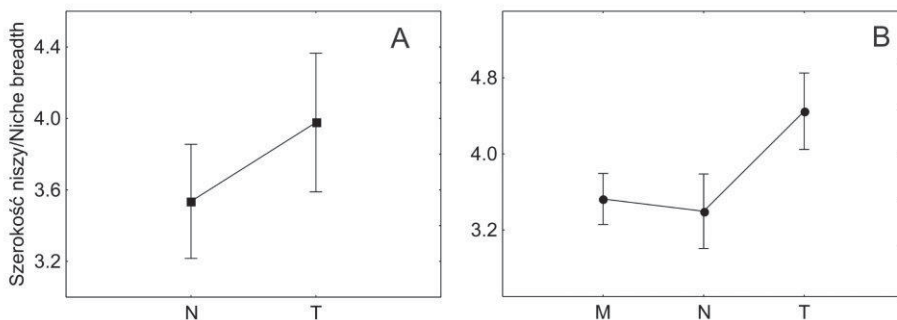
Ryc. 1. Diagram ordynacyjny skalowania wielowymiarowego dla zgrupowań ryjkowców o wąskich (szerokość niszy 0.5–2.5) (A) i szerokich (szerokość niszy 2.5–5.0) (B) preferencjach pokarmowych. Klasyfikacja zgrupowań ze względu na rodzaj prowadzonego zabiegu (koszenie i wypas oraz stadium sukcesji). Oznaczenia: ■ – zgrupowania łąk kośnych, ● – zgrupowania łąk późnej sukcesji, × – zgrupowania pastwisk użytkowanych, ▼ – zgrupowania pastwisk nieużytkowanych, ◆ – zgrupowania pastwisk późnych stadiów sukcesyjnych.

Fig. 1. Diagram of non-metric multidimensional scaling for weevil assemblages with narrow (niche breadth 0.5–2.5) (A) and wide (niche breadth 2.5–5.0) (B) food preferences. The classification used in a respect to management practice and the stage of plant succession. Marks: ■ – assemblages of moved meadows, ● – assemblages of late succession meadows, × – assemblages of managed pastures, ▼ – assemblages of abandoned pastures, ◆ – assemblages of late succession pastures.

Tabela 3. Analiza wariancji dla układów czynnikowych szerokości niszy zgrupowań ryjkowców.

Table 3. Two-way analysis of variance for the abundance parameters of weevil assemblages niche breadth.

	SS	df	MS	F	p
Wyraz wolny / Residual	465,54	1	465,54	1033,43	0,00
Zabieg / Management practice	0,00	1	0,00	0,00	0,99
Sukcesja roślinna / Plant succession	5,73	1	5,73	13,99	0,00
Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	0,02	1	0,02	0,04	0,84
Błąd / Error	22,94	56	0,41		

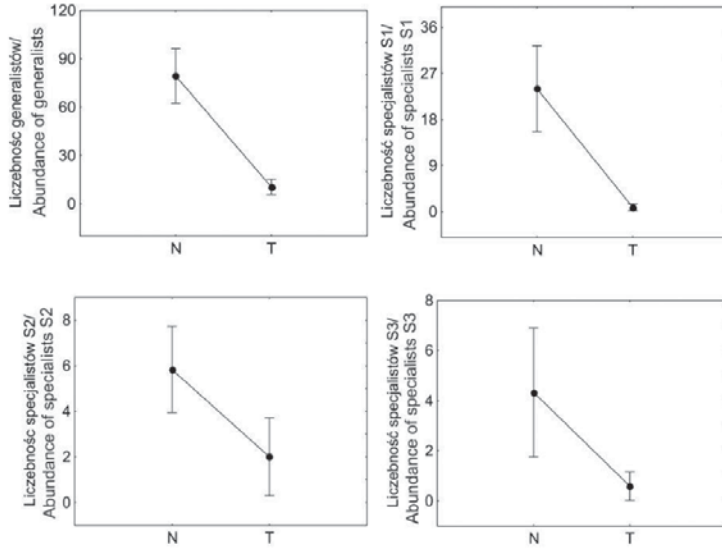


Ryc. 2. Średnia szerokość niszy dla zgrupowań ryjkowców łąk (A) oraz pastwisk (B) w zależności od stadium sukcesyjnego. N – użytkowane, M – nieużytkowane od kilku lat, T – nieużytkowane od kilkunastu lat.

Fig. 2. Mean niche breadth for weevil assemblages of meadow (A) and pastures (B) in a relation to the stage of plant succession. N – managed, M – unmanaged for couple of years, T – unmanaged for several years.

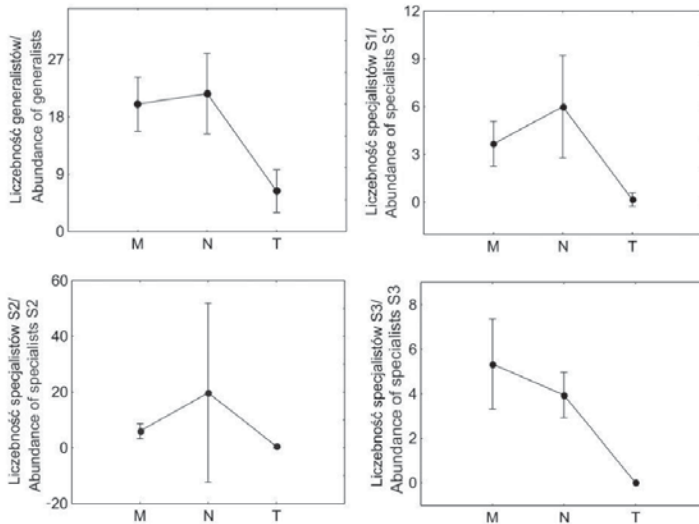
sukcesji jest czynnikiem różnicującym liczebność w zgrupowaniach łąkowych (Tab. 3). We wszystkich kategoriach preferencji zaobserwować można spadek średniej liczebności w zgrupowaniach (Ryc. 3). Jedynie w przypadku specjalistów z gru-

py S2, a więc żywiących się roślinami w obrębie jednego rodzaju, nie zanotowano istotnego statystycznie wpływu żadnego z badanych procesów. Może być to związane z niewielką liczebnością i dużym błędem wynikającym z łowności.



Ryc. 3. Średnia liczebność generalistów i specjalistów pokarmowych w zgrupowaniach ryjkowców łąk w zależności od stadium sukcesji. N – łąki koszone, T – łąki niekoszone od kilkunastu lat.

Fig. 3. Mean abundance of generalist and specialist weevil assemblages in a relation to the stage of meadow succession. N – managed, T – unmanaged for several years.



Ryc. 4. Średnia liczebność generalistów i specjalistów pokarmowych w zgrupowaniach ryjkowców pastwisk w zależności od stadium sukcesji. N – pastwiska wypasane, M – pastwiska niewypasane od kilku lat, T – pastwiska niewypasane od kilkunastu lat.

Fig. 4. Mean abundance of generalists and specialists in weevil assemblages in a relation to the stage of pasture succession. N – grazed, M – ungrazed for couple of years, T – ungrazed for several years.

W przypadku pastwisk analiza ogólnego modelu liniowego wskazuje na podobny rozkład liczebności w czterech klasach preferencji pokarmowych (Tab. 4). We wszystkich klasach tylko sukcesja miała wpływ na zróżnicowanie liczebności danej grupy pokarmowej. Śledząc średnie wartości liczebności we wszystkich kategoriach

preferencji pokarmowej zaobserwowano istotny spadek liczebności na pastwiskach niewypasanych od wielu lat (Ryc. 4). Warto również zaznaczyć, że zgrupowania pastwisk nieużytkowanych od kilku lat posiadają podobną liczebność we wszystkich klasach preferencji jak zgrupowania pastwisk użytkowanych.

Tabela 4. Ogólny model liniowy dla zgrupowań ryjkowców o zróżnicowanych preferencjach pokarmowych na łąkach kośnych.
Table 4. General linear model for the abundance of weevil assemblages food preferences on moving meadows.

	Efekt / Effect	SS	df	MS	F	p
Liczebność generalistów / Abundance of generalists	Wyraz wolny / Residual	8294,4	1	8294,4	74,891	0
	Zabieg / Management practice	16,044	1	16,044	0,145	0,706
	Sukcesja / Succession	1106,286	2	553,143	4,994	0,012
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	12,698	2	6,349	0,057	0,944
	Błąd / Error	3987,111	36	110,753		
Liczebność specjalistów S1 / Abundance of specialists S1	Wyraz wolny / Residual	348,1	1	348,1	14,805	0
	Zabieg / Management practice	1,3444	1	1,3444	0,057	0,812
	Sukcesja / Succession	161	2	80,5	3,424	0,044
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	0,4603	2	0,2302	0,01	0,99
	Błąd / Error	846,4444	36	23,5123		
Liczebność specjalistów S2 / Abundance of specialists S2	Wyraz wolny / Residual	2485,88	1	2485,878	1,337	0,255
	Zabieg / Management practice	1020,1	1	1020,1	0,549	0,464
	Sukcesja / Succession	2497,79	2	1248,897	0,672	0,517
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	2459	2	1229,5	0,661	0,522
	Błąd / Error	66934,44	36	1859,29		
Liczebność specjalistów S3 / Abundance of specialists S3	Wyraz wolny / Residual	309,8778	1	309,8778	33,737	0
	Zabieg / Management practice	8,1	1	8,1	0,882	0,354
	Sukcesja / Succession	128,0317	2	64,0159	6,969	0,003
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	2,9206	2	1,4603	0,159	0,854
	Błąd / Error	330,6667	36	9,1852		

Tabela 5. Ogólny model liniowy dla układów czynników środowiskowych oraz liczebności w czterech grupach preferencji pokarmowych ryjkowców na pastwiskach.

Table 5. General linear model for the environmental variables and abundance of weevil assemblages food preferences on pastures.

	Efekt / Effect	SS	df	MS	F	p
Liczebność generalistów / Abundance of generalists	Wyraz wolny / Residual	48330,38	1	48330,38	125,61	0,00
	Zabieg / Management practice	570,37	1	570,37	1,48	0,24
	Sukcesja / Succession	28497,04	1	28497,04	74,06	0,00
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	210,04	1	210,04	0,55	0,47
	Błąd / Error	7695,17	20	384,76		
Liczebność specjalistów S1 / Abundance of specialists S1	Wyraz wolny / Residual	3700,167	1	3700,17	38,56	0,00
	Zabieg / Management practice	6	1	6,00	0,06	0,81
	Sukcesja / Succession	3220,167	1	3220,17	33,56	0,00
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	2,667	1	2,67	0,03	0,87
	Błąd / Error	1919	20	95,95		
Liczebność specjalistów S2 / Abundance of specialists S2	Wyraz wolny / Residual	368,1667	1	368,17	41,60	0,00
	Zabieg / Management practice	0	1	0,00	0,00	1,00
	Sukcesja / Succession	88,1667	1	88,17	9,96	0,00
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	0,6667	1	0,67	0,08	0,79
	Błąd / Error	177	20	8,85		
Liczebność specjalistów S3 / Abundance of specialists S3	Wyraz wolny / Residual	145,0417	1	145,04	16,07	0,00
	Zabieg / Management practice	7,0417	1	7,04	0,78	0,39
	Sukcesja / Succession	84,375	1	84,38	9,35	0,01
	Zabieg*Sukcesja / Management*Succession	2,0417	1	2,04	0,23	0,64
	Błąd / Error	180,5	20	9,03		

DYSKUSJA

Badania miały na celu wykazanie, czy zabiegi związane z koszeniem i wypasem wpływają na preferencje pokarmowe zgrupowań chrząszczy roślinożernych z nadrodziny Curculionoidea. Jeżeli obszar jest silnie zaburzony, zwiększa się proporcja generalistów środowiskowych optymalizujących

swoją plastyczność w trudnych warunkach środowiska (Skalski, Pośpiech 2006). W przypadku roślinożerców jednym z podstawowych czynników, które decydują o ich rozmieszczeniu jest skład gatunkowy ich roślin pokarmowych. Można więc powiedzieć, że w środowiskach mało stabilnych, gdzie pod wpływem koszenia lub wypasu pewne gatunki roślin mogą szybko zaniknąć, lepiej jest być genera-

listą pokarmowym, gdyż nawet brak preferowanej rośliny można zastąpić innymi gatunkami roślin (Brown, Southwood 1983; Brown, Hyman 1986; Zahn *et al.* 2010). Niniejsze badania wskazują, że zabieg nie wpływa zarówno na szerokość nisz, jak i na skład gatunkowy zgrupowań ryjkowców o zróżnicowanych preferencjach pokarmowych.

Gdyby sam zabieg wpływał negatywnie na populację ryjkowców, powinniśmy spodziewać się wzrostu generalistów pokarmowych i szerszej niszy pokarmowej w zgrupowaniach, gdzie występował zabieg. Przeprowadzone badania wskazują, że koszenie lub wypas nie prowadzi do degradacji środowiska i tworzenia zgrupowań generalistów środowiskowych. Wprawdzie na obszarach użytkowanych zanotowano istotnie statystycznie większą liczebność generalistów pokarmowych niż na obszarach późnosukcesyjnych (Ryc. 3, 4), jednak wynika to raczej z obniżenia ogólnego zagęszczenia ryjkowców w borówczyskach niż z prowadzonego zabiegu na polanach. Wiele badań wskazuje na to, że same zabiegi utrzymujące łąki i pastwiska w dynamicznej równowadze przyczyniają się do wzrostu ogólnej różnorodności, w tym również gatunków specjalistów związanych z danym gatunkiem rośliny (Gibson 1992; Carson, Root 1999; Kruess, Tschandtke 2002).

W jaki sposób można wytłumaczyć fakt, że usuwanie roślin pokarmowych poprzez zgryzanie lub koszenie, a więc obniżanie zasobności środowiska wpływa pozytywnie na liczebność owadów roślinożernych we wszystkich kategoriach preferencji pokarmowych? Kluczem do rozwiązania jest system obrony roślin przed atakami roślinożerców. Każda roślina posiada olbrzymi arsenał substancji obronnych przeciw roślinożercom (Bernays, Chapman 1994). W momencie ataku roślina zwiększa produkcję wtórnych metabolitów, kontrolując w ten sposób liczebność populacji roślinożerców (Ehrlich, Raven 1964; Bernays 2001). W warunkach, gdzie występuje zaburzenie środowiska (zgryzanie lub koszenie) wiele roślin traci naturalną odporność przed atakami roślinożerców (Arndt 1970), a więc stres, jakim poddawane są rośliny, może stanowić klucz do zwiększenia liczebności i różnorodności na powierzchni.

Dlaczego w toku sukcesji polan reglowych obniża się ogólna liczebność zarówno generalistów pokarmowych jak i specjalistów, a także zwiększa się nisza pokarmowa zgrupowań? Dodatkowym

efektem związanym z brakiem wypasu czy wykaszania są zmiany żyzności podłoża (Heydemann *et al.* 1998; Di Giulio *et al.* 2001). Na terenach, gdzie występuje sukcesja, a jednocześnie podstawowe makroelementy, jak węgiel czy azot, związane są w martwych tkankach roślin i nie wracają do ekosystemu, następuje zubożenie takiego ekosystemu w substancje odżywcze i energetyczne. W eksperymentach na łąkach, gdzie w sposób kontrolowany nawożono glebę, zaobserwowano istotną zmianę składu tkanek roślinnych, zwłaszcza aminokwasów, co skutkowało zwiększeniem różnorodności zarówno roślinożerców (Braun, Flückinger 1985), ale również innych grup systematycznych (Pietraszko, De Clercq 1982). Czynnikiem decydującym o parametrach pokarmowych na łąkach i pastwiskach jest nie sam zabieg, lecz sukcesja i powiązane z nią obniżenie pojemności środowiska, związanej z brakiem substancji odżywczych w ekosystemie. Chcąc więc chronić skutecznie różnorodność biologiczną należy prowadzić kulturowy wypas i koszenie powiązane z regularnym nawożeniem.

PODZIĘKOWANIA

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

PIŚMIENNICTWO

- Armatys P., Loch J., Ruciński M. 2010. Przyroda Gorczańskich Polan. Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka.
- Arndt U. 1970. Konzentrationsänderungen bei freien Aminosäuren in Pflanzen unter dem Einfluss von Fluorwasserstoff und Schwefeldioxid. Staub-Reinhold. Luft 30: 256–259.
- Bernays E.A. 2001. Neural limitations in phytophagous insects: Implications for Diet Breadth and Evolution of Host Affiliation. Annual Reviews Entomology 46: 703–27.
- Bernays E.A., Chapman R.F. 1994. Host-plant selection by phytophagous insects. Chapman & Hall, New York.
- Braun S., Flückiger W. 1985. Increased population of the aphid *Aphis-pomi* at a motorway. The effect of exhaust-gases. Environmental Pollution, Ser. A 39,2: 183–192.

- Brown V.K. 1985. Insect herbivores and plant succession. *Oikos* 44: 17–22.
- Brown V.K., Hyman P.S. 1986. Successional communities of plants and phytophagous Coleoptera. *Journal of Ecology* 74: 963–975.
- Brown V.K., Southwood T.R.E. 1983. Trophic diversity, niche breadth and generation times of exopterygote insects in a secondary succession. *Oecologia* 56: 220–225.
- Carson W.T., Root R.B. 1999. Top-down effects of insect herbivores during early succession: influence on biomass and plant dominance. *Oecologia* 121: 260–272.
- Di Giulio M., Edwards P.J., Meister E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310–319.
- Ehrlich P.R., Raven P.H. 1964. Butterflies and plants: a study of coevolution. *Evolution* 18: 586–608.
- Gibson C.W.D., Brown V.K. 1992. Grazing and vegetation change: deflected or modified succession? *Journal of Applied Ecology* 29: 120–131.
- Heydemann B., Hofmann W., Irmeler U. 1998. Der Einfluss der Beweidung auf die Wirbellosenfauna im Grünland. Supplement zu Faunistisch-ökologische Mitteilungen 24: 45–71.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A. 1967. Zespoły roślinne Gorców. I. Naturalne i na wpół naturalne zespoły nieleśne. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 13,2: 167–316.
- Kruess A., Tschardt T. 2002. Contrasting responses of plants and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106: 293–302.
- Leps J., Šmilauer P. 2005. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. University Press, Cambridge.
- Michalik S. 1989. Gorce. *Wiedza Powszechna, Warszawa*.
- 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.
- Pietraszko R., de Clercq R. 1982. Influence of organic matter on epigeic arthropods. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen Rijksuniversiteit Gent* 47,2: 721–728.
- Ribera I., Dolédec S., Downie I.S., Foster G.N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82,4: 1112–1129.
- Skalski, T. Pospiech N. 2006. Factors influencing earthworm communities in post-industrial areas of Krakow Soda Works. *European Journal of Soil Biology* 42,4: 191–199.
- Stan Karpat. 2001. Raport opracowany w ramach Inicjatywy Ekoregionu Karpackiego. WWF.
- ter Braak C.J.F., Šmilauer P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Tomasiewicz J. 1992. *Toponomastyka Gorców. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 11: 119–140.
- 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

The influence of active protection on food selectivity of mountain meadow weevil assemblages (Coleoptera: Curculionoidea) in the Gorce National Park was investigated. We hypothesised that management practice (mowing and grazing) should change the host preferences of herbivorous beetles.

The study was carried out in 2009 and 2010 in the Gorce National Park (Western Beskidy Mts, Carpathians) in four mountain meadows in eleven plant communities varying in the management practice (grazing and mowing) and the time of abandonment (managed – unmanaged for several years) (Tab. 1). In each plant community, three replicates of managed and unmanaged (control) plots were established. Weevils were collected using the pitfall traps (five traps per each plot) and the entomological vacuum. Fifteen samples from each of 66 sample plots were collected during two years. Two-way analysis of variance and general linear modeling were applied to test the effect of management and succession on host specificity of weevils parameters. The normality of data, previously tested by Shapiro-Wilk test (Tab. 2). Non-metric multidimensional scaling for the distribution of weevil food specialists and generalists in the management and succession classes was performed.

In total, 85 weevil species have been found on studied meadow and pasture plots (Aneks). Non-metric multidimensional scaling showed similar pattern of assemblages distribution among species generalist

and specialists (Fig. 1), clearly dividing assemblages of managed meadows from the rest of assemblages. Mean niche breadth of weevil assemblages was significantly related only to the succession (Tab. 3), increasing on abandoned plots (Fig. 2). General linear modeling indicated that only successional stage effectively influenced on weevil abundance in four groups of the host specificity (generalists and specialists) (Tab. 4, 5). With increasing time since abandonment the abundance of the generalists and specialists

significantly decreased on meadows (Fig. 3) and on pastures (Fig. 4). Although mowing and grazing have been regarded as a disturbance for insect communities due to direct mortality and food elimination, the management practices have no significant effect on food selectivity of weevil assemblages. Succession process, significantly increasing the niche breadth and decreasing the abundance of species generalists and specialists seems to be very important threat for mountain grasslands biodiversity.

Aneks. Wykaz gatunków ryjkowców Curculionoidea zebranych w latach 2009–2010 podczas badań na powierzchniach monitoringowych ekosystemów nieleśnych w Gorczańskim Parku Narodowym.

Annex. The list of weevil species Curculionoidea collected in the period 2009–2010 on non-forest ecosystem monitoring plots in the area of the Gorce National Park.

Gatunek / Species	Skrót / Abbreviation	Specjalizacja pokarmowa / Food specialization	Szerokość niszy / Niche breadth	Łąki / Meadows	Pastwiska / Pastures
<i>Acalles camelus</i> (Fabricius, 1792)	Ac_ca	G	5,00	0	1
<i>Alophus carpathicus</i> Reitter, 1901	Al._car	S1	0,50	4	0
<i>Alophus triguttatus</i> (Fabricius, 1775)	Al._trig	G	3,00	3	1
<i>Alophus weberi</i> Penecke, 1901	Al._we	S2	1,50	19	70
<i>Anthonomus rubi</i> (Herbst, 1795)	An_rub	S3	2,50	6	17
<i>Apion rubens</i> Stephens, 1839	Ap_rub	S1	0,50	0	1
<i>Apion rubiginosum</i> Grill, 1893	Ap_ru	S1	0,50	0	3
<i>Barynotus obscurus</i> (Fabricius, 1775)	Ba_ob	G	5,00	13	170
<i>Betulapion simile</i> (Kirby, 1811)	Tric_si	S1	0,50	15	6
<i>Bryodaemon boroveci</i> Podlussány, 1998	Bry_bor	G	5,00	2	17
<i>Ceutorhynchus cochleariae</i> (Gyllenhal, 1813)	Ce_coch	S3	2,50	3	2
<i>Cyanapion spencii</i> (Kirby, 1808)	Cy_spe	S2	1,50	0	1
<i>Deporaus betulae</i> (Linnaeus, 1758)	Dep	G	3,00	17	10
<i>Dodecastichus inflatus</i> (Gyllenhal, 1834)	Ot_infl	G	5,00	1	4
<i>Donus comatus</i> (Boheman, 1842)	Do_com	G	5,00	505	93
<i>Donus intermedius</i> (Boheman, 1842)	Do_inter	G	5,00	2	1
<i>Donus ovalis</i> (Boheman, 1842)	Do_ova	G	5,00	46	33
<i>Donus velutinus</i> (Boheman, 1842)	Do_vel	G	5,00	16	38

<i>Donus viennensis</i> (Herbst, 1795)	Do_vie	G	5,00	1	1
<i>Donus zoilus</i> (Scopoli, 1763)	Hy_zo	S3	2,50	1	7
<i>Glocianus punctiger</i> (C.R. Sahlberg, 1835)	Glo_pun	S1	0,50	2	3
<i>Grypus equiseti</i> (Fabricius, 1775)	Gryp	S2	1,00	0	5
<i>Hylobius excavatus</i> (Laicharting, 1781)	Hyl_pi	S2	1,00	0	2
<i>Hylobius pinastri</i> (Gyllenhal, 1813)	Hyl_pi	S3	2,00	0	2
<i>Hypera arator</i> (Linnaeus, 1758)	Hy_ar	S3	2,50	0	33
<i>Hypera diversipunctata</i> (Schrank, 1798)	Hy_div	S3	2,50	2	35
<i>Hypera nigrirostris</i> (Fabricius, 1775)	Hy_ni	S3	2,50	0	1
<i>Hypera miles</i> Paykull, 1792	Hy_su	S3	2,50	1	9
<i>Hypera pollux</i> (Fabricius, 1801)	Hy_ad	G	5,00	2	1
<i>Ischnopterapion virens</i> (Herbst, 1797)	Ich_vir	S2	1,50	0	3
<i>Ischnopterapion loti</i> (Kirby, 1808)	Isch_lo	S2	1,00	0	4
<i>Larinus planus</i> (Fabricius, 1792)	Lar_pl	S3	2,00	0	1
<i>Leiosoma cribrum</i> (Gyllenhal, 1834)	Le_cri	S2	1,00	0	4
<i>Leiosoma deflexum</i> (Panzer, 1795)	Leio_de	S3	2,00	14	17
<i>Liophloeus lentus</i> Germar, 1824	Lio_len	S1	0,50	166	21
<i>Liophloeus tessulatus</i> (P.W. Müller, 1776)	Lio_tes	G	5,00	1	2
<i>Liparus glabrirostris</i> (Küster, 1849)	Lip_gla	G	5,00	15	2
<i>Miarus abnormis</i> F. Solari, 1947	Mia_ab	G	5,00	3	32
<i>Micrelus ericae</i> (Gyllenhal, 1813)	Mic_eric	S3	2,00	0	1
<i>Microplontus triangulum</i> (Boheman, 1845)	Mic_tria	S1	0,50	2	0
<i>Notaris acridulus</i> (Linnaeus, 1758)	No_ac	S1	0,50	93	43
<i>Notaris aterrima</i> (Hampe, 1850)	Not_ate	G	5,00	4	23
<i>Otiorhynchus coecus</i> Germar, 1824	Ot_coe	G	5,00	7	5
<i>Otiorhynchus corvus</i> Boheman, 1843	Ot_corv	G	5,00	5	0
<i>Otiorhynchus equestris</i> (Richter, 1820)	Ot_equ	G	5,00	27	9
<i>Otiorhynchus kollari</i> Gyllenhal, 1834	Ot_kol	G	5,00	4	10
<i>Otiorhynchus lepidopterus</i> (Fabricius, 1794)	Ot_lep	G	5,00	8	8
<i>Otiorhynchus morio</i> (Fabricius, 1781)	Ot_mo	G	5,00	23	22
<i>Otiorhynchus nodosus</i> (P.W. Müller, 1764)	Ot_no	G	5,00	7	14
<i>Otiorhynchus rugosus krattereri</i> Boheman, 1843	Ot_rug	G	5,00	35	53
<i>Otiorhynchus scaber</i> (Linnaeus, 1758)	Ot_sca	G	5,00	6	69

<i>Otiorhynchus tenebricosus</i> (Herbst, 1874)	Ot_fus	G	5,00	25	6
<i>Oxystoma cerdo</i> (Gerstaecker, 1854)	Ox_cerd	S2	1,00	0	4
<i>Oxystoma subulatum</i> (Kirby, 1808)	Ox_sub	S3	2,00	0	7
<i>Pelenomus comari</i> (Herbst, 1795)	Pe_com	G	5,00	0	2
<i>Perapion curtirostre</i> (Germar, 1817)	Per_cur	S2	1,50	3	3
<i>Perapion marchicum</i> (Herbst, 1797)	Per_mar	S1	0,50	0	2
<i>Perapion violaceum</i> (Kirby, 1808)	Per_vio	S2	1,50	10	14
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758).	Phy_arg	G	4,00	0	1
<i>Phyllobius glaucus</i> (Scopoli 1763)	Phy_cal	G	5,00	0	3
<i>Phyllobius maculicornis</i> Germar, 1824	Phy_ma	G	5,00	1	1
<i>Plinthus sturmi</i> (Westhoff, 1882)	Pl_stu	G	4,00	161	96
<i>Plinthus tischeri</i> Germar, 1824	Pli_tis	S2	2,00	56	69
<i>Protapion apricans</i> Herbst, 1797	Prot_ap	S2	1,00	0	1
<i>Protapion assimile</i> Kirby, 1808	Pro_ass	S2	1,50	0	1
<i>Protapion gracilipes</i> Dietrich, 1857	Pro_gra	S1	0,50	0	32
<i>Rhinocyllus conicus</i> (Frölich, 1792)	Rhin_co	S3	2,50	0	1
<i>Rhinomias forticornis</i> (Boheman, 1843)	Rhin_fo	G	5,00	0	3
<i>Rhinoncus castor</i> (Fabricius, 1792b)	Rhin_ca	S1	0,50	0	2
<i>Rhinoncus pericarpus</i> (Linnaeus, 1758)	Rhin_pe	S2	1,50	1	6
<i>Sciaphilus asperatus</i> (Bonsdorff, 1785)	Sciap	G	4,00	39	33
<i>Scleropteridius fallax</i> (Otto, 1897)	Rutid	S1	0,50	16	62
<i>Scleropterus serratus</i> (Germar, 1824)	Sclero	S3	2,50	27	4
<i>Sitona cylindricollis</i> (Fahraeus, 1840b)	Sit_cy	S2	1,00	0	7
<i>Sitona lepidus</i> Gyllenhal, 1834	Sit_le	S3	2,00	0	5
<i>Sitona lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Sit_line	S3	2,50	3	0
<i>Sitona puncticollis</i> Stephens, 1831	Sit_punc	S3	2,50	0	7
<i>Sitona sulcifrons</i> (Thunberg, 1798)	Sit_sulc	S3	2,50	1	5
<i>Sitona suturalis</i> Stephens, 1831	Sit_sutu	S3	2,00	1	13
<i>Strophosoma melanogrammum</i> (Forster)	Stroph	G	5,00	4	6
<i>Trachyphloeus aristatus</i> (Gyllenhal, 1827)	Tra_ari	G	4,00	2	1

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 mietlicowo-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 mietlicowo-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 mietlicowo-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 mietlicowo-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.

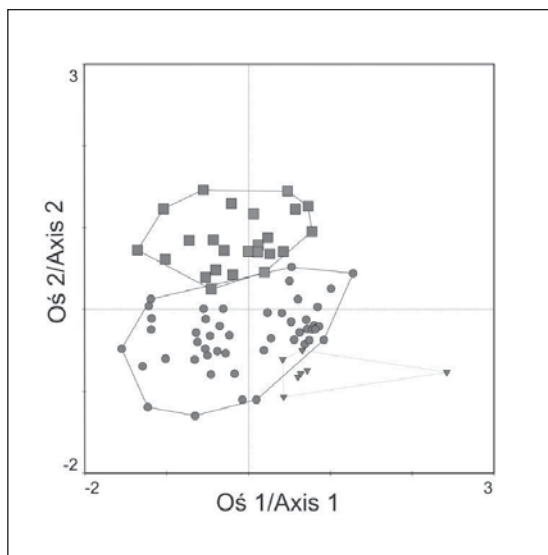
Ponieważ rozkład badanych parametrów zgrupowań nie posiadał cech rozkładu normalnego, zastosowano ogólny model liniowy (GLM) z pakietu Statistica dla Windows v. 9.0.

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-

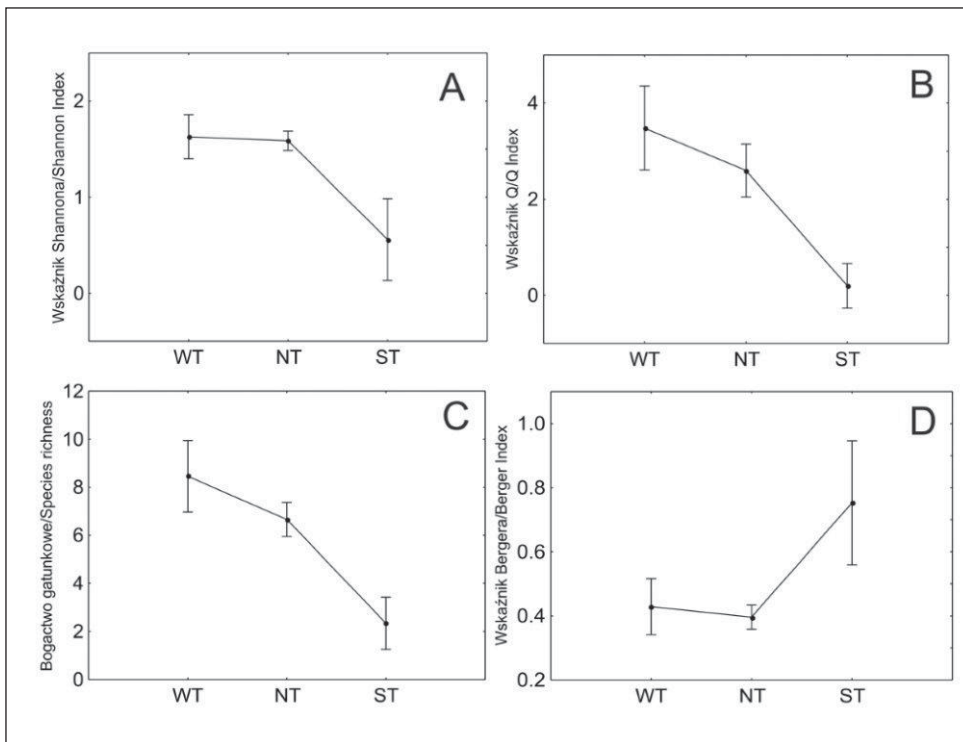
Tabela 2. Podsumowanie analizy ogólnego modelu liniowego dla parametrów zgrupowań ryjkowców łąk górskich w gradiencie prowadzonego zabiegu oraz sukcesji roślinnej. S – sukcesja, Z – zabieg.

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-mietliczowe, 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 myrtillus* 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. Przyczyną 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 (Curculionidae) 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 gorczańskich polan. [W:] W. Różański, P. Czarnota, M. Stefanik, J. Tomasiewicz (red.) *Gorczański Park Narodowy. 25 lat ochrony dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego*: 100–105. Gorczański 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 Agrarsoziologie* 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 Gorczańskim 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 Gorczańskim 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 Gorczańskiego Parku Narodowego. Operat ochrony polan reglaowych Gorczańskiego 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.

Zgrupowania jętek (Ephemeroptera) w górnej części zlewni Koniny w Gorczańskim Parku Narodowym (Karpaty Zachodnie)

Mayfly assemblages (Ephemeroptera) in the upper part of Konina stream catchment in the Gorce National Park (Western Carpathians, Poland)

Małgorzata Kłonowska-Olejek¹, Tomasz Stoch², Tomasz Skalski³

Abstract: Species diversity and mayfly (Ephemeroptera) assemblages structure were investigated in the Konina catchment (Gorce National Park). The influence of selected physicochemical and geomorphological parameters on the distribution and species diversity of these insects in Western Carpathian mountain stream was analyzed. Mayfly assemblages consisted of 25 species, with dominating: *Baetis alpinus*, *Habroleptoides confusa*, *Baetis muticus* and *Baetis rhodani*. Forward selection of canonical correspondence analysis revealed that the most important factor responsible for the species distribution was the altitude (84% of species variation). The other factors which also significantly described mayflies assemblages were: the water depth, the distance from source, the degree of habitat changes (HMS) and the water temperature.

Key words: insect diversity, insect ecology, mayfly fauna, macrobenthos, nature conservation, hydrobiology, RHS index, HQA index

¹ Friedleina 33/19, PL-30-009 Kraków, e-mail: uxklonow@cyf-kr.edu.pl

² Gubałówka 211, PL-34-500 Zakopane, e-mail: tomasz.stoch@gmail.com

³ Zakład Entomologii, Instytut Zoologii, Uniwersytet Jagielloński, ul. Gronostajowa 9, PL-30-387 Kraków, e-mail: tomasz.skalski@uj.edu.pl

WSTĘP

W wodach płynących żyje wiele grup makrobezkręgowców wodnych, związanych przede wszystkim z dnem cieków i tworzących zespół zwany bentosem. Jego skład taksonomiczny i liczebność odzwierciedlają stan środowiska i z tej przyczyny organizmy te są wykorzystywane w monitoringu jakości ekosystemów wodnych. Jedną z głównych grup bentosu są jętki (Ephemeroptera), a właściwie ich postacie larwalne. Stadium larwalne dominuje w całym cyklu życiowym tych zwierząt. Osobniki skrzydlate (imagines) po opuszczeniu środowiska wodnego żyją stosunkowo krótko; w zależności od

gatunku od kilku godzin do kilku tygodni. Jako grupa są wrażliwe na różnego rodzaju zanieczyszczenia wody oraz zaburzenia środowiska, zarówno naturalne jak i antropogeniczne, dlatego też są często wykorzystywane jako organizmy wskaźnikowe do oceny stanu ekologicznego cieków (Rosenberg, Resh 1993; Brittain, Sartori 2003).

Wody płynące, mając bezpośredni kontakt z ekosystemami lądowymi są z nimi ściśle związane i wiele cech otaczającego środowiska wpływa na czynniki fizyko-chemiczne płynącej wody oraz na jej parametry hydrogeomorfologiczne (Vannote *et al.* 1980). Według Statznera (1987) najistotniejszymi czynnikami wpływającymi na ekosy-

stemy lotyczne są: temperatura wody, parametry hydrauliczne i charakter podłoża, nasłonecznienie, nutrienty, allochtoniczna materia organiczna. Duża część czynników fizycznych i chemicznych jest ze sobą skorelowanych, dlatego trudno określić wpływ pojedynczej cechy środowiska na zgrupowania makrofauny wodnej. Ostatnio coraz częściej wskazuje się na wspólne oddziaływanie wielu parametrów jednocześnie (Fausch *et al.* 2010; Ormerod *et al.* 2010). Dlatego prowadząc badania w zlewni Koniny nie ograniczono się tylko do określenia wartości wybranych parametrów abiotycznych cieków, ale przeprowadzono również ocenę hydromorfologiczną metodą River Habitat Survey (RHS), zalecaną przez Europejski Komitet Normalizacyjny jako standardu badań na potrzeby realizacji zadań i celów Ramowej Dyrektywy Wodnej (Furse *et al.* 2006).

MATERIAŁY I METODY

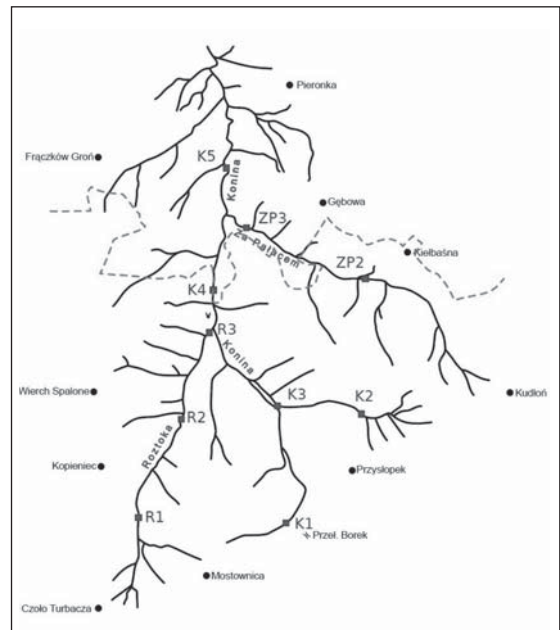
LOKALIZACJA I OPIS STANOWISK

Badania zostały przeprowadzone w potoku Konina wraz z jego dopływami: potokiem Roztoka oraz potokiem Za Palacem. Próby hydrobiologiczne pobrano z dziesięciu stanowisk (Ryc. 1). Siedem z nich wyznaczono w obrębie Gorczańskiego Parku Narodowego, oraz trzy poza granicami, z czego dwa w bliskim jego sąsiedztwie. Trzy stanowiska znajdowały się w potoku Roztoka, dwa w potoku Za Palacem, pozostałe w potoku Konina. Zlewnia Roztoki ma powierzchnię 351,49 ha, potoku Za Palacem – 344,79 ha, natomiast Koniny w granicach GPN – 644,89 ha (Różański 2006). Powierzchnia zlewni ponad najniższym położonym stanowiskiem wynosiła w przybliżeniu 1341,17 ha. Potok Konina ma długość 11 km i jest prawobrzeżnym dopływem Porębianki, zasilającej ostatecznie Rabę. W granicach Gorczańskiego Parku Narodowego obszar zlewni jest niemal całkowicie zalesiony i obejmuje regiel dolny z zespołem buczyny karpackiej (*Dentario glandulosae-Fagetum*). Jedynie najwyższe położone odcinki źródliskowe sięgają piętra regla górnego. Tuż za granicą Parku Narodowego potok płynie wśród ekstensywnie użytkowanych łąk i pastwisk oraz rozproszonych zabudowań. W tym środowisku zlokalizowano trzy stanowiska (K4, K5 i ZP3), pozostałe zlokalizowane są w lasach.

METODY POBORU PRÓB

Próby makrofauny bentosowej pobierano czterokrotnie (XII 2008, V 2009, VII 2009 i IX 2009) za pomocą czerpacza dna o wymiarach 25 cm × 25 cm i siatce o oczkach 0,5 mm. Każdorazowo pobierano 2 próby, z których każda odpowiadała 5 powierzchniom czerpacza dna. Zebrany materiał konserwowano 4% roztworem formaliny. Równolegle pobrano próbki wody do analiz fizyko-chemicznych. Pomiarów temperatury wody, odczynu pH, przewodnictwa i stężenia tlenu rozpuszczonego dokonywano w terenie przy użyciu konduktometru HANNA, typ HI991301 oraz sondy tlenowej HANNA, typ HI9143. Twardość ogólną, stężenie jonów: azotynowego, azotanowego, fosforanowego i amonowego określano w laboratorium za pomocą fotometru SLANDI LF205.

Zebrany materiał przesortowano w laboratorium, larwy jętek oznaczono do gatunku na podstawie opracowań: Müller-Liebenau (1969), Sowa (1971, 1973), Sowa i Soldán (1986), Kłonowska *et*



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych w zlewni potoku Konina. Oznaczenia: - - - granica Gorczyńskiego Parku Narodowego, ■ – miejsce poboru prób, ● – szczyt.

Fig. 1. Distribution of sample localities in the Konina stream catchment. Marks: - - - the border of the Gorczyński National Park, ■ – sample localities, ● – the hill.

al. (1987), Sowa i Degrange (1987), Studemann *et al.* (1992) oraz Bauernfeind i Humpesch (2001). Liczebność gatunków podano w przeliczeniu na 1m² powierzchni dna.

Hydromorfologiczną ocenę stanowisk wykonano metodą RHS w lipcu 2009 roku, a zebrane dane wykorzystano do obliczenia wskaźnika przekształcenia siedliska HMS (Habitat Modification Score) oraz wskaźnika naturalności siedliska HQA (Habitat Quality Assessment). Pierwszy z nich określa zakres zmian antropogenicznych w środowisku cieków, drugi zaś naturalność doliny rzecznej (Szoszkiewicz i in. 2007). Do obliczeń wykorzystano arkusz Microsoft Access RAPID (<http://www.ceh.ac.uk/products/software/RAPID.html>).

OPRACOWANIE STATYSTYCZNE WYNIKÓW

W celu określenia relacji pomiędzy parametrami struktury zgrupowań larw jętek, a czynnikami fizykochemicznymi i abiotycznymi zastosowano kanoniczną analizę korespondencji (CCA). Aby zbadać wpływ poszczególnych parametrów środowiskowych na różnorodność zgrupowań zastosowano kanoniczną analizę korespondencji z metodą selekcji postępującej (pCCA) (ter Braak, Prentice 2004). Istotność statystyczną danej zmiennej środowiskowej określano przy pomocy testu Monte Carlo. W przypadku rozkładu wskaźników różnorodności gatunkowej zastosowano metodę ordynacyjną, zakładającą liniowy charakter zależności pomiędzy zmiennymi zależnymi i niezależnymi. W tym celu użyto analizy redundancji (ter Braak, Prentice 2004), a istotność statystyczną obliczano przy użyciu testu permutacji Monte Carlo. Wszystkie analizy wykonywano posługując się pakietem CANOCO (ter Braak, Šmilauer, 2003).

WYNIKI

PARAMETRY FIZYKO-CHEMICZNE

Wyniki pomiarów wybranych parametrów fizyko-chemicznych przedstawia Tab. 1. Najwyższą średnią temperaturę wody (12,7°C) zanotowano na stanowisku znajdującym się najniżej (K5), najniższą (7,7°C) na stanowisku R1. Temperatura nieznacznie rosła wraz ze spadkiem wysokości. Stężenie jonów wodorowych nie ulegało dużym wahaniom. Najniższe średnie pH zmierzono na stanowisku K1 (6,32), najwyższe – na stanowisku

R3 (7,9). Średnie stężenie tlenu było wysokie na wszystkich stanowiskach. Najwyższe występowało na stanowisku R3 (93,45%), najniższe – na stanowisku K1 (75,85%).

Przewodnictwo wody w każdym ze stanowisk było niskie, w zakresie od 0,1 do 0,15 mS cm⁻¹. Twardość ogólna (CaCO₃, mg dm⁻³) na poszczególnych stanowiskach nie różniła się istotnie. Stężenie azotanów (N-NO₃, mg dm⁻³) było niskie we wszystkich stanowiskach; najmniejszą wartość zanotowano na stanowisku ZP3 (0,75 mg/dm³), najwyższą na stanowisku R1 (1,23 mg/dm³). Podobnie niskie było stężenie azotynów (N-NO₂, mg dm⁻³) i fosforanów. Największą koncentrację fosforanów stwierdzono na stanowiskach K1 i R1 (0,7 P-PO₄, mg dm⁻³). Koncentracja azotu amonowego na stanowiskach osiągała również niskie wartości, w zakresie 0,2–0,3 N-NH₄, mg dm⁻³.

RHS

Wartości współczynników oceny hydromorfologicznej RHS różniły się na poszczególnych stanowiskach (Tab. 1). Najwyższy współczynnik naturalności siedliska (HQA) posiadało stanowisko K2 (76). Bardzo wysokie wartości zaobserwowano również na stanowiskach R2 (75), K1 (74) i R1 (72). Najniższą wartość HQA stwierdzono na stanowisku K5 (49). Współczynnik przekształcenia siedliska miał najwyższą wartość na stanowisku R3 (31), a najniższą na stanowiskach K1 i R1.

LICZBA GATUNKÓW, ZAGĘSZCZENIE I STRUKTURA DOMINACJI W ZGRUPOWANIACH JĘTEK

W badanej zlewni potoku Konina stwierdzono występowanie 25 gatunków jętek. Najbogatsze były stanowiska K4 i ZP2, na których stwierdzono 21 taksonów. Najmniej gatunków odnaleziono na stanowiskach K1 oraz K2 (11 taksonów) (Tab. 2). Średnie zagęszczenie larw jętek w zlewni potoku Konina wynosiło 1761,6 osobników/m². Największe zagęszczenie stwierdzono na stanowiskach K5 i ZP3 (odpowiednio 2805,3 osobników/m² i 2656 osobników/m²), najmniejsze – na stanowiskach K1 i K2 (702,7 i 701,3 osobników/m²) (Tab. 2).

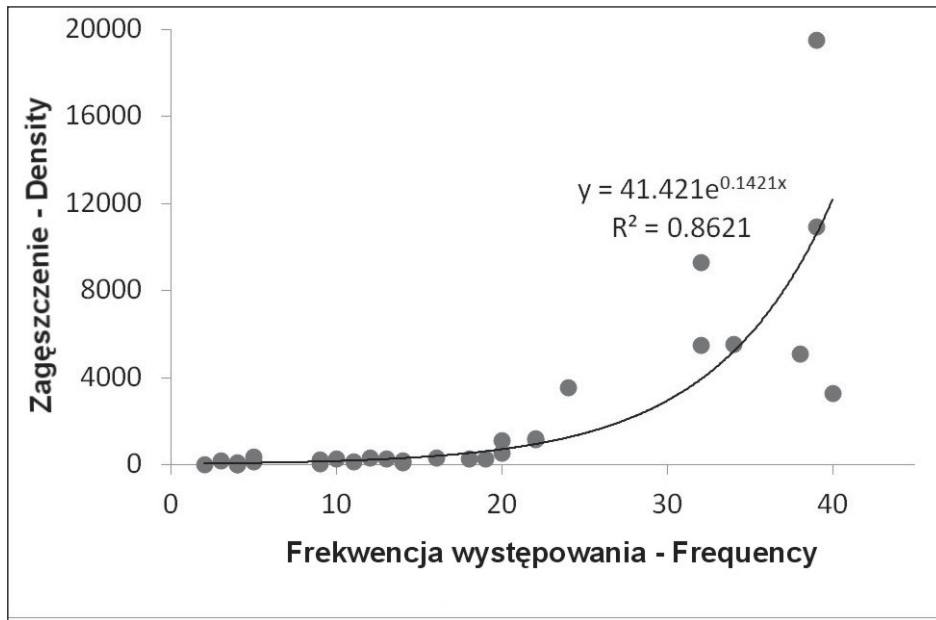
Zagęszczenie poszczególnych gatunków jest ściśle skorelowane z frekwencją ich występowania na stanowiskach (Ryc. 2). Gatunkami dominującymi w zlewni potoku Konina były: *Baetis alpinus* (Pictet, 1834) (26,37% wszystkich zebra-

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne, geomorfologiczne oraz wartości wskaźników RHS na badanych stanowiskach.
Table 1. Physicochemical, geomorphological and RHS parameters on investigated localities.

Stanowiska / Localities		K1	K2	K3	K4	K5	R1	R2	R3	ZP2	ZP3	
Czynniki fizyko-chemiczne / Physicochemical parameters	Temperatura wody / Water Temperature [°C]	średnia	8,60	8,10	9,50	10,10	12,70	7,75	8,40	9,55	10,10	10,65
		min.	8,20	8,00	9,30	9,00	12,50	7,20	7,90	9,40	8,60	9,00
		max.	9,00	8,20	9,70	11,20	12,90	8,30	8,90	9,70	11,60	12,30
	pH	min.	6,29	6,38	6,55	6,56	6,89	6,33	6,70	7,90	6,35	6,21
		max.	6,35	6,54	6,67	6,77	7,04	6,46	7,69	7,90	7,24	6,94
	Nasycenie tlenem / Oxygen saturation [%O ₂]	średnia	75,85	84,35	89,90	87,60	94,10	85,95	88,35	93,45	90,85	90,90
		min.	70,00	76,00	87,20	84,90	91,80	81,00	85,00	89,00	88,40	83,40
		max.	81,70	92,70	92,60	90,30	96,40	90,90	91,70	97,90	93,30	98,40
	Przewodnictwo / Conductivity [mS]	średnia	0,13	0,10	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,15	0,13	0,14
		min.	0,12	0,08	0,09	0,10	0,09	0,09	0,10	0,15	0,10	0,12
		max.	0,13	0,11	0,12	0,14	0,14	0,15	0,16	0,15	0,15	0,16
	„Azotany / Nitrates [mg x l ⁻¹]”	średnia	1,10	0,80	1,13	1,03	0,93	1,23	1,03	0,97	0,77	0,75
		min.	1,10	0,60	0,60	0,70	0,80	0,80	0,80	0,70	0,50	0,60
		max.	1,10	1,00	1,60	1,30	1,00	1,50	1,30	1,20	1,20	0,90
	„Azotyny / Nitrites [mg x l ⁻¹]”	średnia	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
		min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		max.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
	„Fosforany / Phosphates [mg x l ⁻¹]”	średnia	0,23	0,03	0,20	0,00	0,05	0,18	0,03	0,00	0,10	0,00
		min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		max.	0,70	0,10	0,60	0,00	0,20	0,70	0,10	0,00	0,40	0,00
Azot amonowy / Ammonium [mg x l ⁻¹]	średnia	0,20	0,20	0,25	0,20	0,28	0,23	0,23	0,23	0,30	0,23	
	min.	0,10	0,10	0,20	0,20	0,20	0,10	0,20	0,20	0,20	0,20	
	max.	0,30	0,30	0,30	0,20	0,40	0,30	0,30	0,30	0,40	0,30	
Twardość ogólna / Total hardness (CaCO ₃) [mg x l ⁻¹]	średnia	57,67	81,00	92,33	97,33	104,33	95,00	84,33	97,67	116,67	86,67	
	min.	15,00	56,00	57,00	92,00	88,00	78,00	74,00	62,00	67,00	69,00	
	max.	102,00	110,00	150,00	101,00	131,00	122,00	98,00	119,00	189,00	96,00	
Parametry abiotyczne / Geomorphological parameters	Wysokość n.p.m. / Elevation a.s.l. [m]		940	905	760	680	625	930	770	700	720	660
	Spadek / Slope [%]		16	12,5	8,3	4,4	3,6	12,5	7,7	10	8,3	5
	Szerokość koryta / Stream width [m]		1,5	1,2	2,5	4	4	1,5	1,5	1,5	1	2
	Głębokość wody / Water depth [m]		0,2	0,25	0,15	0,25	0,8	0,25	0,2	0,4	0,2	0,5
	Odległość od źródła / Distance from source [m]		650	820	2070	3600	4880	1040	2000	3200	2710	3310
	Zacienienie / Plant cover [%]		100	100	100	10	70	100	100	100	80	20
	Położenie geograficzne / Geographic position	N	49° 33' 38,31"	49° 34' 14,82"	49° 34' 25,23"	49° 34' 59,52"	49° 35' 38,32"	49° 33' 41,40"	49° 34' 7,64"	49° 34' 42,04"	49° 35' 7,00"	49° 35' 16,82"
		E	20° 8' 34,18"	20° 9' 15,15"	20° 8' 20,56"	20° 7' 58,65"	20° 8' 5,47"	20° 7' 16,68"	20° 7' 35,39"	20° 7' 54,16"	20° 8' 44,18"	20° 8' 20,18"
RHS	HQA		74	76	66	57	49	72	75	69	68	69
	HMS		0	8	2	8	4	0	8	31	6	4

Tabla 2. Skład gatunkowy oraz średnie zagęszczenie jętek na badanych stanowiskach.
Table 2. Species composition and mean density of mayflies in particular localities.

Gatunek / Species	Skrót / Abbreviation	K1	K2	K3	K4	K5	R1	R2	R3	ZP2	ZP3
<i>Ameletus inopinatus</i> (Eaton, 1885)	<i>AmeI_inop</i>	176,0	117,3	138,7	32,0	16,0	362,7	176,0	42,7	74,7	16,0
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1834)	<i>Bae_alp</i>	794,7	997,3	842,7	1168,0	576,0	2442,7	1376,0	1061,3	1274,7	410,7
<i>Baetis lutheri</i> (Müller-Liebenau, 1967)	<i>Bae_luth</i>	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	10,7	0,0	0,0
<i>Baetis melanonyx</i> (Pictet, 1843)	<i>Bae_mela</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	74,7	106,7	0,0	0,0	0,0
<i>Baetis muticus</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Bae_mut</i>	133,3	90,7	634,7	848,0	768,0	154,7	320,0	1002,7	1221,3	362,7
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	<i>Bae_rho</i>	192,0	202,7	101,3	746,7	1866,7	16,0	58,7	154,7	1152,0	1024,0
<i>Caenis beskidensis</i> (Sowa, 1973)	<i>Ca_besk</i>	0,0	0,0	0,0	58,7	5,3	0,0	0,0	0,0	5,3	26,7
<i>Ecdyonurus carpathicus</i> (Sowa, 1973)	<i>Ecd_carp</i>	5,3	16,0	5,3	10,7	0,0	58,7	16,0	5,3	5,3	10,7
<i>Ecdyonurus starmachi</i> (Sowa, 1971)	<i>Ecd_star</i>	0,0	0,0	37,3	101,3	37,3	0,0	0,0	37,3	16,0	69,3
<i>Ecdyonurus subalpinus</i> (Klapálek, 1905)	<i>Ecd_sub</i>	42,7	21,3	5,3	48,0	5,3	64,0	5,3	26,7	69,3	5,3
<i>Ecdyonurus submontanus</i> (Landa, 1969)	<i>Ecd_subm</i>	0,0	0,0	32,0	26,7	16,0	0,0	26,7	69,3	10,7	10,7
<i>Ecdyonurus torrentis</i> (Kimmings, 1942)	<i>Ecd_tor</i>	0,0	0,0	37,3	37,3	69,3	0,0	32,0	26,7	128,0	10,7
<i>Ecdyonurus venosus</i> (Fabricius, 1775)	<i>Ecd_ven</i>	0,0	0,0	149,3	261,3	213,3	0,0	101,3	90,7	133,3	272,0
<i>Elektrogena lateralis</i> (Curtis, 1834)	<i>Elec_later</i>	5,3	10,7	53,3	32,0	48,0	53,3	48,0	37,3	80,0	186,7
<i>Epeorus assimilis</i> (Pictet, 1865)	<i>Epe_ass</i>	0,0	0,0	0,0	208,0	464,0	0,0	10,7	16,0	197,3	250,7
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsson, 1909)	<i>Eph_muc</i>	0,0	0,0	5,3	80,0	16,0	0,0	0,0	37,3	101,3	48,0
<i>Habroplectoides confusa</i> (Sartori et Jacob, 1986)	<i>Ha_conf</i>	0,0	16,0	1882,7	922,7	949,3	16,0	314,7	704,0	2026,7	2485,3
<i>Habrophlebia lauta</i> (Eaton, 1884)	<i>Ha_lau</i>	0,0	0,0	21,3	0,0	58,7	0,0	0,0	5,3	26,7	48,0
<i>Rhithrogena circumatrica</i> (Sowa et Soldán, 1986)	<i>Rhit_circu</i>	0,0	0,0	0,0	5,3	5,3	5,3	0,0	10,7	0,0	0,0
<i>Rhithrogena iridina</i> (Kolenati, 1859)	<i>Rhi_irid</i>	250,7	245,3	373,3	426,7	90,7	613,3	602,7	394,7	165,3	112,0
<i>Rhithrogena loyolaea</i> (Navás, 1922)	<i>Rhi_loyol</i>	10,7	101,3	5,3	0,0	0,0	208,0	5,3	0,0	0,0	0,0
<i>Rhithrogena puytoraci</i> (Sowa et Degrange, 1987)	<i>Rhit_puyt</i>	10,7	0,0	10,7	26,7	5,3	10,7	5,3	10,7	5,3	0,0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	<i>Rhi_sem</i>	16,0	16,0	10,7	48,0	58,7	69,3	16,0	32,0	37,3	5,3
<i>Serratella ignita</i> (Podá, 1761)	<i>Ser_ign</i>	0,0	0,0	0,0	10,7	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	21,3
<i>Torleya major</i> (Klapálek, 1909)	<i>Torl_major</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	48,0	5,3



Ryc. 2. Zależność pomiędzy zagęszczeniem a frekwencją występowania jętek na badanych stanowiskach.
 Fig. 2. Dependence between a density and a frequency of mayflies on the investigated localities.

nych osobników), *Habroleptoides confusa* (Sartori et Jacob, 1986) (22,45 %), *Baetis muticus* (Linnaeus, 1761) (13,34%) oraz *Baetis rhodani* (Pictet, 1843) (13,29%). Subdominanty to: *Rhithrogena iridina* (Kolenati, 1859) (7,89%), *Ecdyonurus venosus* (Fabricius, 1775) (2,94%), *Ameletus inopinatus* (Eaton, 1885) (2,76%), *Epeorus assimilis* (Pictet, 1865) (2,27%) i *Electrogena lateralis* (Curtis, 1834) (1,34%). Istotnie mniej liczne w zgrupowaniach były: *Serratella ignita* (Poda, 1761) (0,09%),

Rhithrogena circumtetrica (Sowa et Soldán, 1986) (0,06%) i *Baetis lutheri* (Müller-Liebenau, 1967) (0,04%).

CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA STRUKTURĘ ZGRUPOWAŃ JĘTEK

Dwie pierwsze osie ordynacyjne kanonicznej analizy korespondencji wyjaśniają 82,7% zmienności pomiędzy zespołami jętek i różnymi parametrami środowiskowymi (Tab. 3). Selekcja

Tabela 3. Wartości własne dla czterech pierwszych osi ordynacyjnych kanonicznej analizy korespondencji dla zgrupowań jętek w badanej zlewni Koniny.

Table 3. Eigenvalues for the first four ordination axes of canonical correspondence analysis for mayfly assemblages in the Konina stream catchment.

Osie / Axes	1	2	3	4
Wartości własne / Eigenvalues	0,235	0,06	0,041	0,02
Korelacje gatunki-czynniki / Factors-species correlations	0,992	0,906	0,907	0,863
Skumulowany procent wariacji danych gatunkowych / Cumulated percent of variation of species data	51,4	64,6	73,6	78,1
Skumulowany procent wariacji relacji gatunek-środowisko / Cumulated percent of variation of species-habitat relations	65,8	82,7	94,3	100

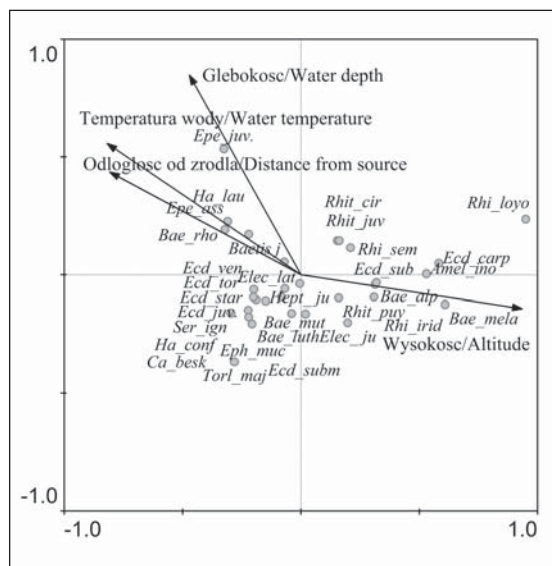
postępująca wskazuje, że tylko cztery czynniki środowiskowe mają istotny statystycznie wpływ na zróżnicowanie zespołów jętek w zlewni potoku Konina (Tab. 4). Najważniejszym elementem opisującym aż 21% wariacji i korelującym z pierwszą osią ordynacyjną ($r=0.95$) jest wzniesienie względem poziomu morza (Ryc. 3). Z drugą osią kanoniczną korelują trzy czynniki: głębokość cieku, odległość od źródeł oraz temperatura wody.

W zgrupowaniach Ephemeroptera można na tej podstawie wyróżnić dwie duże grupy gatunków zasiedlające stanowiska położone w określonym przedziale wysokości. Do gatunków, których liczebność koreluje dodatnio z tym parametrem (A) należą na przykład: *Ameletus inopinatus*, *Baetis alpinus*, *B. melanonyx*, *Ecdyonurus carpathicus* i *Rhithrogena loyolaea*. Istnieje też grupa gatunków preferująca niższe położenia (B) (*Ecdyonu-*

Tabela 4. Podsumowanie selekcji postępującej kanonicznej analizy korespondencji dla zmiennych środowiskowych opisujących zgrupowania jętek po każdym kroku.

Table 4. Summary of forward selection of canonical correspondence analysis for environmental variables describing mayfly assemblages after each step.

Krok / Step	Czynnik / Factor	Lambda	Test Monte Carlo / Monte Carlo test	Skumulowana wariacja wyjaśniona / Cumulated variation explained
1	Wysokość / Altitude	0,21	P=0,0020; F=6,77	0,21
2	Głębokość / Water depth	0,06	P=0,0240; F=2,37	0,46
3	Odległość od źródła / Distance from source	0,04	P=0,1020; F=1,87	0,47
4	Temperatura wody / Water temperature	0,04	P=0,0820; F=2,04	0,48

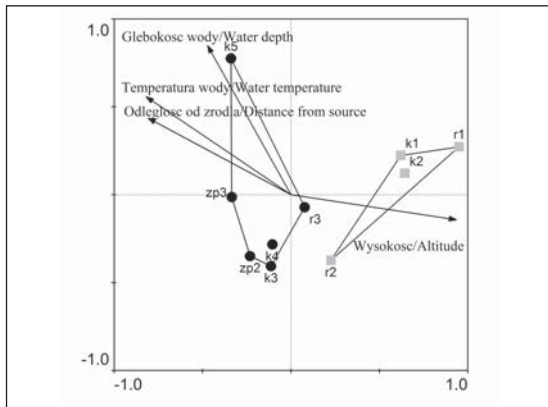


Ryc. 3. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji dla gatunków jętek oraz parametrów środowiskowych wyłonionych na podstawie selekcji postępującej.

Fig. 3. Ordination diagram of canonical correspondence analysis for mayfly species and environmental factors revealed by a forward selection.

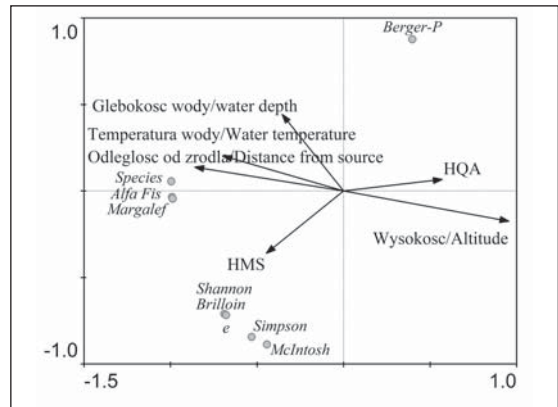
rus starmachi, *E. torrentis*, *E. venosus*, *Electrogena lateralis*, *Habroleptoides confusa*). Trzecia grupa gatunków związana jest przede wszystkim z głębokością cieku (C) (*Baetis rhodani*, *Epeorus assimilis* i *Habrophlebia lauta*). Położenie cieku na określonej wysokości bezwzględnej ma znaczenie dla zgrupowań jętek. Taksony źródłowych odcinków potoków tworzą odrębne zgrupowanie (Ryc. 4). Jedynie zgrupowanie jętek na stanowisku K5 jest silnie zależne od głębokości cieku.

Analiza redundancji wykazała, że wariację parametrów zgrupowań jętek w zlewni potoku Konina opisuje w 91% pierwsza oś ordynacyjna (Tab. 5). Wyniki selekcji postępującej analizy redundancji wskazują, że istotny statystycznie wpływ na współczynniki różnorodności gatunkowej zgrupowań ma pięć czynników środowiskowych, wyjaśniających łącznie 98% wariacji (Tab. 6). Wzniesienie względem poziomu morza miało negatywny wpływ na bogactwo gatunkowe (Species), wskaźnik alfa Fishera (Alfa Fis) oraz wskaźnik Margalefa (Ryc. 5). Wartości pozosta-



Ryc. 4. Diagram ordynacyjny kanonicznej analizy korespondencji dla grupowań jętek sklasyfikowanych według rozmieszczenia pionowego oraz parametrów środowiskowych wyłonionych na podstawie selekcji postępującej.

Fig. 4. Ordination diagram of canonical correspondence analysis CCA for mayfly assemblages classified according to the altitudinal distribution and environmental factors revealed by a forward selection.



Ryc. 5. Diagram ordynacyjny analizy redundancji dla parametrów struktury grupowań jętek oraz czynników środowiskowych wyłonionych na podstawie selekcji postępującej.

Fig. 5. Ordination diagram of redundancy analysis for mayfly assemblage structure parameters and environmental factors revealed by a forward selection.

Tabela 5. Wartości własne dla czterech pierwszych osi ordynacyjnych analizy redundancji dla parametrów struktury grupowań jętek w badanej zlewni Koniny.

Table 5. Eigenvalues for the first four ordination axes of redundancy analysis for mayfly assemblage parameters in the Konina stream catchment.

Osie / Axes	1	2	3	4
Wartości własne / Eigenvalues	0,92	0,08	0,00	0,00
Korelacje gatunki-czynniki / Factors-Species correlations	1,00	0,99	0,97	0,80
Skumulowany procent wariacji danych gatunkowych / Cumulated percent of variation of species data	91,60	99,40	99,40	99,40
Skumulowany procent wariacji relacji gatunek-środowisko / Cumulated percent of variation of species-habitat relations	92,10	100,00	100,00	100,00

Tabela 6. Podsumowanie selekcji postępującej analizy redundancji dla zmiennych środowiskowych opisujących zmienność parametrów struktury po każdym kroku.

Table 6. Summary of forward selection of redundancy analysis for environmental variables describing the variability of mayfly structure parameters after each step.

Krok / Step	Czynnik / Factor	Lambda	Test Monte Carlo / Monte Carlo test	Skumulowana wariacja wyjaśniona / Cumulated variation explained
1	Wysokość / Altitude	0,84	P=0,0020; F=41,22	0,84
2	Głębokość / Water depth	0,07	P=0,0200; F=5,66	0,91
3	Odległość od źródła / Distance from source	0,03	P=0,0860; F=3,16	0,94
4	HMS	0,03	P=0,0460; F=4,56	0,97
5	Temperatura wody / Water temperature	0,01	P=0,1700; F=3,78	0,98

łych indeksów różnorodności i równomierności grupowań, poza wskaźnikiem Barger-Parkera, zwiększały się w miarę oddalania od źródeł, a jednocześnie były skorelowane dodatnio ze wskaźni-

kiem modyfikacji siedliska (HMS). Na wyższych wysokościach zwiększała się jedynie dominacja jednego z gatunków, na co wskazywały wyższe wartości wskaźnika Barger-Parkera.

DYSKUSJA

Właściwości fizyko-chemiczne wód potoku Konina są związane z warunkami geologicznymi oraz klimatycznymi, jakie panują w Gorcach i są charakterystyczne dla obszaru Beskidów Zachodnich (Bombówna 1960; Pasternak 1968).

Średnie natlenienie wody na wszystkich stanowiskach było duże i zawsze przekraczało wartość 75%. Dobre natlenienie wody jest charakterystyczne dla potoków górskich ze względu na szybki nurt, gruboziarnisty substrat dna i niską temperaturę (Allan 1998), co ułatwia rozpuszczanie tlenu atmosferycznego w wodzie. Koncentracje azotanów, azotynów, azotu amonowego na żadnym stanowisku nigdy nie przekroczyły norm dla I klasy czystości wód (Minister Środowiska, 2004). Podobnie niskie koncentracje notowano w przypadku fosforanów. Wyjątek stanowiły stanowiska K1, K3 i R1, na których stężenie fosforanów odpowiadało klasom II–III. W korycie powyższych trzech odcinków cieku występowały liczne zastoiska z butwiejącymi liśćmi i detrytusem. Prawdopodobnie wzrost ilości fosforanów w wodzie w sezonie letnim był wynikiem ich uwalniania w procesie rozkładu materii organicznej.

Tempo procesu rozkładu materii organicznej wzrasta wraz ze wzrostem temperatury (Krebs 1997). Nie stwierdzono jednak negatywnego wpływu fosforanów na różnorodność i liczebność jętek, zaś niewielkie podwyższenie zawartości fosforu w wodzie może wręcz stymulować produkcję pierwotną i wzrost bogactwa gatunkowego makrofauny wodnej (Sandin 2003; Gafner, Robinson 2007).

WSPÓŁCZYNNIKI RHS

Ocena hydromorfologiczna zlewni potoku Konina wykazała, że cieki na tym terenie mają charakter naturalny. Stan hydromorfologiczny cieków oparty na wskaźniku przekształcenia siedliska (HMS) wykazał trzy stanowiska w klasie I (K1, K3, R2), a sześć w klasie II (K2, K4, K5, R2, ZP2 i ZP3). Jedynie stanowisko R3 oceniono na IV klasę jakości HMS, co było spowodowane licznymi modyfikacjami (regulacje koryta i brzegów cieku).

Ogólny dobry stan zlewni jest wynikiem małego stopnia ingerencji człowieka w strukturę cieków (Walker *et al.* 2002). Z pewnością wysoka

naturalność tego ekosystemu związana jest z jego położeniem w granicach Gorczańskiego Parku Narodowego. Nie jest możliwe określenie stanu potoku Konina w oparciu o indeks naturalności siedliska (HQA). Generalnie wskaźnik HQA przybierał duże wartości, można więc wnioskować, że badana zlewnia charakteryzuje się wysoką naturalnością, jednak do precyzyjnej oceny konieczne jest wyznaczenie stanowisk referencyjnych (Erba *et al.* 2006). W Polsce nie stworzono do tej pory bazy stanowisk referencyjnych.

ZGRUPOWANIA JĘTEK (EPHEMEROPTERA)

W zlewni Koniny stwierdzono występowanie ogółem 25 gatunków jętek, a ich liczba na poszczególnych stanowiskach wynosiła 11–21 gatunków. Odpowiada to zróżnicowaniu gatunków Ephemeroptera w potokach o charakterze naturalnym, położonych w niewysokich górach (Sowa 1975; Bauernfeind, Moog 2000; Ilg, Castella 2006). W badanych ciekach dominowały następujące gatunki jętek: *Baetis alpinus*, *Habroleptoides confusa*, *Baetis muticus* i *B. rhodani*. Są to taksony powszechnie występujące w tej części Karpat. *Baetis alpinus* jest gatunkiem typowo górskim, pozostałe mają szerszy zasięg (Sowa 1975; Bauernfeind, Moog 2000). Różnice w strukturze dominacji oraz zagęszczeniu osobników w kolejnych terminach poboru prób są odzwierciedleniem cykli życiowych poszczególnych gatunków (Clifford 1982; Soldán *et al.* 1998).

Kanoniczna analiza korespondencji wykazała, że na występowanie określonych gatunków jętek w zlewni potoku Konina największy wpływ ma wysokość n.p.m. Na tej podstawie zgrupowania jętek w potoku Konina można podzielić na trzy grupy, z których dwie wykazywały rzeczywisty związek z tym parametrem, a jedna z głębokością wody. Wykazano również, że zgrupowania jętek w odcinkach źródłowych potoków i w niższych położeniach tworzą osobne zgrupowania.

Otrzymane wyniki są zbliżone z badaniami przeprowadzonymi przez Sowę (1975) w zlewni potoku Koninka w Gorcach. Cieki położone na wyższych wysokościach charakteryzowały się dominacją gatunków: *Baetis alpinus*, *B. melanonyx*, *Ameletus inopinatus* i *Rhithrogena loyolaea*. Z kolei na niższych wysokościach dominowały między innymi: *Ecdyonurus starmachi*, *E. torrentis* oraz *Habroleptoides confusa*.

PARAMETRY STRUKTURY ZGRUPOWAŃ JĘTEK A CZYNNIKI ŚRODOWISKOWE

Selekcja postępująca analizy redundancji wykazała, że istotny statystycznie wpływ na współczynniki różnorodności gatunkowej zgrupowań jętek mają: wysokość, głębokość wody, odległość od źródła, wskaźnik przekształcenia siedliska (HMS), temperatura oraz wskaźnik naturalności siedliska (HQA). Parametry te wyjaśniały łącznie 98% zmienności wariancji badanych indeksów różnorodności. Jednakże aż 84% wariancji opisywał czynnik związany z wysokością n.p.m. Zróżnicowanie gatunkowe rosło wraz ze spadkiem wysokości i wartościami HQA oraz wzrostem odległości od źródeł i średniej temperatury wody, co obserwuje się również w innych ciekach (Allan 1998; Füreder *et al.* 2002).

Współczynnik przekształcenia siedliska miał wpływ na strukturę dominacji w zespołach jętek. Im większa wartość indeksu HMS, tym większa różnorodność gatunkowa zgrupowań jętek. Z literatury wiadomo, że wraz ze wzrostem antropogenicznego przekształcenia cieków wzrastają wskaźniki dominacji oraz zmniejsza się różnorodność gatunkowa (Bauernfeind, Moog 2000; Buffagni, Comin 2000; Erba *et al.* 2006). Nie potwierdzają tych spostrzeżeń otrzymane wyniki. Ma to zapewne związek z korelacją pomiędzy zwiększeniem heterogeniczności potoków i jednocześnie większym przekształceniem siedlisk w niższych położeniach.

PIŚMIENNICTWO

- Allan J. 1998. Ekologia wód płynących. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Bauernfeind E., Humpesch U.H. 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien.
- Bauernfeind E., Moog O. 2000. Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: a methodological approach. *Hydrobiologia* 422/423: 71–83.
- Bombówna M. 1960. Hydrochemiczna charakterystyka rzeki Soły i jej dopływów. *Acta Hydrobiologica* 2(3-4): 175–200.
- Brittain J.E., Sartori M. 2003. Ephemeroptera (mayflies). [In:] V.H. Resh, R.T. Cardé (eds), *Encyclopedia of Insects*: 373–380. Academic Press, Amsterdam.
- Buffagni A., Comin E. 2000. Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia* 422/423: 183–195.
- Clifford H.F. 1982. Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. *Quaestiones Entomologicae* 18(1-4): 15–90.
- Erba S., Buffagni A., Holme N., O'Hare M., Scarlett P., Stenico A. 2006. Preliminary testing of River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia* 566(1): 281–296.
- Fausch K.D., Baxter C.V., Murakami M. 2010. Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater Biology* 55: 120–134.
- Füreder L., Vacha C., Amprosi K., Bühler S., Hansen C.M.E., Moritz C. 2002. Reference Conditions of Alpine Streams: Physical Habitat and Ecology. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 2(2): 275–294.
- Furse M., Hering D., Moog O., Verdonschot P., Johnson R.K., Brabec K., Gritzalis K., Buffagni A., Pinto P., Friberg N., Murray-Bligh J., Kokes J., Alber R., Usseglio-Polatera P., Haase P., Sweeting R., Bis B., Szoszkiewicz K., Soszka H., Springe G., Sporka F., Krno I. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566(1): 3–29.
- Gafner K., Robinson C.T. 2007. Nutrient enrichment influences the responses of stream macroinvertebrates to disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 26(1): 92–102.
- Ilg C., Castella E. 2006. Patterns of macroinvertebrate traits along three glacial stream continuums. *Freshwater Biology* 51(5): 840–853.
- Kłonowska M., Olechowska M., Sartoti M., Weichselbaumer P. 1987. *Rhithrogena carpatoalpina* sp. n., du groupe semicolorata (Ephemeroptera, Heptageniidae) d'Europe centrale. *Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles* 78(4): 445–454.
- Krebs C.J. 1997. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Minister Środowiska 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. *Dziennik Ustaw* 32/284.
- Müller-Liebenau I. 1969. Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera). *Gewässer und Abwässer* 48/49: 1–214.

- Ormerod S.J., Dobson M., Hildrew A.G., Townsend C.R. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55 :1–4.
- Pasternak K. 1968. Skład chemiczny wody rzek i potoków o zlewniach zbudowanych z różnych skał. *Acta Hydrobiologica* 10: 1–25.
- Rosenberg D.M., Resh V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic acroinvertebrates. Chapman and Hall, London.
- Różański W. 2006. Gorczański Park Narodowy 25 lat ochrony dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego Gorców. Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka.
- Sandin L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. *Ecography* 26(3): 269–282.
- Soldán T., Zahrádková S., Helešic J., Dušek L., Landa L. 1998. Distributional and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: a possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. Masaryk University, Brno.
- Sowa R. 1971. *Ecdyonurus starmachi* sp. n. et *E. submontanus* (Landa) des Carpates polonaises (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Bulletin de L'Académie Polonaise des Sciences* 19(6): 407–412.
- Sowa R. 1973. Taxonomie et écologie d'*Ecdyonurus carpathicus* sp. n. des Carpates polonaises (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Bulletin de L'Académie Polonaise des Sciences* 21(4): 285–289.
- Sowa R. 1975. Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of Carpathians. 1. Distribution and quantitative analysis. *Acta Hydrobiologica* 17(3): 223–297.
- Sowa R., Degrange C. 1987. Sur quelques espèces européennes de *Rhithrogena* du groupe *semicolorata* (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Acta Hydrobiologica* 29(4): 523–534.
- Sowa R., Soldán T. 1986. Three new species of the *Rhithrogena hybrida* group from Poland and Czechoslovakia with a supplementary description of *R. hercynia* Lanada. 1969 (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Bulletin Entomologique de Pologne* 56: 57–572.
- Statzner B., Higl B. 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16(1): 127–139.
- Studemann D., Landolt P., Sartori M., Hefti I., Tomka I. 1992. Ephemeroptera. *Insecta Helvetica* 9. MTL, Fribourg.
- Szoszkiewicz K., Jusik S., Hryc-Jusik B., Dawson F.H., Raven P. 2007. Hydromorfologiczna ocena wód płynących: podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań – Warrington.
- ter Braak C.J.F., Šmilauer P. 2003. CANOCO reference manual and users guide to CANOCO for Windows, software for Canonical Community Ordination (version 4.52).
- ter Braak C.J.F., Prentice I.C. 2004. A theory of gradient analysis. *Advances in ecological research: Classic Papers* 34: 235–282.
- Vannote R., Minshall G., Cummins K., Sedell J., Cushing C. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 1: 130–137.
- Walker J., Diamond M., Naura M. 2002. The development of physical quality objectives for rivers in England and Wales. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12(4): 381–390.

SUMMARY

The influence of physicochemical and geomorphological parameters (Tab. 1) on mayfly assemblage structure was investigated in mountain streams of the Konina catchment (Fig. 1). The River Habitat Survey (RHS) method was also applied to assess the impact of human on mayfly composition changes. During two years of intensive sampling 25 species were collected. The number of species varied among sites, the most richest (21 species) assemblages (K4 and ZP2) were located on lower elevation whereas the poorest (11 species) on the highest elevations (K1 and K2) (Tab. 2). Most of the species with the highest abundance (e.g. *Baetis alpinus* (Pictet, 1834) (26,37% of all collected individuals), *Habroleptoides confusa* (Sartori et Jacob, 1986) (22,45 %), *Baetis muticus* (Linnaeus, 1761) (13,34%) and *Baetis rhodani* (Pictet, 1843) (13,29%) were also the most frequent in the investigated water system (Fig. 2). Forward selection of canonical correspondence analysis for mayfly communities showed that only four factors significantly describing species variation (Tab. 3, 4; Fig. 3). The most important factor describing 21% of species variation and correlating with the first ordination axis ($r=0.95$) was the elevation (see also Fig. 4). The stream depth, distance from source and water temperature correlated with the second ordination axis. Two groups of mayflies were identified in respect to habitat preferences. High altitudes preferred species such as: *Amele-*

tus inopinatus, *Baetis alpinus*, *Baetis melanonyx*, *Ecdyonurus carpathicus* and *Rhithrogena loyolaea* and deep water preferred *Baetis rhodani*, *Epeorus assimilis* and *Habrophlebia lauta*. The influence of habitat parameters on mayfly assemblage structure were analyzed using redundancy analysis with forward selection of independent factors (Tab. 5, 6; Fig. 5). The diversity of mayflies increased with distance from the source area and what is the most remarkable with Habitat Modification Score (HMS) index and decreased with altitude. River

Habitat Survey results indicated that all investigated localities were natural. Also mean oxidation was higher than 75% and classified the streams in first and second class of water quality. Only locality R3, because of bank modifications, was located in the class four. The investigations showed, however, no negative effect of these bank modifications on mayfly diversity. It can be explained by an autocorrelation between the higher habitat complexity and higher antropopression on the lower elevations of the streams.

Ptaki parku dworskiego w Porębie Wielkiej i w jego najbliższym otoczeniu

Birds of historical manorial park in Poręba Wielka and its surrounding area

Paweł Armatys, Jan Loch

Abstract: Gorce National Park's enclave in Poręba Wielka village with about 25 ha area consists of the monumental Wodzicki's Park, fields, orchards, meadows and field afforestations, as well as the small wood on the southern slope of nearest Chabówka hill. The habitat mosaic determines very rich bird fauna. The aim of this paper was to summarize observations of avifauna carried out in the period 1997–2012. In this time 106 species have been recorded, among which 67 were regarded as breeding or probably breeding.

Key words: ornithology, Gorce Mts, Gorce National Park, afforestation, rural landscape, biodiversity

Pracowania Naukowo-Edukacyjna Gorczańskiego Parku Narodowego, Poręba Wielka 590, 34–735 Niedźwiedz, e-mails: paw_armatys@poczta.onet.pl; jan.loch@gorcepn.pl

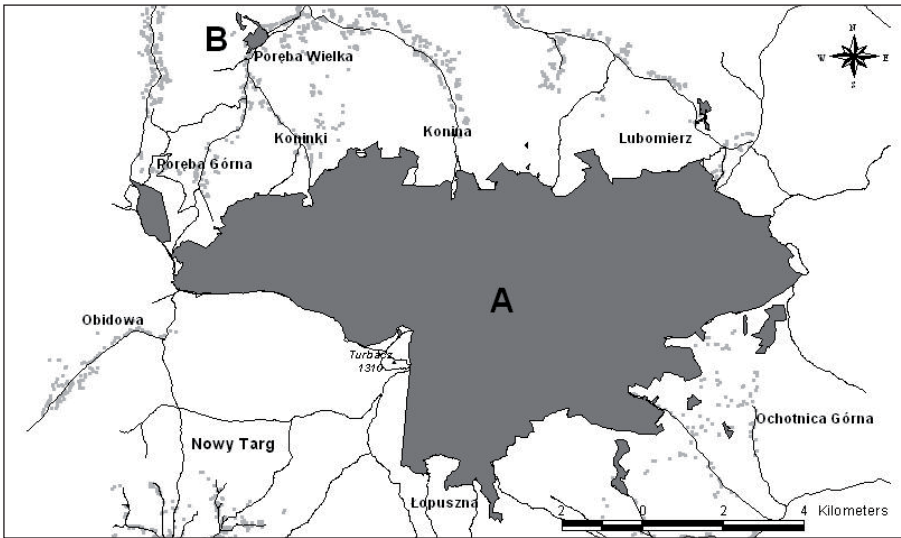
WSTĘP

Granice Gorczańskiego Parku Narodowego obejmują kompleks główny o powierzchni około 6800 ha oraz kilka mniejszych enklaw, z których większość leży w jego pobliżu (Ryc. 1). Całkowita powierzchnia Parku wynosi w zaokrągleniu 7030 ha. Do tej pory stwierdzono na tym obszarze 136 gatunków ptaków, w tym 106 lęgowych lub prawdopodobnie lęgowych (Świerz-Zaleski 1930; Kozłowski 1974; Głowaciński 1991; Loch 1992; Loch 1997; Bashta 2002; Armatys 2002; Nowak 2003; Armatys 2010). Wśród publikowanych danych niewiele jest informacji o ptakach występujących w obrębie enklawy w Porębie Wielkiej oddalonej kilka kilometrów w kierunku północno-zachodnim od granic Parku, gdzie swoją siedzibę ma obecnie Dyrekcja GPN (Armatys 2006; Loch 2010). Obszar ten obejmuje zabytkowy park dworski Wodzickich, pola, łąki i zadrzewienia śródpolne w jego najbliższym otoczeniu oraz kompleks leśny na zboczu góry Chabówka. Znaczne zróżnicowanie siedliskowe tego terenu sprzyja występowaniu dużej liczby gatunków ptaków.

Celem niniejszego opracowania jest podsumowanie dotychczasowej wiedzy na temat występującej tutaj awifauny.

CHARAKTERYSTYKA TERENU

Obszar enklawy GPN o powierzchni około 25 ha jest położony na południowych zboczach i u podnóży góry Chabówka w dolinie potoku Porębianka (Ryc. 2). Główną jego część (około 15 ha) zajmuje zespół parkowo-dworski, którego początki sięgają drugiej połowy XVI w. W przeciągu wieków właściciele tych dóbr zmieniali się kilkakrotnie. Wreszcie od roku 1760 aż do 1945 kompleks ten, jako część klucza wielkoporębskiego, był własnością rodziny Wodzickich. W tym okresie, w XVIII wieku zaprojektowano istniejące do dzisiaj założenie parkowe, a w 1934 r. za zgodą hrabiego Ludwika Wodzickiego park został uznany za pomnik przyrody (Dobrowolski 1927; Rychnikowa 1960; Loch 2010). Po II wojnie światowej majątek przeszedł na własność Skarbu Państwa,

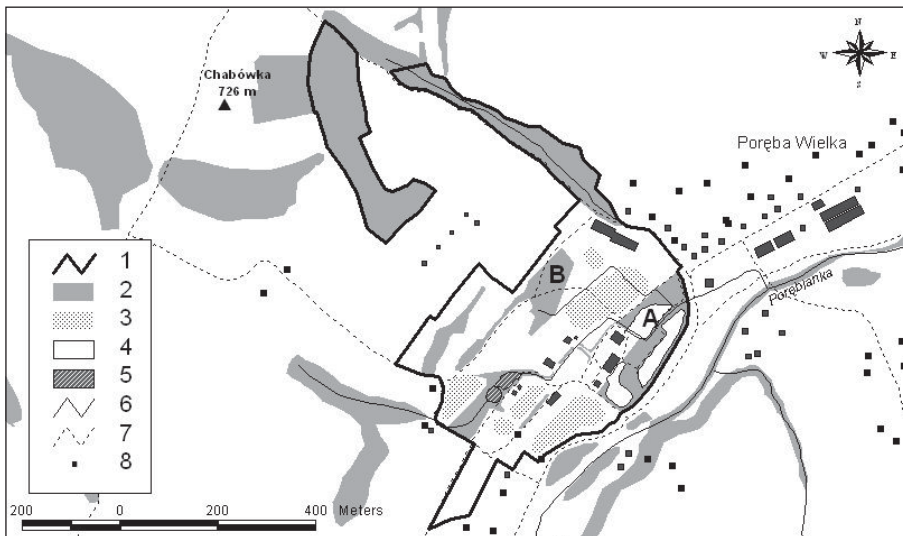


Ryc. 1. Położenie Gorczańskiego Parku Narodowego. A – główny obszar; B – enklawa w Porębie Wielkiej.
 Fig. 1. Location of the Gorce National Park. A – main territory; B – enclave in Poręba Wielka.

a w 1983 roku został przekazany w zarząd Gorczańskiemu Parkowi Narodowemu.

Na park dworski, stanowiący pozostałość otoczenia rezydencji hrabiów Wodzickich, składają się aleje, kępy drzew, sady, wnętrza z łąkami, stawy dworskie oraz niewielki fragment lasu grądowego

położony u podnóża góry Chabówka. Obszar położony wokół głównych alei spacerowych na tarasach zalewowych Porębianki zwany jest Parkiem Dolnym. Drzewa są tu okazałych rozmiarów, wiele z nich to pomniki przyrody, często dziuplaste. Do najczęściej występujących należą: lipa



Ryc. 2. Enklawa Gorczańskiego Parku Narodowego w Porębie Wielkiej. 1 – granica GPN; 2 – lasy, zadrzewienia; 3 – sady; 4 – łąki, pola; 5 – stawy; 6 – rzeki, potoki; 7 – drogi, ścieżki; A – Park Dolny; B – Park Górny.
 Fig. 2. Gorce National Park enclave in Poręba Wielka. 1 – border of Gorce National Park; 2 – forests, afforestations; 3 – orchards; 4 – fields, meadows; 5 – ponds; 6 – rivers, streams; 7 – road, paths; A – part of park named Park Dolny; B – part of park named Park Górny.

szerokolistna *Tilia platyphyllos*, lipa drobnolistna *T. cordata*, wiąz górski *Ulmus montana*, jawor *Acer pseudoplatanus*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, kasztanowiec zwyczajny *Aesculus hippocastanum*, olsza czarna *Alnus glutinosa* i olsza szara *A. incana*. W sadach występują stare, dziuplaste jabłonie. Krzewy reprezentują: czeremcha pospolita *Padus avium*, leszczyna *Corylus avellana*, tarnina *Prunus spinosa*, głóg *Crataegus sp.*, jaśminowiec wonny *Philadelphus coronarius*. Wśród alei i zadrzewień znajdują się budynki stanowiące pozostałości dawnego założenia dworskiego lub ich powojenną adaptację. W zachodniej części parku znajdują się dwa stawy dworskie. U podnóża góry Chabówka położony jest półnaturalny fragment lasu łąkowego zwany Parkiem Górnym z okazałymi lipami, wiązami i jaworami oraz z dużą liczbą leżących kłód w różnych stopniach rozkładu.

Pomiędzy parkiem dworskim a lasem na Chabówce rozciągają się łąki i pola uprawne z licznymi kępami drzew i krzewów, szczególnie na miedzach. Z drzew występują tu najczęściej: jesion wyniosły i jawor, a z krzewów – tarnina, głóg, dereń świdwa *Cornus sanguinea*, róża dzika *Rosa canina*. Część pól pozostawiona odłogiem dziczeje. Na nich osiedlają się drzewa i krzewy występujące w sąsiedztwie.

Las na górze Chabówka o powierzchni około 3,8 ha jest silnie zróżnicowany pod względem składu gatunkowego i wykazuje wiele cech przejściowych pomiędzy łąką a buczyną karpacką. W niektórych fragmentach nawiązuje również do nazboczowych lasów klonowo-lipowych. W południowo-zachodniej części kompleksu leśnego w drzewostanie dominuje czereśnia ptasia a w silnie rozwiniętej warstwie krzewów panuje leszczyna *Corylus avellana*. Liczne są również podrosty jodły *Abies alba*. W cyplu leśnym schodzącym wzdłuż potoku w stronę południowo-wschodnią, obejmującym powierzchnię około 2,3 ha, znaczny udział ma świerk *Picea abies*. Wzdłuż drogi rośnie szpaler okazałych sosen zwyczajnych *Pinus sylvestris*. Najwyżej położona część lasu poniżej szczytu Chabówki (720 m n.p.m.), stanowi najlepiej zachowany płat w tym kompleksie leśnym. W drzewostanie wzrasta tu udział buka *Fagus sylvatica* i jawora. Z krzewów rośnie również wiciokrzew pospolity *Lonicera xylosteum*. W tej części występuje najwięcej stojących, martwych drzew i duże ilości powalonego, mursejącego drewna na dnie lasu. Kompleks leśny ze wszystkich stron posiada dobrze rozbudowaną

ścianę lasu (strefę ekotonową). Obserwuje się również spontaniczne obsiewanie się gatunków drzew i krzewów na odłogach przy granicy lasu.

Na udział gatunków ptaków w tym kompleksie leśnym, oprócz wspomnianych powyżej pól, łąk i kęp zadrzewień, mają również wpływ różne formy spontanicznej sukcesji lasu wykształcające się w bezpośrednim sąsiedztwie w postaci lasków z dominacją wierzyby iwy *Salix caprea* i brzozy brodawkowatej *Betula pendula* oraz zwartych zakrzewień z dominacją róży dzikiej.

MATERIAŁY I METODY

W ramach tego opracowania zgromadzono i podsumowano obserwacje zbierane w latach 1997–2012. Dane te pochodzą głównie z notatek własnych autorów, a także innych pracowników Parku, które w dużej części są gromadzone w bazie obserwacji przyrodniczych GPN (Inicjały obserwatorów: PA – Paweł Armatys, JL – Jan Loch, MS – Mariola Stefanik, MR – Marek Ruciński, ES – Ewa Strauchmann, KC – Kazimierz Chwistek). Dodatkowo w latach 2001–2002 oraz 2011–2012 prowadzono bardziej szczegółowe obserwacje ptaków lęgowych, podczas których wyszukiwano i znaczone na mapach terytorium oraz miejsca gniazdowania wszystkich występujących tutaj gatunków. Tak zbierane dane pozwalają na oszacowanie ich populacji. Dla każdego gatunku podano kategorię występowania:

- lęgowy lub prawdopodobnie lęgowy – gatunki, w przypadku których obserwacje wskazują na pewne gniazdowanie lub jest ono bardzo prawdopodobne,
 - zalatujący – gatunki pojawiające się na omawianym terenie nawet w okresie lęgowym, ale obserwacje nie wskazują na ich gniazdowanie, natomiast są lęgowe w okolicy,
 - przelotny – gatunki pojawiające się na omawianym terenie zazwyczaj w okresie migracji.
- Dodatkowo określono również występowanie w okresie zimowym:
- zimujący – gatunek obserwowany na tym terenie regularnie w okresie zimowym (1 grudnia do końca lutego),
 - sporadycznie zimujący – gatunek zalatujący zimą lub pojawiający się wówczas na krótki czas albo przebywający nieco dłużej, ale tylko w niektórych latach.

PRZEGLĄD STWIERDZONYCH GATUNKÓW

Bocian biały *Ciconia ciconia* (Linnaeus 1758) – Zalatujący. Pojedyncze obserwacje ptaków żerujących na łąkach. Od końca lat 90-tych do 2001 r. gniazdo znajdowało się na kominie szkoły w Porębie Wielkiej około 1 km od parku dworskiego. Później ptaki przeniosły się na wieżę kościoła w tej samej miejscowości, gdzie gnieździły się do 2008 roku. Jednak podczas remontu wieży w 2009 roku zaistniała konieczność zdjęcia gniazda. Podjęto wtedy próbę przeniesienia go na sztuczną platformę przygotowaną na pobliskim słupie. Niestety ptaki nie zaakceptowały nowej lokalizacji gniazda. Najbliższe czynne gniazdo znajduje się obecnie w Koninie.

Bocian czarny *Ciconia nigra* (Linnaeus 1758) – Zalatujący. Pojedyncze obserwacje ptaków żerujących nad oczkiem wodnym lub stawami w parku dworskim. Widywano także ptaki krążące nad górą Chabówka w sezonie lęgowym oraz zgrupowania przed wędrówką na zimowiska: 11 VIII 2011 – 10 osobników (MS); 4 IX 2012 – 6 osobników (MS). Niekiedy spotyka się bociany czarne żerujące nad Porębianką np.: 8 V 2000 – 1 osobnik (PA); 13 IV 2008 – 1 osobnik (PA); 10 V 2010 – 1 osobnik (JL).

Czapla siwa *Ardea cinerea* (Linnaeus 1758) – Zalatująca i sporadycznie zimująca. Spotykana sporadycznie nad stawami w parku dworskim np.: 29 IV 2010 – 1 osobnik (PA, JL); 22 V 2010 – 1 osobnik (JL). Częściej widywana nad Porębianką szczególnie w okresie zimowym.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos* Linnaeus 1758 – Lęgowa i zimująca. Corocznie 2–3 pary gnieźdzą się na stawach. Zimujące ptaki w grupach po kilka osobników spotyka się regularnie nad Porębianką.

Cyraneczka *Anas crecca* Linnaeus 1758 – Zalatująca i sporadycznie zimująca. Obserwowany 1 osobnik na stawach w parku dworskim w lutym 2010 roku (JL).

Nurogęś *Mergus merganser* Linnaeus 1758 – Lęgowy. Pierwsze stwierdzenie w kwietniu 2008 r. Od tego czasu każdego roku notuje się 2–3 pary. Gnieździ się w starych zadrzewieniach parkowych, a dorosłe ptaki często spotyka się na stawach dworskich oraz na Porębiance. 23 V 2010 roku stwierdzono pisklęta w Parku Dolnym.

W okresie zimowym gatunek ten nie był obserwowany nad Porębianką, ale widywano ptaki nad pobliską Mszanką np.: 15 II 2011 – 3 osobniki (PA) oraz nad Rabą: 10 III 2011 – 2 osobniki w rejonie Kasinki Małej (PA).

Jastrząb *Accipiter gentilis* (Linnaeus 1758) – Zalatujący i sporadycznie zimujący. Pojedyncze polujące ptaki stwierdzano w rejonie góry Chabówka. Na terenie parku dworskiego spotykany sporadycznie, głównie zimą np.: 14 I 2004 – czatujący w pobliżu karmnika (MR)

Krogulec *Accipiter nisus* (Linnaeus 1758) – Zalatujący i zimujący. Często obserwowany na tym terenie, szczególnie w okresie zimowym, kiedy czatuje w pobliżu karmników i atakuje grupujące się tam ptaki wróblowate.

Myszołów *Buteo buteo* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. Od ponad 10 lat 1 para gnieździ się w drzewostanie na Chabówce. Gniazda są umieszczone na sośnie i na brzozie. Ptaki widuje się w rewirze przez prawie cały rok.

Myszołów włochaty *Buteo lagopus* (Pontoppiden 1763) – Przelotny i sporadycznie zimujący. Pojedyncze obserwacje w okresie zimowym. Zimą 2010 roku gatunek ten stwierdzano w okolicy kilkakrotnie np.: 3–4 II 2010 – 1 osobnik (PA, JL); 15 III 2010 – 1 osobnik (JL).

Błotniak zbożowy *Circus cyaneus* (Linnaeus 1758) – Przelotny. Polujące i przelatujące ptaki widywano sporadycznie w rejonie Chabówki, głównie podczas jesiennych przelotów, np.: 10 V 2007 – samica polująca nad Chabówką (JL); 11 X 2010 – polująca samica (MS).

Błotniak stawowy *Circus aeruginosus* (Linnaeus 1758) – Przelotny. Polujące i przelatujące ptaki widywano sporadycznie w rejonie Chabówki głównie podczas jesiennych przelotów, np.: 24 VIII 2010 – 1 polujący osobnik (JL); 9 VIII 2012 – 1 przelatująca samica (PA); 28 VIII 2012 – samica (MS); 11 IX 2012 – 1 samica (MS).

Błotniak łąkowy *Circus pygargus* (Linnaeus 1758) – Przelotny. Jednego przelatującego osobnika obserwowano w rejonie Chabówki: 25 IX 2008 – 1 samiec (MS).

Orzeł przedni *Aquila chrysaetos* (Linnaeus 1758) – Zalatujący i sporadycznie zimujący. Prawdopodobnie rejon Chabówki jest częścią terytorium łowieckiego pary gnieźdzącej się po północnej stronie Gorców. Dorosłe i młodociane osobniki są widywane kilkanaście razy w ciągu roku.

- Pustułka** *Falco tinnunculus* Linnaeus 1758 – Lęgowa i sporadycznie zimująca. Jedna para gnieździła się w latach 2006–2009 w parku dworskim w opuszczonych gniazdach gawronów. Regularnie widuje się ptaki polujące w rejonie Chabówki. Zdarzały się również obserwacje w okresie zimowym: 4 II 1020 – 1 polujący osobnik (PA); 12 II 2010 – 1 polujący osobnik (JL).
- Kobuz** *Falco subbuteo* Linnaeus 1758 – Zalatujały. Kilka razy obserwowano ptaki przelatujące lub polujące, np.: 16 VI 2008 – 2 osobniki nad Chabówką (MS); 16 VII 2010 – 1 przelatujący osobnik (JL); 25 V 2011 – polująca para na górze Potaczkowa (MS); 15 VIII 2012 – 1 osobnik (MS).
- Kobczyk** *Falco vespertinus* Linnaeus 1766 – Zalatujały. Jednego osobnika obserwowano 18 VI 2012 roku nad doliną Porębianki przy parku dworskim (JL).
- Bażant** *Phasianus colchicus* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. Stwierdzany w ciągu całego roku na terenach otwartych powyżej parku dworskiego i w rejonie Chabówki. W okresie zimowym po kilka osobników stale przebywa w miejscach dokarmiania ptaków w pobliżu budynku dyrekcji GPN.
- Jarząbek** *Bonasa bonasia* (Linnaeus 1758) – Zalatujały. Jeden osobnik obserwowany w drzewostanie na Chabówce we wrześniu 2010 r. (JL).
- Kuropatwa** *Perdix perdix* (Linnaeus 1758) – Prawdopodobnie lęgowa i sporadycznie zimująca. Stwierdzana na polach uprawnych, na południowych zboczach Chabówki, np.: 8 X 2008 – stadko 8 osobników na Chabówce (MS).
- Przepiórka** *Coturnix coturnix* (Linnaeus 1758) – Prawdopodobnie lęgowa. Odzywające się pojedyncze ptaki są stwierdzane na łąkach i polach w parku dworskim oraz na zboczach Chabówki np.: 26 VI 2000 – głos 1 osobnika powyżej Parku Górnego (PA); 6 VI 2002 – głos 1 osobnika (PA); 6 VI 2008 – głos 1 osobnika (PA); 16 VII 2011 – głos 1 osobnika (JL); 12 IX 2012 – 1 osobnik (MS).
- Derkacz** *Crex crex* (Linnaeus 1758) – Lęgowy. Na terenie łąk znajdujących się w obrębie opisywanego obszaru oraz w jego bezpośrednim sąsiedztwie spotyka się 1–3 odzywających się samców. W lipcu 2003 roku stwierdzono pisklę na terenie parku dworskiego (JL).
- Brodzicz piskliwy** *Actites hypoleucos* (Linnaeus 1758) – Zalatujały. Pojedyncze obserwacje ptaków żerujących nad Porębianką.
- Słonka** *Scolopax rusticola* Linnaeus 1758 – Zalatujały. Jeden osobnik stwierdzony 25 X 2012 – 1 osobnik (MS).
- Grzywacz** *Columba palumbus* Linnaeus 1758 – Lęgowy. Na opisywanym terenie gnieździ się 1–3 par. Spotykany najczęściej w drzewostanie na Chabówce, ale stwierdzano gniazdujące ptaki również w parku dworskim. Podczas przelotów obserwowany w większych grupach, np.: 15 III 2012 – 30 osobników (MS).
- Sierpówka** *Streptopelia dacocto* (Frisvaldszky 1838) – Lęgowa i zimująca. 1–2 pary spotykane zazwyczaj w rejonie parku dworskiego. W zimie stwierdzana przy karmnikach.
- Kukułka** *Cuculus canorus* Linnaeus 1758 – Zalatujały. Pojedyncze obserwacje ptaków w rejonie Chabówki i parku dworskiego np.: 29 V 2001 – słyszana w rejonie Parku Górnego (PA).
- Puszczyk** *Strix aluco* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. W obrębie parku dworskiego gnieździ się od wielu lat 1 para. Najczęściej zajmują dziuple w Parku Górnym.
- Uszatka** *Asio otus* (Linnaeus 1758) – Zalatujały i sporadycznie zimująca. Jeden osobnik stwierdzony w rejonie Parku Górnego i stawów dworskich: 7 II 2010 – 1 osobnik (JL), a także na Chabówce: 5 VII 2012 – 1 osobnik na górze Potaczkowej (MS).
- Lelek** *Caprimulgus europaeus* Linnaeus 1758 – Zalatujały. Obserwowany na skraju lasu na Chabówce: 25 IV 2000 – widziany 1 osobnik (MS); 11 XI 2012 – widziany 1 osobnik (KC).
- Zimorodek** *Alcedo atthis* (Linnaeus 1758) – Zalatujały i sporadycznie zimujący. Pojedyncze osobniki obserwowane sporadycznie nad stawami w parku dworskim. Nad Porębianką widywane zarówno w okresie lęgowym jak i zimą.
- Dzięcioł zielonosiwy** *Picus canus* Gmelin 1788 – Prawdopodobnie lęgowy i zimujący. Widywane lub słyszane najczęściej jesienią i wczesną wiosną. W tym czasie pojawiają się ptaki odzywające się głosem godowym. Jesienią 2011 r. obserwowano samicę poprawiającą dziuplę w Parku Górnym. Do tej pory nie potwierdzono gniazdowania.
- Dzięcioł zielony** *Picus viridis* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. W obrębie parku dworskiego

- gniazduje 1–2 par. Zajęte dziuple stwierdzano najczęściej w Parku Górnym.
- Dzięcioł czarny** *Dryocopus martius* (Linnaeus 1758) – Zalatujący i sporadycznie zimujący. Głos i osobniki żerujące sporadycznie spotykano w drzewostanie na Chabówce. W kwietniu 2012 r. słyszano werblującego samca, ale nie potwierdzono gniazdowania.
- Dzięcioł duży** *Dendrocopos major* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. Na opisywanym terenie gnieździ się 2–4 pary. Dziuple stwierdzano zarówno w parku dworskim jak i na Chabówce. Zimą często obserwowany przy karmnikach.
- Dzięcioł średni** *Dendrocopos medius* (Linnaeus 1758) – Zalatujący i sporadycznie zimujący. Pojedyncze ptaki obserwowano zazwyczaj w okresie zimowym: 10 II 2007 – 1 osobnik (MR); 12 XI 2012 – 1 osobnik (JL).
- Dzięciołek** *Dendrocopos minor* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. Ptaki stwierdza się głównie w rejonie parku dworskiego i jego otoczeniu. Występują tutaj prawdopodobnie 1–2 pary. Zimą obserwowany przy karmnikach.
- Krętogłów** *Jynx troquilla* Linnaeus 1758 – Prawdopodobnie lęgowy. Corocznie 1–2 samce pojawiają się w rejonie parku dworskiego i w jego otoczeniu, np.: 21 V 2001 – głos 1 osobnika (PA); 13 V 2008 – widziany 1 osobnik (PA); 1 VI 2011 – głos 1 osobnika (MS); 25 IV 2012 – odzywający się samiec (MS).
- Skowronek** *Alauda arvensis* Linnaeus 1758 – Zalatujący. Śpiewające samce spotyka się nad łąkami i polami na Chabówce w bezpośrednim sąsiedztwie terenu GPN.
- Dymówka** *Hirundo rustica* Linnaeus 1758 – Zalatujący. Widuje się ptaki przelatujące i polujące.
- Oknówka** *Delichon urbica* Linnaeus 1758 – Zalatujący. Widuje się ptaki przelatujące i polujące.
- Pliszka siwa** *Motacilla alba* Linnaeus 1758 – Lęgowy. 2–3 pary gnieździą się w zakamarkach budynków znajdujących się w parku dworskim. W 2011 roku stwierdzono gniazdo w otworze wentylacyjnym komina w dyrekcji GPN.
- Pliszka górska** *Motacilla cinerea* Tunstall 1771 – Zalatująca. Odnotowano pojedyncze obserwacje ptaków przy potoku płynącym z Chabówki oraz w pobliżu stawów, np.: 22 III 2012 – 1 samiec (PA). Gatunek lęgowy na Porębiance, skąd z pewnością zalutuje na teren parku dworskiego.
- Świergotek drzewny** *Anthus trivialis* (Linnaeus 1758) – Lęgowy. Śpiewające samce (1–3) stwierdza się powyżej Parku Górnego oraz na obrzeżach drzewostanu na Chabówce.
- Jemiołuszka** *Bombycilla garrulus* (Linnaeus 1758) – Przelotna i sporadycznie zimująca. Pojawia się w okresie zimowym, ale nie każdego roku. Stadka od kilku do kilkuset osobników odwiedzają zadrzewienia i sady w poszukiwaniu pozostawianych owoców, np.: 15 I 2001 – około 200 osobników (PA); 13 I 2009 – 120 osobników (PA); 19 I 2009 – około 200 osobników (PA); 6 IV 2009 – kilka osobników (PA); 22 III 2011 – 37 osobników (PA). W niektórych latach koczujące ptaki widywano jeszcze w kwietniu, a nawet w maju, np.: 14 IV 2009 – kilka osobników (MS).
- Strzyżyk** *Troglodytes troglodytes* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. Gnieździ się 3–5 par. Częściej spotykany w obrębie drzewostanów na stokach Chabówki. Na terenie parku dworskiego obserwowano pojedyncze osobniki głównie w rejonie Parku Górnego i stawów.
- Pokrzywnica** *Prunella modularis* (Linnaeus 1758) – Lęgowy. Gatunek nieliczny (1–3 par), obserwowany w rejonie Parku Górnego oraz w drzewostanie na zboczach Chabówki.
- Śpiewak** *Turdus philomelos* C.L. Brehm 1831 – Lęgowy. Na terenie parku dworskiego i w drzewostanie na Chabówce gnieździ się 5–10 par.
- Paszkot** *Turdus viscivorus* Linnaeus 1758 – Lęgowy. Potwierdzono lęgi tego gatunku na Chabówce, gdzie prawdopodobnie występują 1–2 pary. W 2011 i 2012 roku stwierdzono gniazdo i podloty. Podczas przelotów obserwowano liczne stada, np.: 17 X 2012 – ponad 200 osobników (MS).
- Kwiczol** *Turdus pilaris* Linnaeus 1758 – Lęgowy i sporadycznie zimujący. Gnieździ się 4–8 par, głównie w obrębie parku dworskiego. W okresie zimowym spotyka się stada koczujących ptaków, np.: 18 XII 2000 – około 150 osobników (PA).
- Kos** *Turdus merula* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. Na terenie parku dworskiego i w drzewostanie na Chabówce gnieździ się 5–10 par.
- Drożdżik** *Turdus iliacus* Linnaeus 1766 – Przelotny. Nieliczne obserwacje w okresie migracji, głównie wiosennej, np.: 28 III 2000 – 3 osobniki (PA); 21 III 2012 – 1 osobnik (PA).

- Mysikrólik** *Regulus regulus* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. 2–3 pary występują w fragmentach drzewostanów z domieszką gatunków iglastych na Chabówce. Obserwowany również zimą, np.: 21 III 2012 – kilka osobników żerujących na wierzbach (MS).
- Pokląskwa** *Saxicola rubetra* (Linnaeus 1758) – Prawdopodobnie lęgowa. Pojedyncze obserwacje ptaków, m.in. ponad Parkiem Górnym. Nie potwierdzono lęgów na opisywanym terenie, ale stwierdzano rewiry w jego niedalekim sąsiedztwie.
- Kląskawka** *Saxicola torquata* (Linnaeus 1758) – Przelotny. Kilka obserwacji pojedynczych ptaków głównie podczas wiosennej migracji, kiedy to w mieszanych stadkach wraz z innymi drozdami zatrzymują się żerując na odsłoniętych spod śniegu łąkach i trawnikach, np.: 28 III 2000 – 2 osobniki (PA).
- Pleszka** *Phoenicurus phoenicurus* (Linnaeus 1758) – Lęgowa. Lęgi tego gatunku (1–3 par) stwierdzano najczęściej w budkach wywieszanych w parku dworskim.
- Kopciuszek** *Phoenicurus ochruros* (S.G. Gmelin 1774) – Lęgowy. 2–4 pary gnieździą się w zakamarkach budynków w obrębie parku dworskiego.
- Rudzik** *Erithacus rubecula* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i sporadycznie zimujący. Do kilkunastu par gnieździ się na całym omawianym terenie.
- Pięgża** *Sylvia curruca* (Linnaeus 1758) – Lęgowa. Na terenie parku dworskiego gnieździą się 2–3 pary. W rejonie Chabówki spotykana rzadko.
- Kapturek** *Sylvia atricapilla* (Linnaeus 1758) – Lęgowa. Kilkanaście par gnieździ się na całym omawianym terenie.
- Cierniówka** *Sylvia communis* Latham 1787 – Lęgowa. Obserwowana na zarośniętych miedzach powyżej Parku Górnego, na terenie sadów w Parku Dolnym, a także na obrzeżach zadrzewień na Chabówce. Liczebność ocenia się na 3–5 par.
- Gajówka** *Sylvia borin* (Boddaert 1783) – Lęgowa. Kilka par gnieździ się w zaroślach i zadrzewieniach w obrębie omawianego terenu.
- Świstunka** *Phylloscopus sibilatrix* (Bechstein 1793) – Lęgowa. Na omawianym terenie gnieździ się 2–4 par. Stwierdzana głównie w drzewostanie na zboczach Chabówki. Pojedyncze obserwacje zdarzały się w parku dworskim.
- Piecuszek** *Phylloscopus trochilus* (Linnaeus 1758) – Lęgowy. W parku dworskim i w jego bezpośrednim sąsiedztwie stwierdza się 5–10 rewirów. Występuje głównie na obrzeżach zadrzewień.
- Pierwiosnek** *Phylloscopus collybita* (Vieillot 1887) – Lęgowy. Stwierdzono kilka do kilkunastu rewirów tego gatunku, głównie na obrzeżach zadrzewień w strefie ekotonowej.
- Zaganiacz** *Hippolais icterina* (Vieillot 1817) – Lęgowy. 3–6 par gnieździ się głównie w obrębie parku dworskiego. Rzadziej spotykany w zadrzewieniach na Chabówce.
- Łozówka** *Acrocephalus palustris* (Bechstein 1798) – Prawdopodobnie lęgowa. Pojedyncze obserwacje śpiewających samców odnotowano w pobliżu Parku Górnego oraz stawów w latach 2000–2002 (PA).
- Strumieniówka** *Locustella fluviatilis* (Wolf 1810) – Prawdopodobnie lęgowa. Pojedyncze obserwacje śpiewających samców: 1 VI 2011 r. na skraju Parku Dolnego od strony Porębianki (JL); 30 i 31 V 2011 – 1 osobnik słyszany na łące poniżej zadrzewień na Chabówce (MS).
- Świerszczak** *Locustella naevia* Boddaert 1783 – Prawdopodobnie lęgowy. Stwierdzony na terenach otwartych powyżej Parku Górnego: 15 V 2011 – 1 osobnik (JL); 4 VI 2011 – 1 osobnik (JL).
- Muchołówka szara** *Muscicapa striata* (Pallas 1764) – Lęgowa. 4–8 par gnieździ się głównie na terenie parku dworskiego w naturalnych półdziuplach, szczelinach budynków i budkach lęgowych.
- Muchołówka białoszyja** *Ficedula albicollis* (Temminck 1815) – Prawdopodobnie lęgowa. W latach 2010–2012 obserwowano śpiewające samce w okresie lęgowym głównie w rejonie Parku Dolnego, ale nie potwierdzono gniazdowania, np.: 10 V 2010 – samiec śpiewający przy dziupli (PA); 17 V 2012 – 2 samce (MS); 21 V 2012 – samiec na budce lęgowej (MS).
- Raniuszek** *Aegithalos caudatus* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i zimujący. W okresie lęgowym stwierdza się 2–4 pary. Występują głównie na terenie parku dworskiego. W zimie koczuje w stadkach po kilka osobników.
- Bogatka** *Parus major* Linnaeus 1758 – Lęgowa i zimująca. Co najmniej kilkanaście par gnieździ się w budkach lęgowych oraz naturalnych dziuplach na całym omawianym terenie.

- Modraszka** *Cyanistes caeruleus* Linnaeus 1758 – Lęgowa i zimująca. Kilkanaście par gnieździ się w budkach lęgowych oraz naturalnych dziuplach na całym omawianym terenie.
- Sosnowka** *Periparus ater* Linnaeus 1758 – Lęgowa i zimująca. W drzewostanie na stokach Chabówki gnieździ się 2–4 par. Sporadycznie zdarzają się lęgi w parku dworskim.
- Czubatka** *Lophophanes cristatus* Linnaeus 1758 – Zalutująca i sporadycznie zimująca. Pojedyncze obserwacje odnotowano poza sezonem lęgowym, np.: 18 II i 10 III 2012 – 1 osobnik przy karmniku (ES).
- Czarnogłówka** *Poecile montanus* Conrad von Baldenstein 1827 – Lęgowa i zimująca. Stwierdzono kilka par.
- Sikora uboga** *Poecile palustris* Linnaeus 1758 – Lęgowa i zimująca. Obserwowano kilka par.
- Kowalik** *Sitta europaea* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. 5–10 par gnieździ się na całym omawianym terenie.
- Pełzacz leśny** *Certhia familiaris* Linnaeus 1758 – Lęgowy i zimujący. 4–8 par gnieździ się na całym omawianym terenie.
- Pełzacz ogrodowy** *Certhia brachydactyla* C. L. Brehm 1820 – Lęgowy i zimujący. 3–5 par gnieździ się głównie na terenie parku dworskiego.
- Wilga** *Oriolus oriolus* (Linnaeus 1758) – Zalutująca. Pojedyncze ptaki pojawiają się najczęściej w maju i czerwcu, ale nie potwierdzono gniazdowania.
- Gąsiorek** *Lanius collurio* Linnaeus 1758 – Lęgowy. 2–4 par gnieździ się w obrębie parku dworskiego i w jego bezpośrednim sąsiedztwie. Lęgowy również na Chabówce, ale na terenach otwartych poza omawianą enklawą GPN.
- Srokosz** *Lanius excubitor* Linnaeus 1758 – Zalutujący i sporadycznie zimujący. Pojedyncze ptaki obserwuje się głównie zimą, np.: 10 III 2007 – 1 osobnik powyżej Parku Górnego (PA); 1 II 2010 – 1 osobnik na Chabówce (JL).
- Kruk** *Corvus corax* Linnaeus 1758 – Zalutujący i sporadycznie zimujący. Cykliczne obserwacje ptaków, głównie w rejonie Chabówki.
- Kawka** *Corvus monedula* Linnaeus 1758 – Lęgowa i sporadycznie zimująca. Na terenie parku podworskiego gnieździ się 1–3 par. Gniazda zakładają najczęściej w kominach budynku dawnej oficyny, ale stwierdzono również lęgi w naturalnych dziuplach, np.: 15 IV 2000 – gniazdo w kasztanowcu (PA).
- Wrona siwa** *Corvus cornix* Linnaeus 1758 – Zalutująca i sporadycznie zimująca. Pojedyncze ptaki obserwuje się sporadycznie na omawianym terenie zarówno w okresie lęgowym, jak i w zimie.
- Gawron** *Corvus frugilegus* Linnaeus 1758 – Lęgowy i sporadycznie zimujący. Kolonia gawronów znajdowała się na terenie parku dworskiego już na początku lat 80. XX wieku. W 2000 roku w samym parku stwierdzono 217 gniazd, a kolejne kilkadziesiąt znajdowało się poza jego granicami. W ciągu następnych lat liczba gniazd stopniowo malała: 2001 – 194 gniazda, 2002 – 142 (PA). Przełomowym momentem był 2004 rok, kiedy to ptaki na wiosnę nie wróciły do kolonii.
- Sroka** *Pica pica* (Linnaeus 1758) – Lęgowa i zimująca. Kilka lat temu gnieździła się w parku dworskim. Obecnie obserwuje się tylko ptaki zalutujące. Gniazda znajdują się w zakrzewieniach śródpolnych w niedalekim sąsiedztwie parku.
- Sójka** *Garrulus glandarius* (Linnaeus 1758) – Lęgowa i zimująca. Na omawianym terenie występują 1–2 pary. Gnieźdzenie stwierdzono w drzewostanie na Chabówce i w Parku Górnym.
- Orzechówka** *Nucifraga caryocatactes* (Linnaeus 1758) – Zalutująca i sporadycznie zimująca. Najczęściej obserwowana w okresie jesiennym, kiedy przylatuje na teren parku i okolicy w poszukiwaniu orzechów.
- Szpak** *Sturnus vulgaris* Linnaeus 1758 – Lęgowy. Licznie gniazduje (25–40 par) głównie na terenie parku dworskiego. Zajmuje zarówno wywieszane budki, jak i naturalne dziuple. W niektórych latach stwierdzano nawet po 4 zajęte dziuple w jednym drzewie.
- Mazurek** *Passer montanus* (Linnaeus 1758) – Lęgowy i sporadycznie zimujący. W 2002 r. jedna para założyła gniazdo w szczelinie budynku dyrekcji GPN (PA). Stwierdzono także gnieźdzenie się w budce lęgowej w Parku Dolnym (PA).
- Wróbel** *Passer domesticus* (Linnaeus 1758) – Zalutujący. Pojedyncze obserwacje ptaków przy budynku dyrekcji GPN: 21 VI 2000 – widziany 1 osobnik (PA); 12 XI 2012 – słyszany 1 osobnik (MR). Nie stwierdzono gniazdowania.
- Zięba** *Fringilla coelebs* Linnaeus 1758 – Lęgowa i sporadycznie zimująca. 20–30 par gnieździ się na całym omawianym terenie.

Jer *Fringilla montifringilla* Linnaeus 1758 – Przelotny i sporadycznie zimujący. Stadka do kilkunastu osobników pojawiają się w okresie przelotów i w zimie. Często wraz z innymi ptakami korzystają z pokarmu wykładanego w karmnikach.

Dziwonía *Carpodacus erythrinus* (Pallas 1770) – Łęgowa. 1–2 pary stwierdzano w Parku Dolnym w pobliżu Porębianki.

Gil *Pyrrhula pyrrhula* (Linnaeus 1758) – Prawdopodobnie łęgowy i zimujący. Rzadko obserwowany w sezonie łęgowym. Może gnieździć się w drzewostanie na Chabówce. Znacznie częściej spotykany w okresie zimowym w grupach po kilka osobników.

Szczygieł *Carduelis carduelis* (Linnaeus 1758) – Łęgowy i sporadycznie zimujący. 4–7 par gnieździ się głównie na terenie parku dworskiego. Rzadziej spotykany w drzewostanie na Chabówce. Pojedyncze osobniki obserwowano w okresie zimowym.

Czyż *Carduelis spinus* (Linnaeus 1758) – Zalutujący i zimujący. Spotykany przede wszystkim w okresie zimowym. Stadka nawet po kilkadziesiąt osobników odwiedzają miejsca dokarmiania.

Makolągwa *Carduelis cannabina* (Linnaeus 1758) – Łęgowa. 1–2 pary gniazdujące na terenie parku dworskiego.

Dzwoniec *Carduelis chloris* (Linnaeus 1758) – Łęgowy i zimujący. 3–5 par gnieździ się na terenie parku dworskiego. W okresie zimowym liczne stadka (nawet po kilkadziesiąt osobników) odwiedzają miejsca dokarmiania.

Kulczyk *Serinus serinus* (Linnaeus 1766) – Łęgowy. Gnieździ się w liczbie 3–6 par, głównie na terenie parku dworskiego.

Krzyżodziób świerkowy *Loxia curvirostra* Linnaeus 1758 – Zalutujący. Pojedyncza obserwacja kilku osobników w parku dworskim.

Grubodziób *Coccothraustes coccothraustes* (Linnaeus 1758) – Łęgowy i zimujący. 3–5 par od wielu lat gnieździ się na omawianym terenie. W okresie zimowym często pojawia się przy karmnikach, niekiedy w stadkach po kilkadziesiąt osobników.

Potrzeszcz *Emberiza calandra* Linnaeus 1758 – Prawdopodobnie łęgowy. Jeden śpiewający samiec obserwowany w niedalekim sąsiedztwie enklawy, na górze Potaczkowej: 20 VI 2011 – śpiewający samiec (MS); 3 V 2012 – śpiewający samiec (MS).

Trznadel *Emberiza citrinella* Linnaeus 1758 – Łęgowy i zimujący. 4–6 par gniazduje głównie w zarastających miedzach powyżej Parku Górnego oraz na skraju drzewostanu na Chabówce. Zimą spotykany zazwyczaj w grupach po kilka osobników.

DYSKUSJA

Niemal całą powierzchnię kompleksu głównego Gorczańskiego Parku Narodowego porastają różnego typu drzewostany. W reglu dolnym dominują buczyny oraz bory jodłowo-świerkowe, natomiast regiel górny zajmują świerczyny. Niespełna 5% powierzchni stanowią antropogeniczne polany reglowe. Stwierdzono tutaj 106 gatunków ptaków, z czego co najmniej 80 można uznać za łęgowe lub prawdopodobnie łęgowe. W przeważającej części są to gatunki typowo leśne. Jedynie kilka związanych jest ściśle ze wspomnianymi terenami otwartymi lub półotwartymi, np.: siwerniak, świergotek łąkowy, świergotek drzewny, derkacz, pokląskwa, gąsiorek, cierniówka i piegża.

Zupełnie inny charakter ma opisywana enklawa w Porębie Wielkiej. Ten niewielki fragment Parku wpisuje się w krajobraz charakterystyczny dla strefy pogórza, czyli teren pagórkowaty porzecinany dolinami rzecznyymi z mozaiką pól uprawnych, łąk, pastwisk, zadrzewień śródpolnych, sadów i osiedli ludzkich. Znaczne zróżnicowanie siedliskowe pociąga za sobą dużą różnorodność gatunkową ptaków. Okazuje się, że na powierzchni niespełna 25 ha stwierdzono do tej pory 106 gatunków, z których 67 uznano za łęgowe lub prawdopodobnie łęgowe. Szereg z nich występuje tylko w strefie pogórza i nie gnieździ się w obrębie głównego kompleksu. Przyjmując, że dla całego terenu GPN lista stwierdzonych gatunków ptaków obejmuje 136 pozycji, a wśród nich 106 jest łęgowych lub prawdopodobnie łęgowych, to ten niewielki obszar parkowo-rolniczy wzbogaca listę ptaków łęgowych o 26 gatunków. Należą do nich: nurogęś, kuropatwa, bażant, krętogłów, dzięciołek, dzięcioł zielony, sierpówka, szpak, łożówka, strumieniówka, pełzacz ogrodowy, raniuszek, kwiczoł, pokrzewka ogrodowa, zaganiacz, sroka, kawka, gawron, mazurek, szczygieł, kulczyk, dzwoniec, trznadel, potrzeszcz, makolągwa i dziwonía.

Wśród gatunków lęgowych dominują: szpak, zięba, kapturka, bogatka, modraszka, rudzik, nieco mniej liczne są: pierwiosnek, kowalik, kwiczoł, śpiewak i kos. Pod względem sposobu gnieźdzenia się najliczniejszą grupę stanowią ptaki zakładające gniazda w dziuplach i półdziuplach. Stwierdzono ich tutaj 21, co stanowi blisko 32% wszystkich gatunków lęgowych. Wiekowe zadrzewienia parku dworskiego zapewniają dużą dostępność schronień i miejsc lęgowych dla tej grupy ptaków, o czym może świadczyć niewielkie wykorzystanie wywieszonych budek lęgowych, które wynosi około 20%. Liczną grupę (18 gatunków) tworzą również ptaki budujące gniazda otwarte, położone wyżej nad ziemią, zwykle w strefie koron drzew lub w górnej warstwie podszytu. Stanowią one około 27% gatunków lęgowych. Nieco mniejszy udział, blisko 21%, mają ptaki gnieźdzące się nisko w strefie krzewów lub wyższej roślinności zielnej (15 gatunków). Ostatnią grupę (11 gatunków) stanowią ptaki zakładające gniazda na ziemi, których udział wśród gatunków lęgowych wynosi 16%. Występują tutaj również dwa gatunki: kopcuszek i pliszka siwa, których lęgi stwierdzano tylko w obrębie budynków znajdujących się w parku dworskim. W takich miejscach fakultatywnie gnieździły się także inne ptaki, np.: bogatka, muchołówka szara, mazurek lub kawka.

W przeciągu ostatnich 10 lat skład gatunkowy awifauny lęgowej nie ulegał większym zmianom, co prawdopodobnie wiąże się ze stabilnością siedlisk. Drzewostany na zboczach Chabówki pozostawione są od lat bez znaczącej ludzkiej ingerencji. Natomiast prace porządkowo-konserwatorskie prowadzone w międzyczasie na terenie parku dworskiego, mogły mieć wpływ, nie tyle na skład gatunkowy ptaków, ile na liczebność niektórych ich grup. W 2009 roku w zadrzewieniach parku dokonano w kilku miejscach redukcji krzewów oraz drzew w strefie podrostu i podszytu, a w 2010 roku zredukowano korony starych drzew na terenie całego parku. Prawdopodobnie wpłynęło to na zmniejszenie liczebności ptaków gnieźdzących się w strefie krzewów oraz w pewnym stopniu tych, zakładających gniazda w koronach drzew.

Gatunkiem, który pojawił się ostatnio w parku dworskim jest nurogęś. Od 2008 r. corocznie gnieźdzą się tutaj 2–3 pary. Zajmują dziuple w starych lipach lub wiązach. W ostatnim dziesięcioleciu obserwuje się znaczną ekspansję tego gatunku

w Polsce; m.in. zasiedla on coraz liczniej dolinę Raby (Kajtoch, Piestrzyńska-Kajtoch 2005; Kajtoch i in. 2005; obserwacje własne). W ostatnich latach poczyniono również pierwsze obserwacje trzech innych gatunków. Na terenie parku dworskiego w latach 2010–2012 stwierdzano muchołówkę białoszyją. Ptaki pojawiały się w okresie lęgowym (były to zazwyczaj śpiewające samce), ale nie potwierdzono pewnego gniazdowania. Zadrzewienia parkowe wydają się być odpowiednim miejscem dla tego gatunku. Stwierdzono także strumieniówkę przy granicy parku dworskiego od strony rzeki Porębianki oraz w pobliżu drzewostanu na Chabówce. Śpiewającego samca słyszano w maju i w czerwcu 2011 roku. W kolejnym sezonie lęgowym występowania tego gatunku już nie potwierdzono. Ostatnim gatunkiem, prawdopodobnie lęgowym, który zaobserwowano dopiero w ostatnich latach jest świerszczak. Śpiewającego samca słyszano nad Parkiem Górnym w maju i czerwcu 2011 roku.

W ostatnim dziesięcioleciu z omawianego terenu wycofał się gawron. Kolonia założona prawdopodobnie na początku lat 80. XX wieku w dużej części znajdowała się w obrębie Parku Dolnego. Kiedy rozpoczęto jej monitoring w 2000 roku na terenie parku dworskiego znajdowało się blisko 220 gniazd. Dodatkowo ptaki zajmowały drzewa wzdłuż alei jaworowej, prowadzącej w kierunku Niedźwiedzia, a także w olszynach nad Porębianką i przy ujściu potoku Konina w Niedźwiedziu. Łącznie w tym rejonie stwierdzono wówczas ponad 400 gniazd. W kolejnych latach ich liczba sukcesywnie malała, aż wreszcie w roku 2004 kolonia przestała istnieć. Ptaki na wiosnę nie wróciły do swoich gniazd. Jedną z przyczyn mogło być płoszenie ptaków w okresie lęgowym. W ostatnich latach obserwuje się lokalny spadek liczebności tego ciągle jeszcze pospolitego w Polsce gatunku. Jako jedną z głównych przyczyn tego zjawiska podaje się zmiany w sposobie użytkowania ziemi (Hordowski 1989; Chylarecki, Jawińska 2007; Neubauer i in. 2011; Tobółka i in. 2011).

Na omawianym terenie prowadzono również obserwacje w okresie zimowym, w którym stwierdzono ponad 50 gatunków, z czego 30 zaliczono do gatunków zimujących, a 25 do sporadycznie zimujących. Na terenie parku podworskiego znajdują się miejsca dokarmiania ptaków. W 3–4 karmnikach wystawiany jest głównie słonecznik. Wpływa to w

znaczny sposób na tworzenie się licznych zgrupowań ptaków. W zależności od roku udział poszczególnych gatunków bywał różny, ale zazwyczaj najliczniej pojawiały się w takich miejscach: dzwonec, czyż, bogatka, modraszka, grubodziób, znacznie mniej liczne były: sikora uboga, czarnogłówka, jer, gil, kos, sójka i dzięcioł duży. Grupowanie się ptaków wróblowatych wykorzystują ptaki szponiaste. Stałym bywalcem okolic karmników był krogulec, znacznie rzadziej obserwowano się tutaj jastrzębia. Oprócz jera, gościem z dalekiej północy zalatującym w Gorce jest jemiołuszka. W niektórych latach ptaki te nie pojawiały się wcale lub szybko przelatywały dalej na południe, w innych znowu koczowały w tej okolicy przez większą część zimy w stadkach liczących od kilkudziesięciu do nawet 200 osobników. Ptaki te chętnie odwiedzają sady w poszukiwaniu pozostawionych owoców, najczęściej jabłek.

Tereny otwarte na górze Chabówka są dobrym miejscem do polowania dla ptaków szponiastych, również zimą. Oprócz wspomnianych już krogulca i jastrzębia, spotykano tutaj myszołowa, pustułkę, myszołowa włochatego, a także orła przedniego, którego rewir najwyraźniej obejmują również tereny przyległe do parku dworskiego. W jego pobliżu nad Porębianką spotyka się w zimie m.in. krzyżówkę, czaplę siwą, zimorodka oraz pluszcza. Tego ostatniego w obrębie samego parku dworskiego jak do tej pory nie stwierdzano.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy dziękują Marioli Stefanik, Ewie Strauchmann, Markowi Rucińskiemu oraz Kazimierzowi Chwistkowi za udostępnienie swoich obserwacji z terenu parku dworskiego i jego otoczenia.

PIŚMIENNICTWO

Armatys P. 2002. Występowanie i preferencje siedliskowe świergotków *Anthus* na terenach otwartych Gorczańskiego Parku Narodowego. Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody 21,2: 207–223.

Armatys P. 2006. Ptaki w ekosystemach Parku. [W:] W. Różański, P. Czarnota, M. Stefanik, J. Tomaszewicz (red.) Gorczański Park Narodowy. 25 lat ochrony dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego: 175–187. Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka.

Armatys P. 2010. Gorce. [W:] T. Wilk, M. Jujka, J. Krogulec, P. Chylarecki (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce: xx-xx. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki.

Bashta A.T. 2002. Wpływ użytkowania gospodarczego na zgrupowania ptaków górskich łąk w Gorcach (Beskidy Zachodnie, Polska) i Beskidach Skolskich (Beskidy Wschodnie, Ukraina). Roczniki Bieszczadzkie 10: 153–167.

Chylarecki P., Jawińska D. 2007. Monitoring pospolitych ptaków lęgowych – Raport z lat 2005–2006. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Warszawa.

Dobrowolski K. 1927. Z przeszłości Poręby Wielkiej. [W:] L. Piotrowicz (red.) Księga Pamiątkowa Towarzystwa Kolonii Wakacyjnych dla uczniów gimnazjów m. Krakowa 1902–1927: 174–178. Kraków.

Głowaciński Z. 1991. Ekologiczny zarys awifauny zlewni Kamienicy w Gorcach i Beskidzie Wyspowym (Karpaty Zachodnie). Ochrona Przyrody 49,2: 175–196.

Hordowski J. 1989. Gawron *Corvus frugilegus* w południowo-wschodniej części województwa przemyskiego. Notatki Ornitologiczne 30: 21–36.

Kajtoch Ł., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2005. Zasiadanie dorzecza Raby przez nurogęsia *Mergus merganser*. Notatki Ornitologiczne 46,4: 243–246.

Kajtoch Ł., Baziak T., Mazgaj S., Piestrzyńska-Kajtoch A. 2010. Ekspansja nurogęsi *Mergus merganser* w zachodnich Karpatach w latach 1999–2009. Ornithologica 4: 302–304.

Kozłowski J. 1974. Liczebność i rozmieszczenie ptaków w Rezerwacie „Turbacz” w Gorcach. Ochrona Przyrody 39: 245–276.

Loch J. 1992. Pierwsze stwierdzenie lęgu siwerniaka *Anthus spinoletta spinoletta* w Gorcach. Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody 11,4: 99–103.

Loch J. 1997. Gnieźdzenie się sowy uszatej *Asio otus* na ziemi. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 3: 93–99.

Loch J. 2010. Park podworski Hrabów Wodzickich – Góra Chabówka. Ścieżka edukacyjna. Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka.

Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biuletyn Monitoringu Przyrody 8,1: 1–40.

Nowak D. 2003. Agresywne zachowania dzięcioła dużego *Dendrocopos major* i dzięcioła białogrzbietego *D. leucotos* wobec dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus*. Notatki Ornitologiczne 44: 57.

- Rychlikowa I. 1960. Klucz wielkoporębski Wodzickich w drugiej połowie XVIII wieku. Studia z historii społeczno-gospodarczej Małopolski 4. Zakład Narodowy imienia Ossolińskich. Instytut Historii PAN, Wrocław – Warszawa.
- Świerż-Zaleski T. 1930. Rezerwat leśny w Gorcach imienia Władysława Orkana. Ochrona Przyrody 10: 59–63.
- Tobółka M., Szymański P., Kuźniak S., Maćkowiak S., Kaczmarek S., Maliczak J., Michalak W., Ratajczak J., Sieracki P., Stępniewski J. 2011. Spadek liczebności populacji lęgowej gawrona *Corvus frugilegus* na Ziemi Leszczyńskiej. Ornis Polonica 52: 107–116.

SUMMARY

The Gorce National Park (GNP) consists of main area covering 6800 ha and some smaller enclaves located around the main complex border (Fig. 1). The total area of the Park exceeds 7000 ha. So far 136 bird species have been recorded there including 106 breeding or probable breeding.

Most of the published information concerning the bird fauna of the GNP include data from the main area complex. Only spare data concerned the birds observed in the Poręba Wielka enclave, located a few kilometers of N from the main complex border.

The aim of this paper was to summarize actual survey data about the enclave's avifauna. The enclave area (25 ha) consists of monumental Wodzicki's Park including remnants of an old-growth deciduous forest, old orchard, meadows and field afforestations, as well as a small woodland on slopes of the Chabówka hill (Fig. 2). The habitat mosaic determines very rich bird fauna. The present survey showed 106 bird species permanently or only occasionally leaving there. 67 from them were regar-

ded as breeding or probably breeding ones. Many species are confined to habitats of lower mountain elevations (foothills), and from this reason they were never observed in the main mountain area of the Park. Summarizing, 26 new species for avifauna of the GNP have been reported here, including: *Acrocephalus palustris*, *Aegithalos caudatus*, *Carduelis cannabina*, *C. carduelis*, *Carpodacus erythrinus*, *Certhia brachydactyla*, *Corvus frugilegus*, *C. monedula*, *Chloris chloris*, *Dendrocopos minor*, *Emberiza calandra*, *E. citrinella*, *Hippolais icterina*, *Jynx troquilla*, *Locustella fluviatilis*, *Mergus merganser*, *Passer montanus*, *Perdix perdix*, *Phasianus colchicus*, *Pica pica*, *Picus viridis*, *Serinus serinus*, *Streptopelia dacocto*, *Sturnus vulgaris*, *Sylvia borin*, *Turdus pilaris*.

The most common breeding birds were: *Eritacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Parus caeruleus*, *P. major*, *Sturnus vulgaris*, *Sylvia atricapilla*, and slightly less abundant were: *Phylloscopus collybita*, *Sitta europaea*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Turdus pilaris*. Among them, 21 species (32% of all breeding avifauna of this GNP enclave) preferred nests in tree hollows or semi-hollows. Further 18 species (27%) built their open nests in tree crowns or upper parts of shrubs. The group of 15 species nesting in the shrub zone or higher herb layer consisted of 21% of the breeding birds. The last group, 11 species (16%) built the nest on the ground.

During the last 15 years, the bird diversity have not changed significantly. The new findings are confined to *Mergus merganser*, which is breeding since 2008, as well as *Locustella fluviatilis* and *Locustella naevia* recorded for the first time in 2011. Only one species, *Corvus frugilegus*, has recently completely disappeared from this area.

During the winter surveys, 50 bird species were observed. Among them 30 are regarded as wintering and 25 species as occasionally wintering.

Raporty, opinie, polemiki ***Reports, views, controversies***

Projekt POIS.05.01.00-00-069/08

Ochrona przyrody Gorczańskiego Parku Narodowego
poprzez modernizację jego infrastruktury turystycznej – etap I.

Project POIS.05.01.00-00-069/08

Nature conservation in the Gorce National Park
through the improvement of its tourist infrastructure – part I.

Ocena stanu tras turystycznych w Gorczańskim Parku Narodowym

Estimation of tourist trails in the Gorce National Park

Aleksandra Magdalena Tomczyk¹, Marek Ewertowski¹,

Krystyna Popko-Tomasiewicz²

Abstract: The negative impact of recreational use of protected areas is the most visible within the trails and their immediate neighbourhood. The project concerning the rehabilitation of tourist infrastructure was carried out in order to reduce adverse effects of the recreational pressure in the Gorce National Park. Evaluation of the effectiveness of specific actions is carried out by monitoring of the trail condition, including photographic and transect-based monitoring of surface transformation in the transverse profiles of the two recreational trails and two educational paths. Rehabilitation activities conducted by the Park focused on reducing of the adverse impacts of rainwater. Infrastructure such as drainage ditches, culverts, filters, etc was installed for this purpose. Moreover, correction of the trail route, installation of wooden steps of different sizes, installation of footbridges, filling of rills were done in order to reduce the excessive trampling of the trailside by visitors. Realized works gave positive results in most cases. Number of muddy sections was reduced. Moreover, the intensity of trailside trampling was limited. The collected data provide a basis and reference material for further monitoring work.

Keywords: recreational trail, monitoring, human impact, protected areas, tourist management, nature protection

¹ Instytut Geoekologii i Geoinformacji, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Dziegielowa 27, 61–680, Poznań, e-mail: alto@amu.edu.pl, ewert@amu.edu.pl

² Zespół ds. Dydaktyki i Udostępniania Parku, Gorczański Park Narodowy, Poręba Wielka 590, 34–735 Niedźwiedź, e-mail: krystyna.tomasiewicz@gorcepn.pl

WSTĘP

Szlaki turystyczne i ścieżki edukacyjne należą do podstawowych elementów infrastruktury umożliwiającej udostępnianie turystyczno-rekreacyjne obszarów chronionych. Jednakże ograniczenie ruchu turystycznego do określonych miejsc sprawia, że są one zdecydowanie bardziej zniszczone niż tereny sąsiadujące (Marion *et al.* 1993; Hammitt, Cole 1998; Leung, Marion 2000; Olive, Marion 2009).

Negatywne zmiany w środowisku przyrodniczym powstałe w wyniku użytkowania szlaków turystycznych zaznaczają się m.in. zniszczeniem pokrywy roślinnej, zmianami gatunkowymi roślin,

osłabieniem witalności roślin, zmianą właściwości fizyczno-chemicznych gleb, rozcięciem szlaku, przyspieszonym odpływem wody i tworzeniem się miejsc podmokłych (Cole 1993; Hammitt, Cole 1998; Sun, Walsh 1998; Leung, Marion 2000).

Trasa turystyczna pozbawiona pokrywy roślinnej staje się silnie podatna na oddziaływanie procesów geomorfologicznych. Powierzchnie szlaków rozcinane są równomiernie lub nierównomiernie. W ich obrębie mogą tworzyć się liczne mikroformy o charakterze erozyjnym albo akumulacyjnym, m.in. bruzdy i rynny erozyjne, progi i kociołki eworsyjne, jezory akumulacyjne na stożku, stożki napływowe i usypiskowe, bruk defla-

cyjny, stopnie gelideflacyjne (Krusiec 1996; Czo-chański 2000; Gorczyca 2000; Szydarowski 2000). W wyniku obniżania powierzchni odsłaniane są korzenie drzew i skały podłoża. Jeśli trasa jest tak rozcięta, że utrudnia to jej użytkowanie, turyści zaczynają chodzić obok, doprowadzając do poszerzenia ścieżki.

Z punktu widzenia użytkowników, znaczne zniszczenia szlaków obniżają wartości estetyczne obszarów turystycznych (Roggenbuck *et al.* 1993; Vaske *et al.* 1993). Poza tym pokonanie głębokich kolein czy podmokłych miejsc może sprawić dużą trudność i być groźne dla bezpieczeństwa turystów. Z kolei z perspektywy zarządzających, degradacja szlaków turystycznych łączy się z dużymi nakładami finansowymi i materialnymi na remonty oraz programy nadzorowania ruchu turystycznego.

Stopień degradacji szlaków turystycznych zależy od szeregu czynników antropogenicznych (m.in. rozdeptywanie, rozjeżdżanie) i naturalnych (m.in. spłukiwanie linijne i powierzchniowe, działalność lodu włóknistego, ruchy masowe, deflacja). Przyjmuje się, że procesy te współdziałają ze sobą, przy czym czynnik ludzki inicjuje i wzmacnia procesy naturalne (Łajczak 1994, 1996; Gorczyca 2000).

Wpływ czynników związanych z użytkowaniem szlaków i środowiskiem przyrodniczym, które warunkują degradację tras turystycznych, może być ograniczany poprzez działania menedżerskie (Leung, Marion 1996). Czynności podejmowane przez zarządzających obszarami chronionymi w celu naprawy szlaków, optymalizowanie ich przebiegu i wprowadzanie urządzeń zabezpieczających przed degradacją, mogą znacząco poprawić stan szlaków, ograniczyć szybkość ich niszczenia oraz poprawić komfort i bezpieczeństwo odwiedzających.

W krajach anglosaskich tzw. ekologia rekreacji (ang. recreation ecology) oraz związane z nią praktyczne wskazówki na temat wyznaczania i konserwacji szlaków są szeroko rozpowszechnione i wykorzystywane (Cole 1993; Leung, Marion 1996, 2000; Hesselbarth *et al.* 2007). Z kolei w Polsce studia, w których zamieszczono szczegółowe opisy możliwych do przeprowadzenia zadań rekultywacyjnych należą do rzadkości (Łajczak i in. 1996; Prędko 2006).

Niniejszy artykuł dotyczy problematyki rekultywacji tras turystycznych w Gorczańskim Parku Narodowym (GPN), a w szczególności monitorowania skuteczności działań naprawczych. Jego głównym

celem było przedstawienie metod wykorzystanych do monitorowania stanu szlaków turystycznych i ścieżek edukacyjnych oraz zaprezentowanie wyników przeprowadzonych prac modernizacyjnych. Tego typu monitoring jest ważny ze względu na zamiar kontynuacji podjętych działań na pozostałych szlakach i ścieżkach GPN. Ocena wpływu zastosowanych metod i technologii modernizacji na zachowanie i poprawę środowiska Gorczańskiego Parku Narodowego pozwoli określić ich skuteczność oraz umożliwi wybór najbardziej efektywnych.

ZARYS PROJEKTU REKULTYWACJI INFRASTRUKTURY TURYSTYCZNEJ

Szlaki turystyczne i ścieżki edukacyjne są jednymi z najaktywniejszych miejsc pod względem antropopresji w granicach Gorczańskiego Parku Narodowego. Aby ograniczyć negatywny wpływ tych zmian na stan przyrody Parku konieczna jest modernizacja szlaków i ścieżek edukacyjnych, dzięki której ruch turystyczny zostanie skanalizowany, a straty w środowisku przyrodniczym zminimalizowane.

Głównym celem realizowanego projektu pn. „Ochrona przyrody GPN poprzez modernizację jego infrastruktury turystycznej – etap I i II”, współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Infrastruktura i Środowisko, jest ochrona przyrody Gorczańskiego Parku Narodowego, a szczególnie stabilności ekosystemów i różnorodności biologicznej, na różnych poziomach: gatunkowym i ekosystemowym poprzez modernizację infrastruktury turystycznej na obszarze chronionym. Zadanie to jest kontynuacją i rozwinięciem działań, które na terenie Parku realizowane były od 2000 roku. Do głównych prac, które zostały podjęte w projekcie należy między innymi modernizacja dwóch szlaków turystycznych i pięciu ścieżek edukacyjnych GPN.

Na odcinkach o dużym nachyleniu, w miejscach silnie zerodowanych, powstały konstrukcje drewniane (progi, schody), które mają na celu spowolnienie lub zatrzymanie aktywnych procesów erozyjnych. W miejscach, gdzie szlaki trawersują stoki i następuje erozja gleby, zostały wykonane i zastabilizowane krawężniki drewniane, które umocnią brzegi odstokowe. Na szlakach, zwłaszcza

w partiach grzbietowych, gdzie następują okresowe podsiąkania wodą, zamontowano ukośne sączki-przepusty z żerdzi odprowadzające nadmiar wód opadowych. W miejscach stale zabagnionych wykonano podesty drewniane umożliwiające przejście bez rozdeptywania otoczenia. Odcinki szlaków, które z powodu złej nawierzchni i podsiąkania wodą, w ciągu wielu lat zostały rozdeptane na szerokość niejednokrotnie 5 m i powyżej, zostały ogrodzone, zabezpieczając teren przed kolejnym rozdeptywaniem i umożliwiając odtworzenie szaty roślinnej. Na drogach stokowych, które są jednocześnie szlakami turystycznymi, przeprowadzono prace zabezpieczające przed niszczącą działalnością wód powierzchniowych (kaszyce, mostki). W miejscach koniecznych utwardzono nawierzchnie. Prace na szlakach wykonane zostały ręcznie oraz z użyciem sprzętu mechanicznego (koparka, traktor, samochód ciężarowy). Materiały używane do wykonania ww. prac to przede wszystkim drewno i miejscowy materiał skalno-ziemny. Wszystkie rozwiązania techniczne zrealizowane na szlakach GPN były dostosowane do lokalnych warunków terenowych.

W związku z przeprowadzeniem projektu modernizacji infrastruktury zaplanowano wykonanie monitoringu zmian środowiska przyrodniczego, które będą miały miejsce na skutek realizacji projektu.

METODY BADAŃ

Degradacja szlaków turystycznych jest najczęściej utożsamiana ze zwiększaniem się ich szerokości i głębokości oraz kompaktcją i ubytkiem gleby (Leung, Marion 1996). Biorąc pod uwagę cel badań wybrano podobne podejście, przyjmując za wskaźniki stopnia degradacji szlaków turystycznych szerokość wydeptanej pokrywy roślinnej oraz głębokość rozcięcia powierzchni szlaku.

Na podstawie przeglądu stosowanych metod badawczych, przeprowadzonego przez Tomczyk i Ewertowskiego (2008), zdecydowano się na wykorzystanie do oceny dynamiki przekształcenia szlaków turystycznych oraz skuteczności przeprowadzonych działań naprawczych monitoringu fotograficznego oraz pomiarów przekształcenia powierzchni szlaku w profilach poprzecznych. Badania prowadzono w latach 2010–2011.

MONITORING PRZEKSZTAŁCANIA POWIERZCHNI SZLAKÓW W PROFILACH POPRZECZNYCH

„Metoda zgrupowanych przekrojów” (ang. clustered transect technique) (Dixon *et al.* 2004; Hawes *et al.* 2006) polega na wyznaczeniu wybranych powierzchni, w obrębie których wykonywane są pomiary w kilku/kilkunastu profilach zlokalizowanych wzdłuż ścieżki, w niewielkich odstępach od siebie (od kilkudziesięciu centymetrów do kilku metrów). Metoda ta została zaadaptowana na potrzeby niniejszego projektu. Pomiary w profilach wykonywane były na dwa sposoby, w zależności od szerokości trasy turystycznej:

1. Na szlakach o szerokości mniejszej niż dwa metry pomiary głębokości prowadzono przy wykorzystaniu dalmierza laserowego. Jako punkt odniesienia służyła tyczka pomiarowa o długości 200 cm, która rozkładana była prostopadle do przebiegu ścieżki. Miejsca przyłożenia tyczki określano według rozciągniętych po obu stronach szlaku taśm geodezyjnych. Poszczególne powierzchnie pomiarowe ustabilizowano i oznaczono przy wykorzystaniu reperów geodezyjnych. Repery zostały wbite w ziemię oraz przykryte warstwą ściółki tak, aby nie zostały naruszone przez osoby postronne. Każdy z reperów dowiązano do znajdujących się w jego otoczeniu punktów charakterystycznych (drzew, głazów, itp.), aby można było odnaleźć je w następnych sezonach pomiarowych.
2. Na szlakach o szerokości powyżej dwóch metrów, gdzie niemożliwe było wykorzystanie tyczki jako poziomego odniesienia, do pomiarów wykorzystano taśmę mierniczą z obciążnikiem oraz rozciągnięty pomiędzy dwoma drzewami sznurek mierniczy. Odczytu głębokości dokonywano względem punktu reperowego umieszczonego na początku każdego z profili. Również w tym wypadku repery zostały wbite w ziemię i zakryte, a ich lokalizacja dowiązana do punktów charakterystycznych.

Odczytu głębokości dokonywano w odstępach 5 cm. Błąd pomiaru oszacowano mierząc ponownie trzy wybrane profile. Porównanie zmierzonych dwukrotnie profili wskazuje, że błąd wynosi ok. 5%.

MONITORING FOTOGRAFICZNY

Monitoringiem fotograficznym objęto powierzchnie testowe, w których badano ubytek

materiału w profilach i szerokość szlaku oraz dodatkowe punkty monitoringowe. Zdjęcia wykonywane zostały z miejsc, których położenie dowiązano do znajdujących się w pobliżu elementów charakterystycznych. Zdjęcia zrobiono ze stałej wysokości (175 cm) przy wykorzystaniu ogniskowej 17 mm (ekwiwalent dla filmu 35 mm: 25,5 mm) oraz 35 mm (ekwiwalent dla filmu 35 mm: 52,5 mm).

OBSZAR BADAŃ

Badania realizowane w ramach monitoringu projektu „Ochrona przyrody GPN poprzez modernizację jego infrastruktury turystycznej – etap I”, prowadzone są w obrębie (Ryc. 1A):

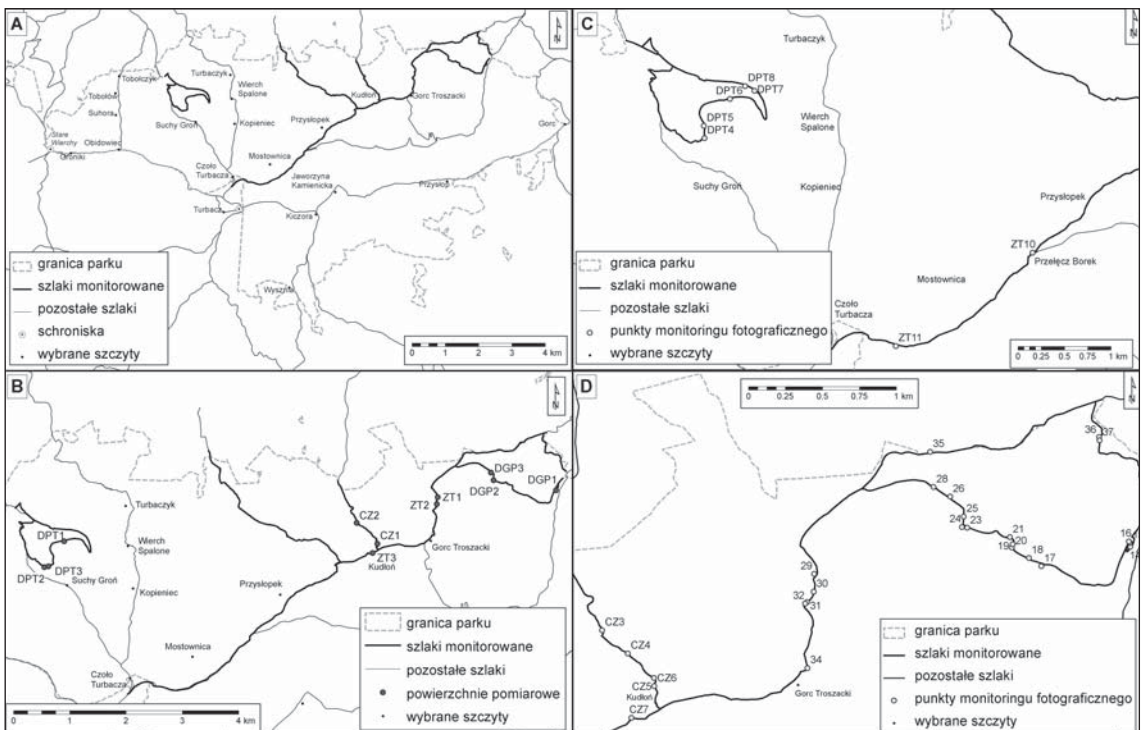
- żółtego szlaku zw. „Szlakiem dziesięciu polan”,
- czarnego szlaku z Lubomierza do Koniny,
- ścieżki edukacyjnej „Dolina Gorcowego Potoku”,
- ścieżki edukacyjnej „Dolina potoku Turbaczy”.

Łącznie założono szesnaście powierzchni testowych do monitorowania przekształcenia szlaków w profilach poprzecznych oraz wytypowano czterydzieci pięć punktów monitoringu fotograficznego (Ryc. 1B, C i D).

WYBRANE WYNIKI BADAŃ

SZLAK ŻÓŁTY

Szlak żółty jest najdłuższą i jednocześnie najbardziej zróżnicowaną pod względem stopnia zachowania trasą spośród poddanych monitoringowi. Jego szerokość całkowita (odsłonięte podłoże mineralne + obniżona kondycja roślin) waha się od 0,4 m do 13,5 m, przy czym 1/10 długości trasy (1 km) ma więcej niż 3 m szerokości. Z kolei rozcięcie szlaku w stosunku do otoczenia na co najmniej 0,1 m dotyczy prawie 19% długości szlaku (1,9 km), dochodząc maksymalnie do 1,6 m głębokości (Tomczyk, Ewertowski 2011).

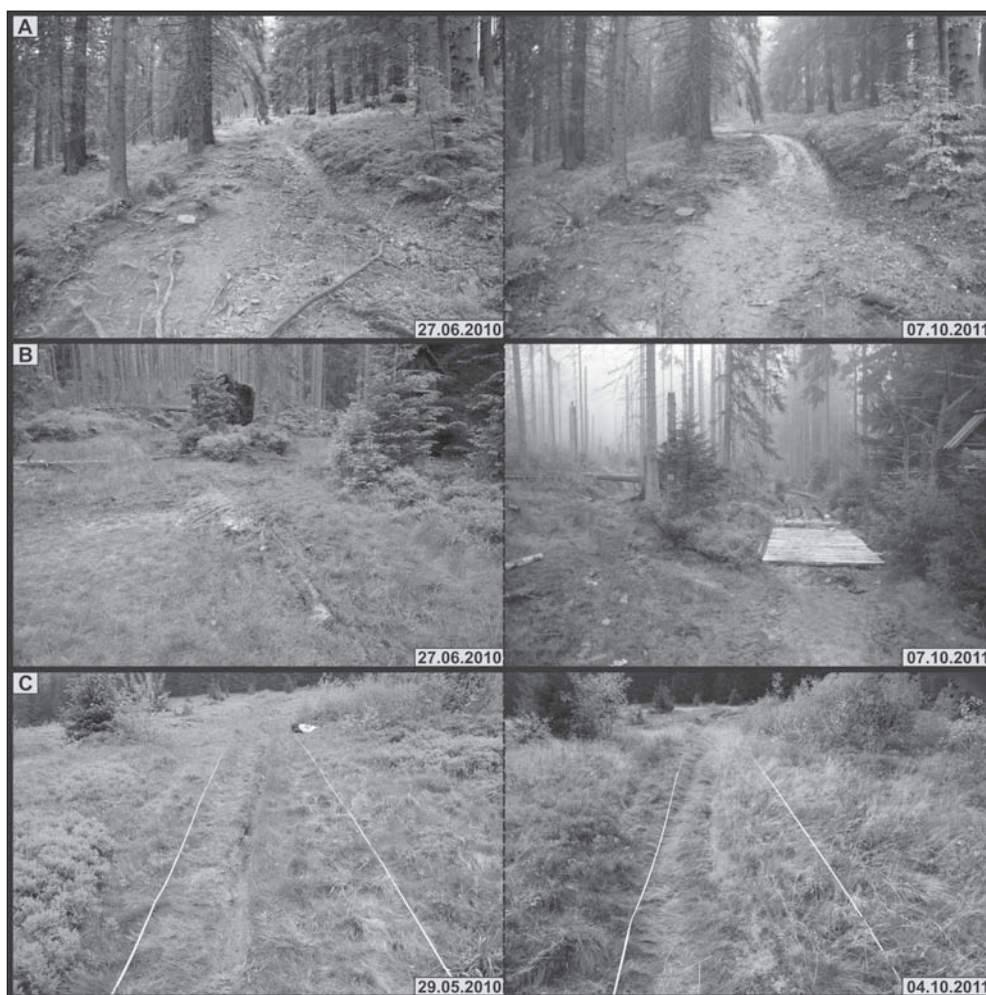


Ryc. 1. A – Szlaki turystyczne i ścieżki edukacyjne, które podlegają monitoringowi na terenie GPN; B – Lokalizacja punktów, w których prowadzono monitoring w profilach poprzecznych; C, D – Lokalizacja punktów monitoringu fotograficznego.

Fig. 1. A – Recreational trails and educational paths subjected to monitoring in GPN; B – Location of the transect-based measurement monitoring; C, D – Location of the photo point monitoring.

Największe zmiany związane były z rewitalizacją prowadzoną od Przełęczy Borek do Czoła Turbacza. Ten fragment szlaku został przystosowany do użytkowania przez turystów rowerowych oraz do wykorzystania przez Park i właścicieli polan położonych w pobliżu, jako droga dojazdowa (jedyna dla właścicieli z miejscowości leżących w płn. części Parku) m.in. do koszenia polan. Konsekwencją tego było również znaczące, lokalne poszerzenie ścieżki oraz podcięcie boków trasy (Ryc. 2A). Zastosowano bro-

dy kamienno-drewniane zapewniające powolny spływ wody, a jednocześnie umożliwiające ruch turystyczny oraz szereg konstrukcji ułatwiających odprowadzanie wody z powierzchni szlaku. W okolicy samej Przełęczy Borek istotnym problemem była podmokłość terenu. Turyści, chcąc ominąć kałuże i błoto, wydeptali szereg nieformalnych ścieżek w strefie około 10 m od wytyczonego przebiegu szlaku. W celu ułatwienia użytkowania osuszono nawierzchnię trasy oraz wykonano drewniane podesty (Ryc. 2B).



Ryc. 2. Szlak żółty, stan trasy w 2010 i 2011 roku: A – poszerzenie szlaku oraz podcięcie jego boków spowodowane dostosowaniem trasy do wykorzystania przez turystów rowerowych, punkt ZT11; B – budowanie drewnianej kładki ułatwiającej pokonanie podmokłego odcinka szlaku, punkt ZT10; C – zmiany w obrębie bruzdy erozyjnej powstałej w maju 2010 w wyniku opadów o silnym potencjalnie erozyjnym, punkt ZT2.

Fig. 2. Yellow trail, condition in 2010 and 2011: A – trail widening and undercutting of its sides caused by transformation to the cycling trail, ZT11 point; B – wooden footbridge facilitating overcoming of the wetland areas, ZT10 point; C – filling and overgrowing of erosional rill formed in May 2010 as a result of rainfall with a high erosive potential, ZT2 point.

Na pozostałej części szlaku żółtego nie przeprowadzono prac remontowych w sezonie 2010/2011. Pozwoliło to zaobserwować w okresie między majem 2010 a początkiem października 2011, w jaki sposób zmieniała się trasa na skutek działania procesów naturalnych oraz użytkowania turystycznego. W większości badanych odcinków zmiany te były niewielkie. Lokalnie, w przypadku powierzchni ZT1 szlak poszerzył się o 0,2 m i pogłębił o 0,05 m. Ponadto, w niektórych miejscach, doszło do wyraźnych przekształceń zarówno samej ścieżki, jak i jej otoczenia, powstałych na skutek obfitych i intensywnych opadów deszczu w maju 2010 roku. Na powierzchni ZT2 przejawiały się one głównie erozją gleby i utworzeniem bruzd erozyjnych o głębokości dochodzącej do 0,3 m i szerokości 0,4 m. W ciągu 17 miesięcy, tj. w czasie pomiędzy kolejnymi sesjami pomiarowymi, bruzda uległa częściowemu zasypaniu materiałem mineralnym oraz zarastaniu roślinnością. W bruzdzie zdeponowane zostało maksymalnie do 0,15 m materiału mineralnego. Procesy naturalne doprowadziły także do poszerzenia bruzdy oraz do lokalnego przesunięcia osi rozcięcia. Powstanie bruzdy w maju 2010 miało wpływ na zachowanie turystów. Aby ominąć niewygodny odcinek, chodzili obok. W konsekwencji wydeptali nową ścieżkę. W październiku 2011 roku była ona pozbawiona pokrywy roślinnej oraz lokalnie rozcięta w stosunku do otoczenia na 0,27 m (Ryc. 2C).

SZLAK CZARNY

Szlak czarny w znacznej części charakteryzuje się dużym nachyleniem i niekorzystną orientacją względem dominującego spadku terenu. W 2010 roku trasa na prawie 900 m długości była nachylna pod kątem 15° lub więcej, a na przeszło 2 100 m długości biegła równoległe lub prawie równoległe w stosunku do największego nachylenia terenu. W konsekwencji wykazywała bardzo dużą wrażliwość na intensyfikację procesów erozyjnych. Ponadto stroma, często śliska ścieżka była niewygodna, a nawet niebezpieczna w użytkowaniu, przez co turyści schodzili z wyznaczonej trasy i wydeptywali pobocze. Aby zapobiec dalszej degradacji, przeprowadzono dwa główne rodzaje prac remontowych. Pierwszy z nich obejmował zainstalowanie stopni bądź schodów, zachęcając użytkowników do pozostania na wyznaczonej trasie. Drugi dotyczył zmiany przebiegu trasy tak, aby była ona mniej stroma i bardziej prostopadła do największego spadku te-

renu oraz zainstalowania blokad i zapór spowalniających intensywność procesów geomorfologicznych na wyłączonych z użytkowania fragmentach szlaku.

Przykładem działalności pierwszego rodzaju są zabezpieczenia w postaci drewnianych schodów zamontowane w punkcie CZ4 (Ryc. 3A). W ten sposób zmniejszona została powierzchnia narażona na wydeptywanie. Szerokość wyremontowanego szlaku wyniosła ok. 1 m. Można spodziewać się, że alternatywna ścieżka, widoczna po prawej stronie zdjęć (Ryc. 3A) oraz jej otoczenie, po pewnym czasie zostaną porośnięte roślinami.

Drugi rodzaj prac rewitalizacyjnych, obejmujący modyfikację biegu szlaku, dotyczył głównie odcinka w pobliżu Kudłńskiego Bacy (punkt CZ3). Zmieniono tam przebieg trasy, kierując odwiedza-



Ryc. 3. Szlak czarny, stan trasy w 2010 i 2011 roku: A – zbudowanie drewnianych schodów sprzyjających skanalizowaniu ruchu turystycznego i ograniczeniu rozdeptywania pobocza szlaku, punkt CZ4; B – skonstruowanie drewnianych barier oraz umieszczenie gałęzi w rynnie erozyjnej, którą prowadził szlak przed zmianą przebiegu, w celu spowolnienia procesów erozyjnych, punkt CZ3.

Fig. 3. Black trail, condition in 2010 and 2011: A – wooden stairs favouring canalization of visitor traffic and reduction of trailside trampling, CZ4 point; B – wooden barriers and tree branches placed in the erosion rill, which was a former trail route. Their focus is to stop the material carried by water flowing down and consequently to gradually slow of erosion processes, point CZ3.



Ryc. 4. Szlak czarny, stan trasy w 2010 i 2011 roku: zmiana przebiegu szlaku w okolicach Kudłonia połączona z budową drewnianych stopni (dwoma taśmami zaznaczono stary przebieg szlaku), powierzchnia CZ1.

Fig. 4. Black trail, condition in 2010 and 2011: changing the route in the vicinity of Kudłoń Mt. combined with installation of wooden steps that improved the safety in one of the steepest sections of the trail (old trail route is marked by measuring tapes), test area CZ1.

jących łagodnie nachyloną drogą stokową. Stary odcinek został zablokowany poprzez zainstalowanie drewnianych zapór, pomiędzy które ułożono pnie i gałęzie drzew (Ryc. 3B). Zabezpieczenia te mają za zadanie zahamować lub zminimalizować erozję oraz przyczynić się do odnowienia zniszczonej pokrywy roślinnej.

Obie wspomniane metody zastosowano w obrębie silnie zniszczonego odcinka szlaku w okolicach szczytu Kudłonia (powierzchnia CZ1). Aby zniwelować silne nachylenie trasy zmieniono jej przebieg (Ryc. 4). Rozcięcie erozyjne o głębokości lokalnie do 0,4 m, którym uprzednio prowadził szlak, częściowo zablokowano gałęziami drzew, aby doprowadzić do akumulacji materiału i spowolnienia erozji. Dodatkowo, nowy przebieg trasy umocniono poprzez zainstalowanie drewnianych stopni o szerokości 1 m. W ten sposób utworzono bardziej bezpieczną i wygodną trasę oraz umożliwiono odnawianie się pokrywy roślinnej w otoczeniu szlaku.

Na wyłączonym z użytkowania odcinku szlaku, w obrębie powierzchni testowej CZ1, zaobserwowano znaczne przekształcenie powierzchni terenu. W okresie od czerwca 2010 do października 2011 roku w skrajnych przypadkach trasa obniżyła się o blisko 0,15 m, a w innych została nadbudowana maksymalnie o 0,10 m. Odnotowano również podcinanie boków rozcięcia erozyjnego oraz migracje osi rozcięcia w bok szlaku. Ponadto, uchwycono nieznaczne zasypywanie dolnego odcinka bruzdy materiałem pochodzącym z górnych części stoku.

ŚCIEŻKA EDUKACYJNA „DOLINA GORCOWEGO POTOKU”

Remont ścieżki edukacyjnej „Dolina Gorcowego Potoku” miał miejsce w 2010 roku. Wyróżnić można dwie zasadnicze grupy przeprowadzonych prac. Pierwsza z nich dotyczyła fragmentu ścieżki poprowadzonej drogą jezdnią. Obejmowała ona głównie prace związane z poprawą drenażu

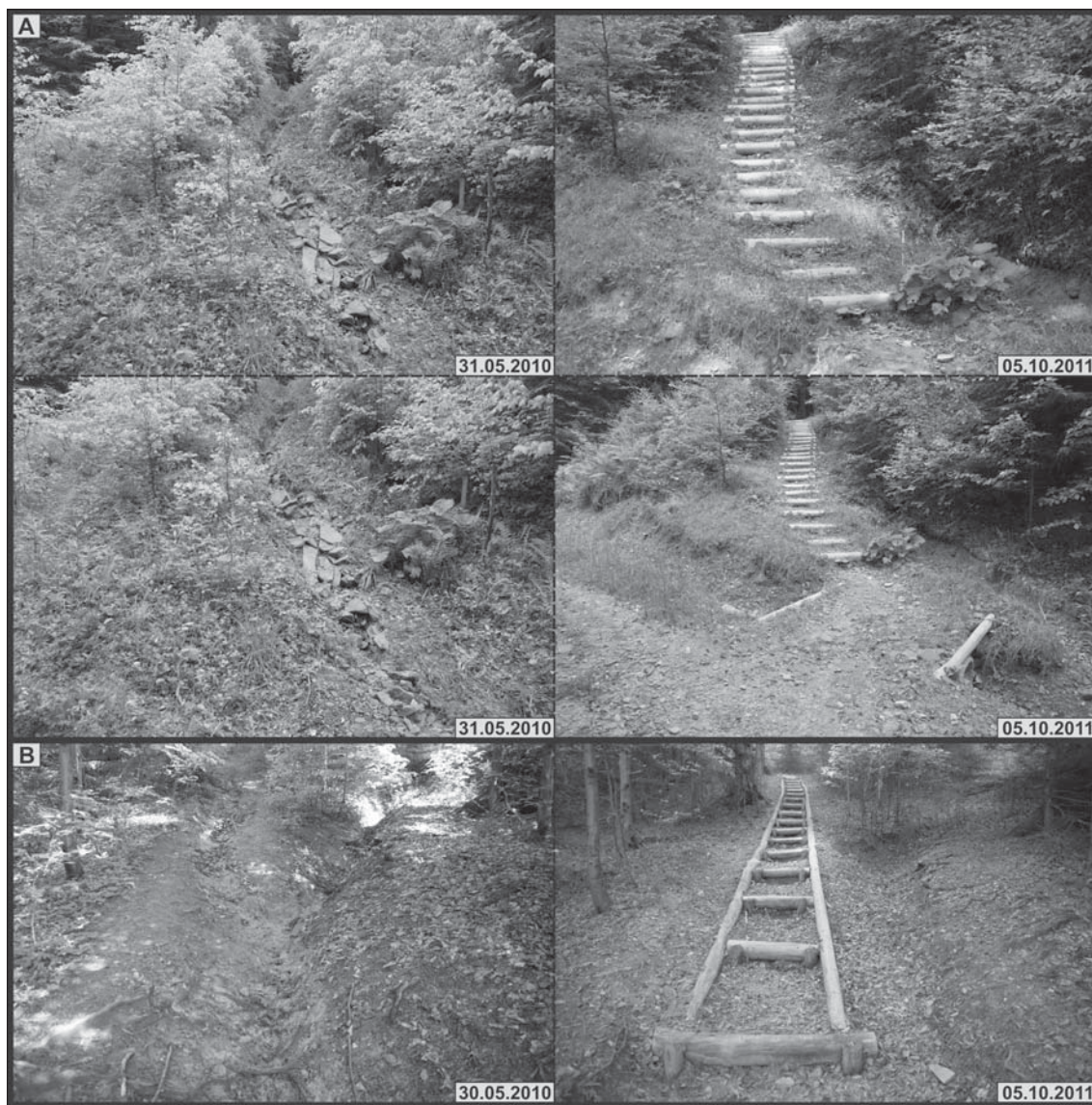


Ryc. 5. Ścieżka edukacyjna „Dolina Gorcowego Potoku”, stan trasy w 2010 i 2011 roku: utwardzenie nawierzchni drogi oraz wykopanie lub udrożnienie rowu odwadniającego po stronie dostokowej w celu zminimalizowania erozyjnej działalności wody, powierzchnia DGP1.

Fig. 5. Educational path 'Dolina Gorcowego Potoku', condition in 2010 and 2011: paving of the road and digging or unblocking of the trench lead to weaken of the erosion activity of water flow, DGP1 test area.

oraz naprawą nawierzchni drogi tak, aby mogła być wykorzystywana przez turystów pieszych i pojazdy mechaniczne. Wzdłuż niemal całego odcinka ścieżki edukacyjnej, który biegł starą drogą stokową, wykopano lub pogłębiono rów od strony dostokowej (Ryc. 5). Zamontowano również przepusty pod nawierzchnią drogi, które odprowadzają wodę ze wspomnianego rowu do Gorco-

wego Potoku. W miejscach, w których na skutek intensywnych opadów w maju 2010 pojawiły się osuwiska, zamontowano zabezpieczenia w postaci drewnianych barier. Naprawie i wyrównaniu uległa również nawierzchnia drogi, która uprzednio, na skutek niewłaściwego drenażu, porozcinana była bruzdami erozyjnymi, pogłębianymi przez spływającą wodę.



Ryc. 6. Ścieżka edukacyjna „Dolina Gorcowego Potoku”, stan trasy w 2010 i 2011 roku: A – zbudowanie drewnianych schodów i kładki w miejscu utworzenia się bruzdy erozyjnej, powierzchnia DGP2; B – przykład nieprawidłowo zbudowanych schodów (zbyt głębokich i wysokich), powierzchnia DGP3.

Fig. 6. Educational path 'Dolina Gorcowego Potoku', condition in 2010 and 2011: A – in May 2010, after heavy rains, erosion rill was formed making it difficult to use the trail. As part of the revitalization, rill was filled and fitted with wooden steps, DGP2 test area; B – erosion rill was replaced by wooden steps. However, they were not properly constructed – they are too deep and too high. Virtually this prevents the use of the steps and force visitors to trample of the trailside, DGP3 test area.

Od czasu przeprowadzonych prac modernizacyjnych nie zauważono śladów rozmycia powierzchni trasy bądź jej rozcinania przez skoncentrowany spływ wody. Niekorzystnym przejawem jest jedynie zbytne podcięcie stoku w niektórych miejscach, które może doprowadzić do osuwania się mas ziemnych do rowu odwadniającego.

Druuga grupa prac dotyczyła fragmentów ścieżki edukacyjnej, które przeznaczone są wyłącznie do użytku pieszego. Zainstalowano tam urządzenia wspomagające odwadnianie nawierzchni szlaku, co doprowadziło do osuszenia jego powierzchni. W miejscach o znacznym nachyleniu zainstalowano drewniane stopnie lub schody, które miały

na celu ułatwienie przemieszczania się, a w konsekwencji zniechęcenie turystów do zbaczania ze szlaku. Przykładem takiego rozwiązania jest powierzchnia DGP2, w obrębie której zasypano rynnę erozyjną o głębokości maksymalnie dochodzącej do 0,85 m i szerokości około 1,1 m (utworzoną po nawalnych opadach w maju 2010 roku) oraz zainstalowano drewniane schody (Ryc. 6A). Takie rozwiązanie powinno zapobiec rozdeptywaniu pobocza trasy.

Przykładem niepoprawnie wykonanych zabezpieczeń jest natomiast fragment trasy w obrębie oraz powyżej powierzchni DGP3 (Ryc. 6B). Skonstruowane stopnie są za wysokie (około 0,2 m) i zbyt głębokie (do około 1,25 m). Sprawia to, że użytkownicy schodzą z przygotowanej trasy i rozdeptyują pobocze.

ŚCIEŻKA EDUKACYJNA „DOLINA POTOKU TURBACZ”

Podobnie jak ścieżka „Dolina Gorcowego Potoku”, także ścieżka „Dolina Potoku Turbacz” złożona jest z dwóch części. Pierwsza z nich prowadzi drogą stokową wykorzystywaną przez turystów pieszych i rowerowych. Pozostały fragment to głównie wąska trasa biegnąca stokiem, przewidziana do użytkowania przez turystów pieszych.

Remont fragmentów ścieżki wzdłuż drogi stokowej obejmował oczyszczenie i pogłębienie rowu biegnącego wzdłuż drogi na głębokości 0,4 m, naprawę nawierzchni oraz zainstalowanie urządzeń drenujących. Przeprowadzone prace zaowocowały osuszeniem nawierzchni drogi, która wcześniej, w 2010 roku była grząska – woda stagnowała w koleinach i bruzdach erozyjnych (Ryc. 7A). Połączone z tym małe obciążenie turystyczne przełożyło się na brak rozdeptywania oraz odnawianie się pokrywy roślinnej. Ponadto w wyniku prac remontowych powierzchnia trasy została wyprofilowana tak, że charakteryzuje się niewielkim nachyleniem w dół stoku, co dodatkowo ułatwia spływ wody.

Odcinki ścieżki edukacyjnej, które poprowadzone są bezpośrednio przy Potoku Turbacz ulegały podmywaniu i niszczeniu. Aby temu zapobiec skonstruowano drewniano-kamiennie bariery (kaszyce) zabezpieczające przed niszczącą działalnością płynącej wody (Ryc. 7B). Dodatkowo umocniono nawierzchnię trasy oraz zainstalowano krawężniki kanalizujące ruch turystyczny, a tym samym chroniące przed nadmiernym rozdeptywaniem pokrywy roślinnej.

DYSKUSJA

Wpływ czynników związanych z użytkowaniem i charakterystyka środowiska przyrodniczego, warunkujących degradację szlaków turystycznych, może być do pewnego stopnia kontrolowany poprzez działania menedżerskie (Leung, Marion 1996, 2000). Na potrzebę rekultywacji szlaków turystycznych zwróciło uwagę wielu badaczy zajmujących się oceną ich degradacji (m.in. Skałwiński 1993; Łajczak 1996; Prędko 2006; Buchwał, Rogowski 2010). Niestety, mimo znacznego potencjału działań menedżerskich w łagodzeniu niepożądanych zmian, często są one pomijane z powodu wysokich kosztów ich wdrażania i zazwyczaj zastępowane przez regulaminy (Marion, Olive 2006).

Łajczak i in. (1996) zaproponowali trzy grupy metod rekultywacji w celu zminimalizowania skutków narciarstwa i turystyki pieszej, obejmujące metody organizacyjne (m.in. zmiany w zarządzaniu ruchem turystycznym, zmiany przebiegu szlaków), techniczne (budowa infrastruktury przeciwoerozyjnej, np. barier drewnianych, konstrukcji kamiennych, siatek i mat) i biologiczne (wysiew nasion, wykładanie materiału roślinnego, torfowanie czy implantacja darni). W GPN skupiono się na dwóch pierwszych grupach metod, które dostosowano do lokalnych warunków terenowych. W I etapie projektu ograniczono natomiast stosowanie metod biologicznych do instalacji w rynnach erozyjnych drewnianych zapór i układaniu między nimi gałęzi i pni, aby skrócić drogę spływu wody i tym samym zminimalizować lub zahamować erozję, jednocześnie tworząc sprzyjające warunki do akumulacji materiału mineralnego i ukorzenia roślin. Również w otoczeniu szlaków, w strefach szerokiego rozdeptania, umieszczono gałęzie i pnie, aby z jednej strony stworzyć naturalną barierę i ograniczyć wydeptywanie, z drugiej – umożliwić odtworzenie darni. Prowadzony monitoring zmian pozwoli określić skuteczność tego podejścia. Wstępny przegląd wykorzystanych sposobów modernizacji szlaków zastosowanych w GPN wraz z uwagami dotyczącymi ich funkcjonowania znajduje się w Tabeli 1.

Czynnikiem częściowo kontrolowanym przez zarządzających obszarami chronionymi jest sposób poprowadzenia trasy. Procesy erozyjne można zminimalizować wystrzegając się stromych nachyleń szlaków oraz wytyczając trasy prostopadle do największego spadku terenu (Marion,



Ryc. 7. Ścieżka edukacyjna „Dolina Potoku Turbacz”, stan trasy w 2010 i 2011 roku: A – utworzenie rowu odwadniającego oraz urządzeń drenujących spowodowało osuszenie nawierzchni trasy, punkt DPT6; B – zbudowanie drewniano-kamiennych barier (kaszyk) ograniczających podmywanie brzegów przez potok, punkt DPT7.

Fig. 7. The educational path 'Dolina Potoku Turbacz', condition in 2010 and 2011: A – creation of the drainage trench and drainage facilities caused drying of the trail surface, DPT6 point; B – wooden and stone barriers reduce the undercutting of the banks of the stream, DPT7 point.

Olive 2006). Z kolei część szlaków turystycznych i ścieżek edukacyjnych w GPN wykorzystuje drogi, które istniały długo wcześniej przed powołaniem Gorczańskiego Parku Narodowego (Wałykowski 2006). Nie były one zatem specjalnie wytyczane i przygotowywane na potrzeby udostępniania turystycznego w warunkach ochrony

przyrody. Istnienie zatem potrzeba korekty ich przebiegu tak, aby zminimalizować negatywne skutki ich użytkowania. Wsparciem przy planowaniu i korygowaniu przebiegu tras są niewątpliwie Systemy Informacji Geograficznej i modelowanie wrażliwości środowiska na działalność turystyczną (Tomczyk 2011).

Tabela 1. Przegląd metod wykorzystanych podczas modernizacji szlaków turystycznych w Gorczańskim Parku Narodowym.
Table 1. Overview of the methods used during the modernization of recreational trails in the Gorce National Park.

Konstrukcje	Cel	Zalety	Wady
rów odprowadzający wodę	<ul style="list-style-type: none"> · odprowadzenie nadmiaru wód opadowych /roztopowych z powierzchni trasy 	<ul style="list-style-type: none"> · woda opadowa/roztopowa spływa do rowu, dzięki czemu powierzchnia trasy zostaje osuszona 	<ul style="list-style-type: none"> · wycięcie roślin związane z przekopaniem rowu · osypywanie się ścian rowu w przypadku zbyt dużego podcięcia stoku · zapychanie rowu przez gałęzie i liście oraz materiał mineralny
drewniane schody i progi	<ul style="list-style-type: none"> · spowolnienie lub zatrzymanie procesów erozyjnych 	<ul style="list-style-type: none"> · stopnie i progi spowalniają spływ wody wzdłuż trasy i przyczyniają się do jej odprowadzenia na pobocze · między poszczególnymi stopniami następuje akumulacja materiału mineralnego · drewniane schody wyznaczają przestrzeń do przemieszczenia się turystów i ograniczają rozdeptywanie otoczenia · schody i progi ułatwiają przejścia stromymi fragmentami tras 	<ul style="list-style-type: none"> · mokre drewniane belki mogą przyczynić się do poślizgnięcia się i upadku użytkowników · w przypadku zbyt wysokich, niewygodnych stopni turyści wybierają przejście poboczem · w przypadku szlaku poprowadzonego prostopadłe do poziomic, woda spływa z boku trasy, wzdłuż schodów
drewniane krawężniki	<ul style="list-style-type: none"> · umocnienie brzegów odstkowych 	<ul style="list-style-type: none"> · krawężniki wyznaczają przestrzeń do przemieszczenia się turystów i ograniczają rozdeptywanie otoczenia · zapobiegają osypywaniu się szlaku 	<ul style="list-style-type: none"> · konieczność instalowania poprzecznych żerdzi umożliwiających spływ – w przeciwnym razie krawężniki mogą ograniczyć odprowadzanie wody z nawierzchni trasy
przepusty z żerdzi	<ul style="list-style-type: none"> · odprowadzenie nadmiaru wód opadowych/roztopowych 	<ul style="list-style-type: none"> · zatrzymanie spływu wody poprzez odprowadzenie jej poza powierzchnię trasy 	<ul style="list-style-type: none"> · mokre drewniane belki mogą przyczynić się do poślizgnięcia się i upadku użytkowników · zapychanie się przepustów przez gałęzie i liście oraz materiał mineralny · szerokość przepustów powinna być zdecydowanie większa niż szerokość trasy
podesty drewniane	<ul style="list-style-type: none"> · umożliwiają przejście bez rozdeptywania otoczenia szlaku 	<ul style="list-style-type: none"> · drewniane podesty ułatwiają przejście podmokłych odcinków szlaków, bez konieczności schodzenia z nawierzchni trasy · zabezpieczają otoczenie przed rozdeptaniem 	<ul style="list-style-type: none"> · mokre drewniane podesty mogą przyczynić się do poślizgnięcia się i upadku turystów · długość podestów powinna być zdecydowanie dłuższa niż strefa podmokła
barierki	<ul style="list-style-type: none"> · zabezpieczenie terenu przed dalszym rozdeptywaniem i umożliwienie odtworzenia się szaty roślinnej 	<ul style="list-style-type: none"> · ograniczenie ruchu turystycznego do wyznaczonej powierzchni trasy · wyłączenie z użytkowania tych obszarów, które poddane są odbudowie/relaksacji · skierowanie ruchu nowym odcinkiem/przebiegiem trasy 	<ul style="list-style-type: none"> · zdarzają się przypadki przechodzenia turystów przez barierki · możliwość przwrócenia się barierek
kaszyce	<ul style="list-style-type: none"> · zabezpieczenie przed niszczącą działalnością wód powierzchniowych 	<ul style="list-style-type: none"> · zapobiegają podmywaniu szlaku 	<ul style="list-style-type: none"> · prowadzą do sztucznego uregulowania brzegu potoku

mostki	· zabezpieczenie przed niszczącą działalnością wód powierzchniowych	· zapobiegają rozdeptywaniu podmokłego fragmentu szlaku	
utwardzenie nawierzchni	· zabezpieczenie przed niszczącą działalnością wód powierzchniowych	· przygotowana nawierzchnia wyznacza przestrzeń do przemieszczenia się turystów i ogranicza rozdeptywanie otoczenia · umacnia podmokłe fragmenty szlaku	
dreny	· zabezpieczenie przed niszczącą działalnością wód powierzchniowych	· odprowadzenie wody odpadowej/roztopowej z rowów lub potoków przez trasę	· przekopanie trasy
bariery przeciwoerozyjne	· spowolnienie lub zatrzymanie procesów erozyjnych	· poprzez instalację drewnianych barier w poprzek rynien erozyjnych oraz wzmocnienie ich gałęziami i korzeniami dochodzi do spowolnienia spływu wody i osadzania się materiału	· konieczność skierowania ruchu turystycznego inną trasą

Jednym z głównych problemów górskich szlaków turystycznych jest erozyjna działalność wód powierzchniowych. Stąd podobnie jak w GPN, również i w innych obszarach szczególną uwagę zwraca się na podjęcie działań związanych z odprowadzaniem wody ze szlaku. Według Chochańskiego (2000) na terenie Tatr skuteczność w zapobieganiu skutkom erozji widoczna jest jedynie na obszarach płaskich i o małym stopniu nachylenia. Natomiast na stokach stromych, o spadku powyżej 25–30°, funkcjonujące zapory przeciwoerozyjne jedynie spowalniają procesy niszczące, co zdecydowanie utrudnia rozwijanie się nasadzonym roślinom.

Wśród sposobów wykorzystywanych przy rekultywacji szlaków turystycznych wyróżnia się metody organizacyjne związane m.in. z zamykaniem szlaków turystycznych czy zmianą ich przebiegu. Może jednak zdarzyć się tak, że nawet po wyłączeniu z użytkowania obserwowane są przekształcenia. Badania prowadzone przez Wałdykowskiego (2006) na leśnych drogach w GPN wskazują, że mimo ustąpienia presji człowieka, powierzchnia trasy obniżyła się o 0,05–0,08 m. Pogłębianie porzuconych rozcięć może być tak szybkie, że wspomniana forma nie ulegnie całkowitemu zasypaniu materiałem mineralnym (Kasprzak 2005). Istotne zatem wydaje się łącznie działań organizacyjnych i technicznych, polegających na instalowaniu urządzeń przeciwoerozyjnych.

PODSUMOWANIE

Jednym z największych zagrożeń dla tras turystycznych w Gorczańskim Parku Narodowym jest erozyjna działalność wód powierzchniowych, szczególnie podczas występowania intensywnych opadów atmosferycznych. Z tego powodu przeprowadzone przez Park działania rekultywacyjne dotyczyły głównie ograniczenia niepożądanego oddziaływania wód opadowych poprzez skierowania ich poza szlak. W tym celu instalowano takie elementy infrastruktury jak rowy, przepusty, sączki itp. Drugim istotnym problemem jest nadmierne rozdeptywanie otoczenia szlaków przez użytkowników, spowodowane występowaniem zbyt stromego nachylenia lub przeszkód utrudniających przemieszczanie się po trasie. W celu ograniczenia tego negatywnego czynnika w kilku miejscach dokonano korekty przebiegu szlaków, a w pozostałych zainstalowano drewniane kładki i stopnie o różnych rozmiarach. W ten sposób użytkownicy powinni zostać zachęteni do używania przygotowanej nawierzchni – wygodniejszej i bardziej bezpiecznej niż otoczenie szlaku.

Zrealizowane prace w większości przypadków dały pozytywny efekt. Zmniejszeniu uległa ilość odcinków podmokłych. Ponadto ograniczono intensywność wydeptywania poboczny szlaków. Prace

remontowe nie zostały jednak jeszcze zakończone. Z tego powodu nie jest możliwe dokonanie pełnej oceny funkcjonowania poszczególnych sposobów i metod rewitalizacji, a zebrane dane stanowią raczej bazę i materiał porównawczy do dalszych prac monitoringowych.

PIŚMIENNICTWO

- Buchwał A., Rogowski M. 2010. The methods of preventing trail erosion on the examples of intensively used footpaths in the Tatra and the Babia Góra National Parks. *Geomorphologia Slovaca et Bohemica* 1: 7–15.
- Cole D.N. 1993. Minimizing conflict between recreation and nature conservation. [In:] D.S. Smith, P.C. Hellmund (eds), *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*: 105–122. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- Czochański J. 2000. Wpływ użytkowania turystycznego na rozwój procesów i form erozyjno-denudacyjnych w otoczeniu szlaków. [W:] J. Czochański, D. Borowiak (red.), *Z badań geograficznych w Tatrach Polskich*: 331–344. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Dixon G., Hawes M., McPherson G. 2004. Monitoring and modeling walking track impacts in the Tasmanian Wilderness World Heritage Area, Australia. *Journal of Environmental Management* 71,4: 305–320.
- Ewertowski M., Tomczyk A. 2007. Ocena stanu środowiska geograficznego szlaków turystycznych – wykorzystanie GIS do integracji i analizy danych terenowych i kartograficznych. *Przegląd Geograficzny* 79,2: 271–295.
- Gorczyca E. 2000. Wpływ ruchu turystycznego na przekształcenie rzeźby wysokogórskiej na przykładzie Masywu Czerwonych Wierchów i Regli Zakopiańskich (Tatry Zachodnie). *Prace Geograficzne* 105: 369–389.
- Hammitt W.E., Cole D.N. 1998. *Wildland recreation: ecology and management*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Hawes M., Candy S., Dixon G. 2006. A method for surveying the condition of extensive walking track systems. *Landscape and Urban Planning* 78,3: 275–287.
- Hesselbarth W., Vachowski B., Davies M.A. 2007. *Trail construction and maintenance notebook 2007 edition*. Missoula, MT: USDA Forest Service, Missoula Technology and Development Center. [online] Available from: <http://www.fhwa.dot.gov/environment/fspubs/07232806/index.htm>.
- Kasprzak M. 2005. Tempo degradacji powierzchni dróg i ścieżek turystycznych w Karkonoszach Wschodnich. *Opera Corcontica* 41: 17–30.
- Krusiec M. 1996. Wpływ ruchu turystycznego na przekształcenie rzeźby Tatr Zachodnich na przykładzie Doliny Chochołowskiej. *Czasopismo Geograficzne* 67,3-4: 303–320.
- Leung Y.F., Marion J.L. 1996. Trail degradation as influenced by environmental factors: A state-of-the-knowledge review. *Journal of Soil and Water Conservation* 51,2: 130–136.
- Leung Y.F., Marion J.L. 2000. Recreation impacts and management in wilderness: a state-of-knowledge review. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15-VOL-5*: 23–48.
- Łajczak A. 1994. Wpływ antropopresji na środowisko abiotyczne kopuły szczytowej Pilska. *Wiadomości Ziemi Górskich* 4: 47–59.
- Łajczak A. 1996. Wpływ narciarstwa i turystyki pieszej na erozję gleby w obszarze podszczytowym Pilska. [W:] A. Łajczak, S. Michalik, Z. Witkowski (red.), *Wpływ narciarstwa i turystyki pieszej na przyrodę masywu Pilska*. *Studia Naturae, Seria A* 41: 131–159.
- Łajczak A., Krzan Z., Michalik S., Skawiński P., Witkowski Z. 1996. Projekt rekultywacji obszaru podszczytowego Pilska oraz reorganizacji ruchu narciarskiego i pieszego w tym rejonie. [W:] A. Łajczak, S. Michalik, Z. Witkowski (red.), *Wpływ narciarstwa i turystyki pieszej na przyrodę masywu Pilska*. *Studia Naturae, Seria A* 41: 227–237.
- Marion J.L., Olive N. 2006. *Assessing and understanding trail degradation: results from Big South Fork National River and recreational area*. National Park Service, Final Research Report. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Marion J.L., Roggenbuck J.W., Manning R.E. 1993. *Problems and practices in backcountry recreation management: A survey of national park service managers*. Natural Resources Report NPS/NRVT/NPR.93/12. Denver, CO: U.S. Department of the Interior, National Park Service, Natural Resources Publication Office.
- Olive N.D., Marion J.L. 2009. The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. *Journal of Environmental Management* 90,3: 1483–1493.
- Prędko R. 2006. Charakterystyka i zakres zagrożeń w piętrze wysokogórskim Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 267–283.

- Roggenbuck J.W., Williams D.R., Watson A.E. 1993. Defining acceptable conditions in wilderness. *Environmental Management* 17: 187–197.
- Skawiński P. 1993. Oddziaływanie człowieka na przyrodę kopuły Kasprowego Wierchu oraz Doliny Goryczkowej w Tatrach. [W:] W. Cichocki (red.), *Ochrona Tatr w obliczu zagrożeń: 197–226*. Wydawnictwo Muzeum Tatrzańskiego, Zakopane.
- Sun D., Walsh D. 1998. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. *Journal of Environmental Management* 53,4: 323–338.
- Szydarowski W. 2000. Rozwój form erozyjnych w otoczeniu szlaków turystycznych Tatrzańskiego Parku Narodowego. [W:] J. Czochoński, D. Borowiak (red.), *Z badań geograficznych w Tatrach Polskich: 315–328*. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.
- Tomczyk A.M. 2011. A GIS assessment and modelling of environmental sensitivity of recreational trails: The case of Gorce National Park, Poland. *Applied Geography* 31,1: 339–351.
- Tomczyk A.M., Ewertowski M. 2008. Oddziaływanie wybranych form turystyki na środowisko przyrodnicze – przegląd metod badań. [W:] Z. Młynarczyk, A. Zajadacz (red.), *Uwarunkowania i plany rozwoju turystyki. Tom 1. Przyrodnicze zasoby turystyczne i metody ich oceny: 239–260*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Tomczyk A.M., Ewertowski M. 2011. Degradation of recreational trails, Gorce National Park, Poland. *Journal of Maps* 7,1: 507–518.
- Wałykowsk P. 2006. Wpływ dróg górskich na dynamikę procesów morfogenetycznych w rejonie Turbacza. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 1: 67–79.
- Vaske J.J., Donnelly M.P., Shelby B. 1993. Establishing management standards: Selected examples of the normative approach. *Environmental Management* 17,5: 629–643.

SUMMARY

Recreational trails and educational paths are among the basic elements of infrastructure for tourism and recreational use of protected areas. However, the canalization of tourist traffic to

specific locations makes them far more damaged than adjacent areas. The negative impact of recreational use of protected areas is the most visible within the trails and their immediate neighbourhood. The project concerning the rehabilitation of tourist infrastructure was carried out in order to reduce adverse effects of the recreational pressure in the Gorce National Park. Evaluation of the effectiveness of specific actions is carried out by monitoring of the trail condition, including photographic (Fig. 1C–D) and transect-based monitoring of surface transformation in the transverse profiles (Fig. 1B) of the two recreational trails and two educational paths (Fig. 1A).

One of the biggest threats to the recreational trails in the Gorce National Park is the erosion caused by surface water activities, especially in periods of intense precipitation. For this reason, rehabilitation activities conducted by the Park focused on reducing of the adverse impacts of rainwater. Infrastructure such as drainage ditches, culverts, filters, etc was installed for this purpose (Figs 3B, 5, 7A–B). The second major problem is excessive trampling of the trailside by visitors, due to the occurrence of very steep slope or obstacles (e.g. rills) to the movement of the route. In order to reduce this negative impact several activities were carried out, among other: correction of the trail route (Figs 2A, 4), installation of wooden steps of different sizes (Figs 3A, 6A–B), installation of footbridges (Fig. 2B), filling of rills (Figs 2C, 3B, 6A–B). In this way, users should be encouraged to use the prepared surface – comfortable and more secure than the surrounding trailside.

Overview of the ways to modernize of trails together with notes on their functioning was presented in Table 1. Realized works gave positive results in most cases. Number of muddy sections was reduced. Moreover, the intensity of trailside trampling was limited. Renovation work has not yet been completed. For this reason it is not possible to fully assess the functioning of the various ways and methods of regeneration. Thus, the collected data provide a basis and reference material for further monitoring work.

Ruch turystyczny w Gorczańskim Parku Narodowym

Tourist traffic in the Gorce National Park

Marcin Semczuk

Abstract: The paper presents the results of tourist monitoring carried out in 2011 in the Gorce National Park (GPN; Western Carpathians, Poland). The study included a survey of 8 814 visitors and allowed estimating the intensity and spatial variability of tourist traffic in the Gorce National Park, as well as determining of the main routes and the most popular marked paths within this park. The questionnaires focused to determine the types and performances of the visitors to the Gorce National Park. The intensity of the tourist traffic in the GPN reached 400 person per day (5.7 visitors/1km²/day). The most popular routes in the GPN include the following sections: Stare Wierchy – Obidowiec – Turbacz, Polana Hucisko – Turbacz and Tobołów – Obidowiec.

Key words: tourist traffic monitoring, tourism, accommodation destinations, tourist management

Uniwersytet Pedagogiczny im. Komisji Edukacji Narodowej, Instytut Geografii, Zakład Przedsiębiorczości i Gospodarki Przestrzennej, ul. Podchorążych 2, 30-084 Kraków, e-mail: semczuk@up.krakow.pl

WSTĘP

Parki narodowe obejmujące obszary o szczególnych wartościach przyrodniczych, naukowych, społecznych, kulturowych i edukacyjnych, stanowią coraz częstszy cel podróży turystycznych. Wielkość ruchu turystycznego w parkach narodowych w 2010 roku wyniosła prawie 10,5 miliona odwiedzających, z czego 52,7% turystów skupiły parki o charakterze górskim (Babiogórski, Bieszczadzki, Gorczański, Karkonoski, Magurski, Pieniński, Świętokrzyski, Tatrzański). Wśród wspomnianych parków najwyższe średnie natężenie ruchu turystycznego w 2010 r., liczone liczbą turystów (w tysiącach) do długości szlaków (w kilometrach), wystąpiło w Pienińskim Parku Narodowym (17,23), a najniższe w Gorczańskim Parku Narodowym (0,39). Niska wartość średniego natężenia ruchu turystycznego w GPN, wynika z dużej gęstości szlaków; względem tego kryterium jest trzecim polskim parkiem narodowym po Wielkopolskim i Gór Stołowych (Tab. 1). Wartość przytoczonego wskaźnika nie oddaje jednak realnej presji turystyki na warunki przyrodnicze ze względu na znaczne

zróżnicowanie przestrzenne turystyki na poszczególnych odcinkach szlaków.

Badania ruchu turystycznego w Gorczańskim Parku Narodowym, przeprowadzone w 2011 roku, miały na celu określenie poziomu natężenia ruchu turystycznego i jego zmian w czasie i przestrzeni oraz porównanie wyników z wcześniej prowadzonymi badaniami w 1999, 2000, 2001 i 2006 roku. Dodatkowo pozyskano informację dotyczącą sylwetki i preferencji turystów odwiedzających GPN. Zebrany materiał jest cenną podstawą do opracowań planistycznych oraz istotny z punktu widzenia zarządzania ruchem turystycznym w obrębie GPN i w jego otulinie.

MATERIAŁY I METODY

Badania zmierzające do zrealizowania powyższych celów przeprowadzono w trakcie monitoringu ruchu turystycznego, który odbywał się na terenie GPN od maja do września 2011 roku. Pomiarów dokonano w ciągu 22 dni, z których 12

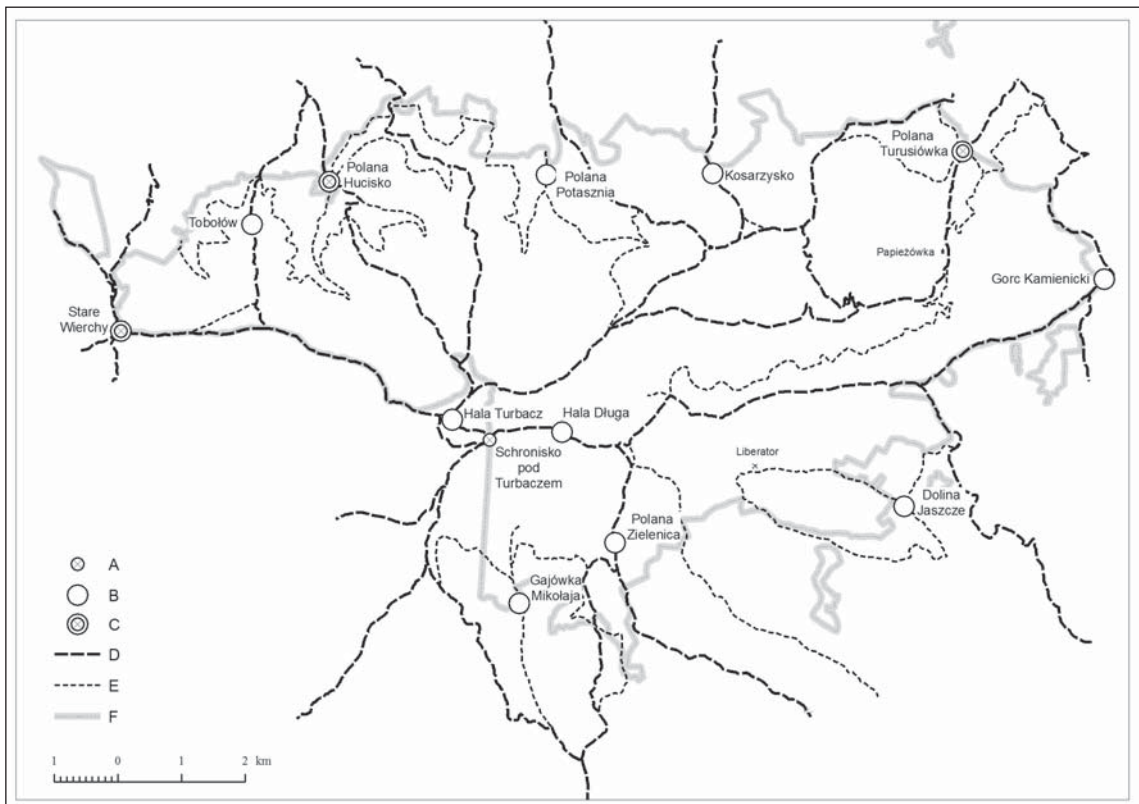
Tabela 1. Ruch turystyczny w polskich parkach narodowych w 2010 roku. Źródło: Ochrona Środowiska 2011, GUS, Warszawa.
Table 1. The intensity of tourist traffic in Polish national parks (2010). Source: Environmental Protection in 2011, GUS, Warsaw.

Park Narodowy/ National Park	Liczba turystów w tysiącach/ Number of tourists in thousands	Szlaki turystyczne w kilometrach/ Tourist trails in kilometers	Powierzchnia w hektarach/ Area in hectares	Liczba turystów na kilometr odcinka szlaku/ Number of tourists per kilometer section of trail	Długość szla- ków w km na km ² powierzchni parku/ Length of trails in km per km ² of the park area
Babiogórski	54,0	53,0	3391,0	1,02	1,6
Białowiecki	170,0	44,0	10517,0	3,86	0,4
Biebrzański	31,0	463,7	59223,0	0,07	0,8
Bieszczadzki	280,0	140,0	29195,0	2,00	0,5
Bory Tucholskie	60,0	75,0	4613,0	0,80	1,6
Drawieński	22,2	170,0	11342,0	0,13	1,5
Gorczański	60,0	155,3	7031,0	0,39	2,2
Gór Stołowych	319,0	164,0	6340,0	1,95	2,6
Kampinoski	1000,0	560,0	38544,0	1,79	1,5
Karkonoski	2000,0	117,6	5581,0	17,01	2,1
Magurski	50,0	98,0	19438,0	0,51	0,5
Narwiański	12,5	55,0	7350,0	0,23	0,7
Ojcowski	400,0	39,7	2146,0	10,08	1,8
Pieniński	603,0	35,0	2346,0	17,23	1,5
Poleski	24,3	135,5	9764,0	0,18	1,4
Roztoczański	100,0	30,5	8483,0	3,28	0,4
Słowiński	311,4	144,3	21573,0	2,16	0,7
Świętokrzyski	145,0	37,5	7626,0	3,87	0,5
Tatrzański	2002,0	275,0	21197,0	7,28	1,3
Ujście Warty	10,0	13,3	8074,0	0,75	0,2
Wielkopolski	1200,0	215,0	7584,0	5,58	2,8
Wigierski	110,0	245,4	14981,0	0,45	1,6
Woliński	1500,0	50,1	10928,0	29,94	0,5

dni przypadło na miesiące maj, czerwiec i wrzesień (po 4 dni pomiarowe) oraz 10 dni w lipcu i sierpniu (odpowiednio 4 i 6 dni pomiarowych). Monitoring w miesiącach pozawakacyjnych odbywał się na 4 punktach pomiarowych, natomiast w miesiącach wakacyjnych w 13 punktach pomiarowych (Ryc. 1). Lokalizacja punktów pomiarowych pozwoliła na zewidencjonowanie jak największej grupy turystów przebywających w Parku. Osoby monitorujące, rozmieszczone w punktach

pomiarowych, ewidencjowały turystów w sposób ciągły, w godzinach 10:00–16:00.

Badania prowadzone były metodą bezpośrednich wywiadów PAPI (Paper And Pencil Interview) za pomocą kwestionariuszy wywiadu w wersji podstawowej oraz rozszerzonej. Zbierane informacje zawarte w kwestionariuszu podstawowym, obejmujące wszystkich turystów dotyczyły: sposobu poruszania, miejsca zamieszkania (kod pocztowy), ilości pobytów na terenie GPN, wieku,



Ryc. 1. Szlaki turystyczne i rozmieszczenie punktów pomiarowych na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego podczas badań w 2011 roku. Objasnienia: A – pomiar częściowy; B – pomiar pełny; C – pomiar częściowy oraz pełny; D – szlaki PTTK; E – pozostałe szlaki; F – granica Gorczańskiego Parku Narodowego.

Fig. 1. Tourist trails and survey points within the area of the Gorce National Park over the research in 2011. Explanations: A – partial survey; B – full survey; C – partial survey and full survey; D – PTTK tourist trails; E – other tourist trails; F – border of the Gorce National Park.

płci oraz planowanej lub przebytej trasy podróży w obrębie GPN. Pytania zawarte w kwestionariuszu rozszerzonym obejmowały co dziesiątą osobę i dotyczyły: przyczyn przybycia do GPN, najważniejszych atrakcji, zagrożenia ze strony turystyki, promocji odpowiedniej formy turystyki, oceny wizualnej informacji w terenie, propozycji wprowadzonych zmian oraz stanu zaśmiecenia szlaków. Dzięki takiej organizacji badań jednocześnie pozyskiwano informację o natężeniu ruchu turystycznego na poszczególnych odcinkach szlaków, jak i informacje o profilu turysty oraz jego preferencji. Szlaki turystyczne w obrębie GPN podzielono na 96 odcinków znajdujących się między punktami węzłowymi oraz największymi atrakcjami w parku, a podawaną trasę przez respondenta zapisywano w postaci kodów przypisanych do poszczególnego odcinka. Uzyskano dzięki temu dokładną infor-

mację o intensywności ruchu na każdym odcinku szlaków w obrębie parku, którą można łączyć z informacjami zebranymi poprzez wywiad kwestionariuszowy.

WYNIKI

NATĘŻENIE RUCHU TURYSTYCZNEGO NA TERENIE GPN

We wszystkich dniach objętych monitorin- giem na terenie GPN zewidencjonowano 8 814 turystów, z czego 79% stanowili turyści indywidualni, natomiast 21% stanowiła turystyka zorganizowana. Od 2000 roku widoczna jest znacząca zmiana w formie pobytu turystów, kiedy to udział turystów indywidualnych wyniósł 55% i systematycznie zwiększał się do roku 2011, łącznie o 24

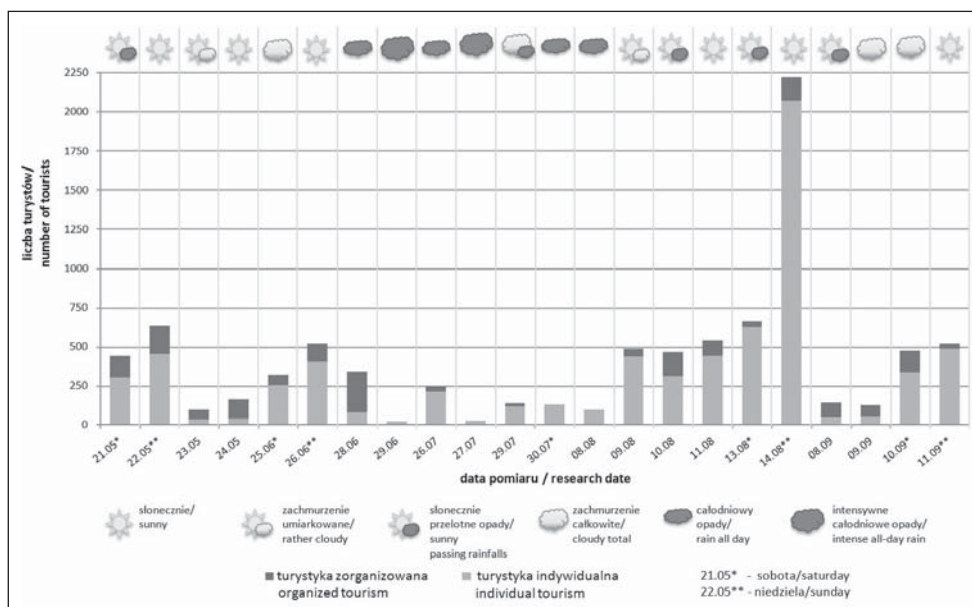
punkty procentowe (pp). Średnia liczba turystów na dobę wyniosła 400,6 osób oraz 5,7 osób/1km²/dobę. Analogiczne wskaźniki dla pomiarów prowadzonych w poprzednich latach wynoszą: 355,5 osób/dobę oraz 5,1 osób/1 km²/dobę w 2006 roku, 369,7 osób/dobę oraz 5,3 osób/1 km²/dobę w 2001 roku, 521 osób/dobę oraz 7,41 osób/1 km²/dobę w 2000 roku, 773,8 osób/dobę oraz 11,1 osób/1 km²/dobę w 1999 roku. W badanym okresie uprawiano turystykę pieszą oraz rowerową. W dniach objętych monitoringiem w 2011 roku znaczącą większość stanowili turyści poruszający się pieszo – 94% wszystkich turystów (8286 osób). Osoby poruszające się rowerem stanowiły 6% ogółu turystów (528 osób) zewidencjonowanych w tym czasie na terenie GPN i w porównaniu z wcześniejszymi badaniami jest to najwyższy ich udział, który wzrósł w stosunku do badań prowadzonych w 2006 r. o 4,4 pp.

Widoczne jest znaczne zróżnicowanie ruchu turystycznego na terenie GPN w poszczególnych dniach monitoringiu (Ryc. 2). Zróżnicowanie to wiązać można przede wszystkim ze zmiennymi warunkami atmosferycznymi oraz zwiększoną aktywnością turystów w dniach wolnych od pracy (weekendy). W mniejszym stopniu widoczna jest różnica pomiędzy dniami objętymi monito-

ringiem w roku szkolnym a okresem wakacyjnym (wybrane dni w lipcu i sierpniu).

W dniach objętych monitoringiem w maju liczba turystów wyniosła 1335. Największy ruch turystyczny zanotowano wówczas w sobotę oraz niedzielę (21–22.05). Wyniósł on kolejno 439 oraz 633 osoby. Przeważała wówczas turystyka indywidualna, która stanowiła 69% w sobotę oraz ponad 71% w niedzielę. Turyści poruszający się rowerem stanowili 11,6% ogółu turystów w sobotę oraz 17,7% ogółu turystów w niedzielę. W pozostałe dni majowe objęte monitoringiem, tj. poniedziałek 23.05 oraz wtorek 24.05 liczba turystów wyniosła kolejno 99 oraz 164, z czego turystyka indywidualna stanowiła 37,4% w poniedziałek oraz 25% ogółu turystów we wtorek. Turyści poruszający się rowerem stanowili w poniedziałek 4%, natomiast we wtorek 3,7%.

Podczas monitoringiu w czerwcu zanotowano 1201 turystów poruszających się po terenie GPN. W tym okresie największy ruch odnotowano w niedzielę – 26.06, kiedy liczba turystów wyniosła 516. Turystyka indywidualna stanowiła w tym dniu 78,3%, zorganizowana natomiast 21,7%. Turyści poruszający się pieszo stanowili 94%, poruszający się rowerem – 6%. Drugim pod względem wielkości ruchu turystycznego dniem w badaniu



Ryc. 2. Zróżnicowanie natężenia ruchu turystycznego w dniach objętych monitoringiem w 2011 roku.
Fig. 2. The intensity of tourist traffic in the Gorce National Park over the research in 2011.

czerwcowym był wtorek – 28.06. Liczba turystów w tym dniu wyniosła 343, przy czym turyści indywidualni stanowili jedynie 24,2%, turystyka zorganizowana natomiast stanowiła 75,8%. Turyści poruszający się pieszo stanowili w tym dniu ponad 99%, a poruszający się rowerem niespełna 1%. W pozostałych dniach liczba turystów przedstawiała się następująco: sobota – 25.06 – 321 osób, środa – 29.06 – 21 osób. Dnia 25.06 turystyka indywidualna stanowiła niemal 80%, zorganizowana natomiast niespełna 20%. Turyści poruszający się pieszo stanowili ponad 95% ogółu turystów, turyści poruszający się rowerem stanowili niecałe 5%.

W lipcu liczba turystów w dniach objętych monitoringiem wyniosła 539. Jest to najniższa zanotowana liczba turystów podczas całego okresu objętego monitoringiem. Tak niska liczba turystów może być tłumaczona warunkami atmosferycznymi. W ciągu wszystkich dni pomiarowych występowało całkowite zachmurzenie oraz opady deszczu. Największą liczbę turystów zanotowano wówczas we wtorek 26.07. Wyniosła ona 246 osób. Turyści indywidualni stanowili 85,4% ogółu turystów, grupy zorganizowane 14,6%. Turyści poruszający się pieszo stanowili 98,8%, turyści poruszający się rowerem 1,2%. W kolejnych dniach lipca ruch turystyczny osiągnął kolejno: 27.07 – 27 osób, 29.07 – 137 oraz 30.07 – 129. We wszystkich dniach przeważała turystyka indywidualna oraz turyści poruszający się pieszo.

Sierpień był miesiącem, w którym odnotowano najwyższą liczbę turystów odwiedzających GPN w całym okresie objętym monitoringiem. Liczba turystów wyniosła wówczas 4477. Należy zwrócić uwagę, iż w czasie monitoringu odbyło się Gorczańskie Święto Gór, które przyciągnęło do Gorczańskiego Parku Narodowego wielu turystów oraz mieszkańców okolic Parku. Święto odbyło się 14.08 i w tym dniu odnotowano najwyższą liczbę osób, którzy odwiedzili park – 2222, z czego 633 osoby zadeklarowały, że wzięły udział w uroczystej mszy świętej. 94,8% ogółu turystów stanowili piesi. Przeważała turystyka indywidualna stanowiąca 93,2% ogółu. Najniższą liczbę turystów w sierpniu zanotowano w poniedziałek – 8.08. Wyniosła ona wówczas 101 osób, z czego 98% stanowili turyści poruszający się pieszo. Wszyscy turyści tego dnia wybrali indywidualną formę pobytu. W pozostałych dniach liczba turystów wyniosła kolejno: 9.08 – 486, 10.08 – 465, 11.08 – 539, 13.08 – 664. We

wszystkich dniach przeważała turystyka indywidualna oraz turystyka piesza. Warunki atmosferyczne były w tych dniach zróżnicowane, jednak przeważała pogoda słoneczna z niewielkimi krótkotrwałymi opadami deszczu w środę (10.08) i sobotę (13.08).

We wrześniu liczba turystów odwiedzających park w dniach objętych monitoringiem wyniosła 1262. Największą liczbę turystów zanotowano w weekend – 476 osób w sobotę (10.09) oraz 519 osób w niedzielę (11.09). W tych dniach przeważała turystyka indywidualna stanowiąca kolejno 70,6% oraz 94,2%. Turyści poruszający się pieszo stanowili 94,5% w sobotę oraz 87,7% w niedzielę. Najniższą liczbę turystów zanotowano w piątek (9.09) – 126 osób. W czwartek (8.09) natomiast GPN odwiedziło 141 osób. W obu tych dniach przeważała turystyka zorganizowana stanowiąca 65,2% w czwartek oraz 57,9% w piątek. Turystyka rowerowa stanowiła 1,4% w czwartek oraz 4% w piątek.

PRZESTRZENNE ZRÓŻNICOWANIE RUCHU TURYSTYCZNEGO

Ruch turystyczny na terenie Gorczańskiego Parku Narodowego charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem przestrzennym. Wyróżnić można szlaki najczęściej wybierane przez turystów oraz takie, na których ruch turystyczny jest bardzo mały.

Analizę natężenia ruchu turystycznego w przestrzeni GPN podzielono na dwa okresy. Pierwszy to miesiąc: maj, czerwiec oraz wrzesień, podczas których monitoring ruchu turystycznego prowadzony był w czterech punktach pomiarowych. Drugi okres natomiast obejmuje miesiące wakacyjne: lipiec oraz sierpień, podczas których monitoring prowadzony był w trzynastu punktach pomiarowych.

Analizując rozmieszczenie ruchu turystycznego podczas badania częściowego (cztery punkty pomiarowe) zauważono szereg prawidłowości. Ruch turystyczny charakteryzował się odmiennym rozmieszczeniem w dni pogodne oraz w dni niepogody. Widoczne było również zróżnicowanie rozmieszczenia ruchu turystycznego w dni powszednie oraz dni weekendowe, kiedy liczba turystów rosła.

Dni powszednie z ładną pogodą charakteryzowały się wysokim natężeniem ruchu turystycznego na odcinkach szlaku czerwonego Stare Wierchy

– Schronisko pod Turbaczem. Największy ruch odnotowywano jednak na odcinku szlaku Obidowiec – Schronisko pod Turbaczem. Wynikało to z kumulowania się turystów, którzy podążali w kierunku Turbacza od strony Starych Wierchów i Tobołowa. Na tym odcinku (Tobołów – Obidowiec) ruch nie przekraczał wielkości 112 przejść (max – 24.05), przy średniej liczbie 25 przejść i uzależniony był, w omawiane dni, od ruchu grup zorganizowanych. Występował również duży ruch na szlaku niebieskim Hucisko – Schronisko pod Turbaczem. Średni ruch na tym odcinku wynosił ok. 23 przejść dziennie. Pozostałe szlaki, głównie w części wschodniej parku, były nie uczęszczane, albo uczęszczane sporadycznie. Należy podkreślić, że w omawianych dniach ruch turystyczny był niewielki i dominowały grupy zorganizowane, co głównie decydowało o obłożeniu na wspomnianych odcinkach.

W pochmurne dni powszednie (28.06, 29.06) turyści poruszali się głównie po odcinkach w dolnych partiach GPN. Najczęściej spacerowano odcinkami w okolicy Polany Hucisko, jak i na odcinku polana Trusiówka – Papieżówka.

Dni weekendowe z ładną pogodą cechowało przesunięcie ruchu na pętlę Hucisko (kolej linowa) – Tobołów – Obidowiec – Schronisko pod Turbaczem – Hucisko. Nadal najwyższe wartości przejść były odnotowywane na odcinku Obidowiec – Schronisko pod Turbaczem, ale przy mniejszym ruchu na odcinkach Obidowiec – Stare Wierchy. Wzmagał się za to ruch na odcinkach Tobołów – Obidowiec, jak i na szlaku niebieskim Hucisko – Turbacz, co było szczególnie widoczne w dni świąteczne, kiedy to ruch na tym szlaku był największy.

Innym rozkładem przestrzennym cechował się ruch rowerowy ograniczony w GPN do wybranych ścieżek. Największe natężenie ruchu rowerowego można zaobserwować na odcinku szlaku czerwonego Stare Wierchy – Schronisko pod Turbaczem. W dni weekendowe, a zwłaszcza w niedziele, wielu rowerzystów porusza się na szlaku Polana Hucisko – Tobołczyk. Związane jest to głównie z uprawianą tam ekstremalną formą kolarstwa górskiego (downhill). Niewielki ruch obserwowano na ścieżkach rowerowych biegnących wzdłuż granicy parku od Polany Hucisko do Polany Potasznia, jak również na odcinku szlaku zielonego między polaną Jaworzyna Kamienicka a Gorcem Kamienickim.

Respondenci poruszający się na rowerach często deklarowali trasy poza wyznaczonymi ścieżkami rowerowymi. Najczęściej był to szlak niebieski, gdzie rowerzyści zjeżdżali od Schroniska pod Turbaczem do Polany Hucisko oraz odcinek szlaku żółtego między Halą Turbacz, a Przełęczą Borek. Również część rowerzystów skracała drogę jadąc od Tobołowa w kierunku Turbacza odcinkiem szlaku zielonego biegnącego bezpośrednio do Obidowca.

Rozmieszczenie punktów pomiarowych w trzynastu miejscach na terenie GPN pozwoliło na zaobserwowanie całościowego rozkładu ruchu turystycznego w obrębie Parku. Efektem tego jest większa liczba zewidencjonowanych turystów na szlakach peryferyjnych oraz tych, na których nie było możliwości zewidencjonowania turystów w pomiarach pozawakacyjnych.

Pomiary, które odbyły się w lipcu charakteryzowały się trudnymi warunkami do uprawiania turystyki górskiej, przez co liczba turystów nie przekroczyła 250 osób dziennie, a w dniu 27.07 (środa) wyniosła zaledwie 27 osób. W tych trudnych warunkach największe natężenie ruchu turystycznego zaobserwowano na szlakach prowadzących do Schroniska pod Turbaczem – niebieskim z Polany Hucisko oraz czerwonym ze Starych Wierchów. Turyści wybierali również krótkie trasy spacerowe – z Polany Hucisko do Oberówki lub Czarnych Błot oraz z Polany Trusiówka do Papieżówki. W niektórych dniach obserwowano zwiększony ruch na szlaku prowadzącym do Turbaczyka, co też stanowiło wariant krótkiej wycieczki. Rowerzyści z racji dużych i częstych opadów w analizowanych dniach stanowili niewielki odsetek turystów. Głównie przemieszczali się szlakiem czerwonym (Stare Wierchy – Schronisko pod Turbaczem) oraz szlakiem zielonym (Tobołczyk – Obidowiec).

W sierpniu odbyło się sześć pomiarów, z czego tylko w jednym dniu występowały trudne warunki pogodowe (08.08, poniedziałek). Pozostałe dni były słoneczne lub słoneczne z przelotnymi opadami. Największe natężenie ruchu turystycznego obserwowano głównie na szlaku czerwonym na odcinku od Schroniska pod Turbaczem do Polany Zielenica. Mniejsze natężenie ruchu odnotowano natomiast na odcinku szlaku czerwonego (Stare Wierchy – Schronisko pod Turbaczem), na którym dominował ruch w trakcie pomiarów w maju, czerwcu i wrześniu. W miesiącu sierpniu widocz-

ny jest znaczący wzrost ilości turystów na szlakach prowadzących do Gorca Kamienickiego, głównie na szlaku zielonym od Jaworzyny Kamienickiej. Turyści rzadko wybierali trasę wędrówki szlakami położonymi w północno-wschodniej części parku. W większości dni nie odnotowano ruchu na szlaku czarnym z Lubomierza na Kudłoń, jak i z Koniny przez Kopę do Polany Pustak. Niemal nie uczęszczana jest również droga stokowa prowadząca od Polany Hucisko do Polany Potasznia, zarówno przez turystów pieszych, jak i poruszających się na rowerach.

Na wyniki pomiaru rozmieszczenia ruchu turystycznego w dniach 13.08 i 14.08 miało duże znaczenie odbywające się w niedzielę Święto Gór. Wielu turystów w sobotę udawało się na nocleg do Schroniska pod Turbaczem, głównie w godzinach popołudniowych. Zdecydowało to o większym ruchu, m.in. na szlaku niebieskim do Przełęczy Borek i szlaku żółtym od Przełęczy Borek do Hali Turbacz.

Ruch rowerowy w badanym miesiącu był niewielki i tylko 11.08 (czwartek) przekroczył średni udział turystów rowerowych w ogólnej liczbie odwiedzających – 6%, wynosząc 7,2% ogółu turystów. Rowerzyści poruszali się głównie na odcinku Stare Wierchy – Schronisko pod Turbaczem. W dniu 14.08 (niedziela, Święto Gór) przy udziale rowerzystów niewiele ponad 5%, zaobserwowano bardzo duże ich rozproszenie, również na szlakach nie będących rowerowymi. Dotyczyło to głównie szlaku zielonego Czoło Turbacza – Turbaczyk, jak i żółtego na odcinku Hala Turbacza – Przełęcz Borek.

PROFIL TURYSTY ODWIEDZAJĄCEGO GPN **Struktura wieku i płci turystów**

Spośród 6997 turystów indywidualnych, którzy odwiedzili GPN w dniach objętych monitoringiem, 54,6% (3730 turystów) stanowili mężczyźni, a 45,4% kobiety (3105 turystów). Oznacza to, że na 100 mężczyzn przypada 83 kobiety. Dla mieszkańców całej Polski wskaźnik ten wynosi 106 kobiet/100 mężczyzn. Świadczy to zatem o znaczącej przewadze turystów płci męskiej nad turystami płci żeńskiej.

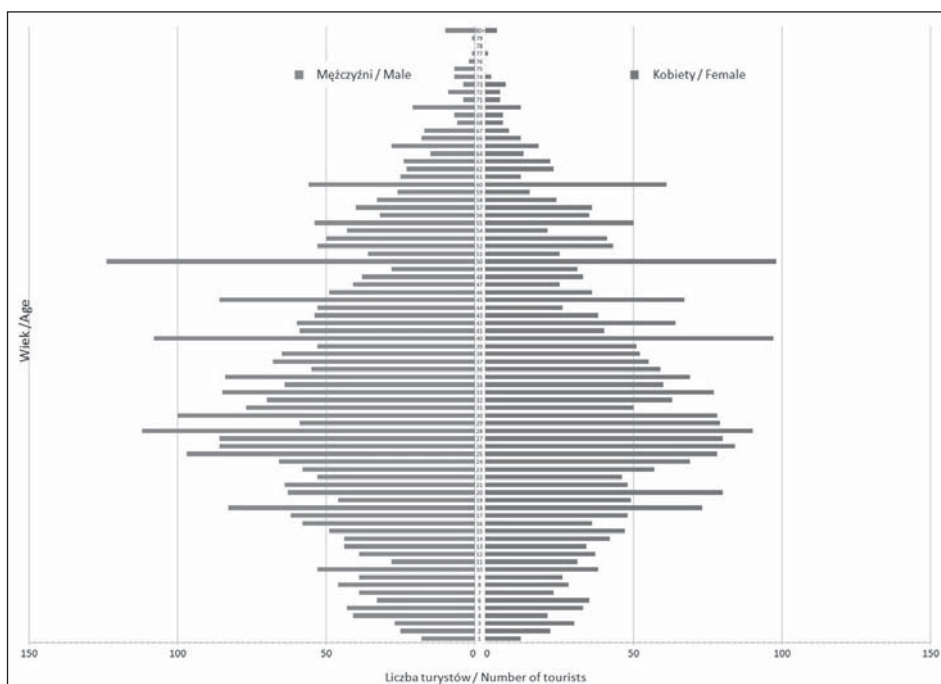
Średnia wieku turystów indywidualnych wyniosła 33,5 roku. Mężczyźni dłużej uprawiają turystykę na terenie GPN (średni wiek 33,7 lat), są również znacznie liczniej reprezentowani w grupie osób powyżej 50 roku życia (56,1%). Średni

wiek kobiet to 33,2 lat, a ich udział wśród turystów mających ponad 50 lat to 43,9%. Największą grupę turystów (42,6%) stanowią osoby w przedziale wiekowym 21–30 oraz 31–40 lat, odpowiednio 22,3% i 20,4% ogółu. Najmniejsze dysproporcje pomiędzy kobietami i mężczyznami można zaobserwować u turystów między 11 a 20 rokiem życia, gdzie 51,9% to mężczyźni a 48,1% to kobiety, natomiast największe u osób powyżej 70 lat (64,4% – mężczyźni, 35,6% – kobiety). Wielu turystów okazywało skłonność do zaokrąglania swojego wieku, jak również jego zaniżania (Ryc. 3). Dlatego też, najczęściej podawanym wiekiem było 50 lat (222 turystów) oraz 40 lat (205 turystów). Na podstawie analizy piramidy wieku, można stwierdzić, że nieco większą skłonnością do zaokrąglania wieku (najczęściej zaniżania) cechowali się panowie.

Wśród turystów, którzy wybrali formę zorganizowaną pobytu na terenie GPN (1821 osób) stosunek kobiet do mężczyzn jest podobny i wynosi 48,1% kobiet oraz 51,9% mężczyzn. Średnia wieku turystów zorganizowanych jest znacząco niższa od średniej wieku turystów indywidualnych (23,4 lat), będąc jednocześnie wyższa u kobiet (25,7 lat) niż u mężczyzn, co jest odwrotną sytuacją niż u turystów indywidualnych. Ponad połowa (54,6%) turystów, która przybyła do GPN w formie zorganizowanej to osoby w przedziale wiekowym 11–20 lat (w tym 62% kobiet).

Istotna różnica w strukturze płci i wieku zaznacza się u turystów poruszających się rowerem. Ponad 82% rowerzystów to mężczyźni, a zaledwie 18% to kobiety. Średnia wieku osób poruszających się rowerem jest nieco niższa od turystów pieszych i wynosi 30,6 lat, będąc jednocześnie bardzo podobną u panów i pań. Największą grupę rowerzystów stanowią osoby w wieku 30–39 lat, prawie 30%. Natomiast turyści w wieku 11–39 lat stanowią 78% wszystkich turystów poruszających się rowerem.

We wszystkich dotychczasowych badaniach ruchu turystycznego w GPN od 1999 roku przeważali mężczyźni i ich średni udział wyniósł 57,7%. Największy odsetek stanowili podczas pomiaru w roku 2000, prawie 61%. W kolejnych latach objętych monitoringiem stosunek kobiet do mężczyzn systematycznie się wyrównywał do roku 2011 r., przez spadek udziału mężczyzn o 6,5 pp w stosunku do roku 2000.



Ryc. 3. Struktura wieku i płci turystów odwiedzających Gorczyński Park Narodowy w 2011 roku.
 Fig. 3. The age structure and sex tourists visiting the Gorce National Park over the research in 2011.

W latach objętych monitoringiem struktura wieku turystów odwiedzających GPN wykazywała duże zmiany. W latach 1999, 2000 i 2001 dominowała grupa osób w przedziale wiekowym 21–30 lat z wartościami odpowiednio: 28,3%, 33,4% oraz 35,5% turystów. W roku 2006 najliczniejszą grupą byli turyści z przedziału wiekowego 31–40 lat (29,2%) przy nadal dużym udziale osób z przedziału 21–30 lat (24,8%) oraz znacząco zwiększającej się liczbie turystów do lat 20 (23,7%), która zwiększyła swój udział w porównaniu z poprzednim pomiarem o 9,3 pp. W 2011 r. najmłodszy turyści (w przedziale do 20 lat) stanowili najliczniejszą grupę turystów. Ich udział zwiększył się nieznacznie o 0,6 pp do 24,3%. Zmniejszył się natomiast udział turystów w wieku 21–40 lat na rzecz turystów w przedziałach wiekowych powyżej 40 lat.

Pochodzenie turystów odwiedzających GPN

Turystów odwiedzających Gorczyński Park Narodowy cechuje bardzo duża koncentracja według deklarowanego miejsca stałego zamieszkania. Największa liczba turystów poruszających się pieszo pochodzi z woj. małopolskiego i stanowi 59,3%

ogółu respondentów. Natomiast połowa z nich przyjechała do Parku z Krakowa, stanowiąc blisko 30% ogółu turystów. Również znacząca ilość odwiedzających pochodzi z powiatów bezpośrednio graniczących z GPN, tj. pow. nowotarskiego, skąd przybyło 8,6% turystów i pow. limanowskiego – 7,2% turystów. Z woj. śląskiego pochodzi 10% turystów, którzy nie wykazują większej koncentracji w jego obrębie (Bielsko-Biała – 1,2%, Katowice – 1,1%, pow. częstochowski – 0,7%). Turyści pochodzący z woj. mazowieckiego stanowią 7,7% ogółu. 60% z nich przyjechało z Warszawy, stanowiąc bardzo podobną strukturę turystów jak w Małopolsce. Niewielka liczba turystów przyjeżdża do GPN z woj. świętokrzyskiego bezpośrednio sąsiadującego z woj. małopolskim. Najrzadziej odwiedzają park mieszkańcy województwa lubuskiego, warmińsko-mazurskiego oraz podlaskiego.

Jeszcze większa koncentracja miejsca zamieszkania występuje wśród turystów poruszających się rowerami, gdzie bardziej widoczna jest rola odległości od parku. Ponad 73% rowerzystów pochodzi z woj. Małopolskiego. Zauważalne jest jednak mniejsze znaczenie ośrodka centralnego jakim jest

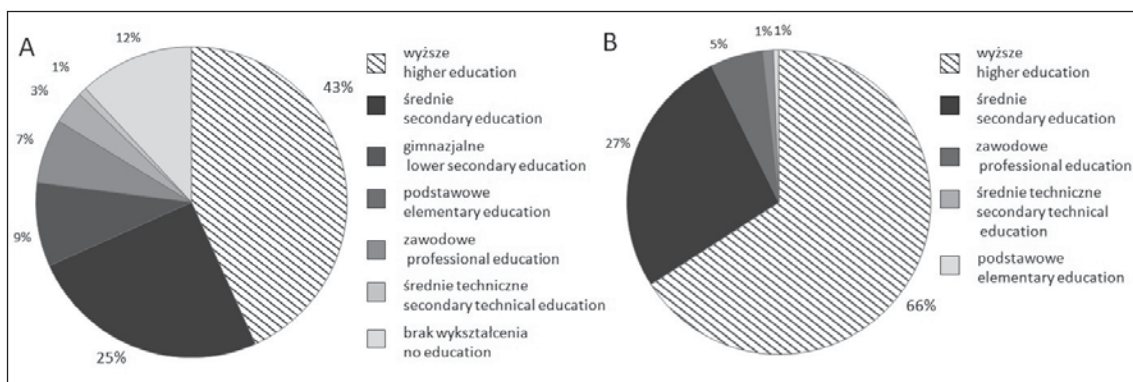
Kraków, z którego przyjechało 38% rowerzystów spośród mieszkańców Małopolski (ponad 28% rowerzystów z ogółu). Natomiast znacznie więcej turystów (aniżeli było to w przypadku turystów pieszych) pochodzi z najbliższej okolicy GPN. Z powiatu nowotarskiego przybyło 21,5% turystów, natomiast z limanowskiego prawie 19%, co daje łącznie ponad 40% turystów poruszających się na rowerze z obrębu województwa (29,5% rowerzystów z ogółu). Na kolejnych miejscach są województwa graniczące z Małopolską: świętokrzyskie, podkarpackie oraz śląskie. Łącznie z tych czterech województw na teren parku przybyło niemal 92,6% turystów. Uwagę zwraca duży odsetek rowerzystów z woj. świętokrzyskiego (7,1%) stanowiąc kontrast z pochodzeniem turystów pieszych. Są to turyści pochodzący tylko z Kielc.

Niezmiennie we wszystkich latach objętych monitoringiem ruchu turystycznego od 1999 roku dominują turyści z województwa małopolskiego. Ich udział utrzymuje się w wielkości ok. 60% ogółu. Tylko w roku 2000 wyniósł 41,7%, głównie poprzez wzrost liczby turystów z woj. śląskiego (prawie 21%) oraz mazowieckiego (13,6%). Mieszkańcy województwa śląskiego stanowią drugą grupę turystów i w analizowanych latach ich udział zmieniał się nieznacznie (z wyjątkiem 2000 r.). W stosunku do roku 1999 zwiększył się zaledwie o 0,3 pp. Trzecia grupa turystów to osoby pochodzące z woj. mazowieckiego. W stosunku do pomiaru z 1999 r. ich udział zwiększył się o 3,3 pp z 4,4% do 7,7%. Spośród turystów pochodzących

z województw, których średni udział w analizowanych latach nie przekroczył 5%, największe zmiany udziału widoczne są wśród osób z woj.: łódzkiego (zmniejszenie o 4,3 pp), dolnośląskiego (zmniejszenie o 1,1 pp), podkarpackiego (wzrost 2,1 pp), wielkopolskiego (wzrost o 1,2 pp) oraz pomorskiego (wzrost o 1,0 pp).

Wykształcenie

Analiza struktury wykształcenia turystów odwiedzających GPN pozwala stwierdzić, że największą grupę turystów (43%) stanowią osoby z wyższym wykształceniem (Ryc. 4B), w dalszej kolejności z wykształceniem średnim (25%). Ze względu na wiek odnotowano brak wykształcenia u 12% najmłodszych turystów. Takie wyniki dają podstawę dla analizy wykształcenia u turystów po ukończeniu wieku edukacyjnego. Badając zatem wykształcenie wśród turystów powyżej 26 roku życia odsetek osób z wykształceniem wyższym wyniósł 66%, średnim – 27%, zawodowym – 5% respondentów (Ryc. 4B). Wśród kobiet wyższe wykształcenie deklarowało prawie 69% respondentów. Gorzej wypadli mężczyźni, wśród których wyższe wykształcenie zadeklarowało 63,5% osób monitorowanych. W zależności od płci widoczna jest też różnica w wykształceniu zawodowym, które deklaruje niewiele ponad 4% kobiet i prawie 7% mężczyzn. Interesująca jest również struktura wykształcenia wśród największej grupy turystów przyjeżdżających z Krakowa, gdzie 72,5% osób deklaruje wykształcenie wyższe, 22,8% średnie,



Ryc. 4. Wykształcenie turystów odwiedzających Gorczański Park Narodowy w 2011 roku. Objasnienia: A – wykształcenie ogółu turystów; B – wykształcenie turystów powyżej 26 lat.

Fig. 4. Educational background of tourists visiting the Gorce National Park over the research in 2011. Explanations: A – education of all tourists; B – education of tourists over 26 years.

natomiast zawodowe zaledwie 2,8%. Wśród rowerzystów struktura wykształcenia wygląda podobnie jak u turystów pieszych. Rowerzystów z wyższym wykształceniem jest 63,7%, natomiast z wykształceniem średnim 30,6%. Turyści, którzy są częstymi gośćmi GPN (pow. 10 pobytów) deklarowali wyższe wykształcenie w prawie 70% przypadków, a średnie w prawie 25%. Natomiast turyści z wyższym wykształceniem będący w parku po raz pierwszy stanowili 61,4%, a ze średnim – 30%.

Odsetek turystów deklarujących wyższe wykształcenie utrzymuje się na wysokim poziomie we wszystkich latach objętych monitoringiem. W latach 2001, 2006 i 2011 widać utrzymującą się podobną strukturę wykształcenia odwiedzających. Turyści deklarujący wyższe wykształcenie stanowią ok. 44% ogółu, turyści ze średnim ok. 26%, studenci ok. 9% oraz osoby z wykształceniem podstawowym również średnio ok. 9%. Wzrost udziału z wykształceniem w grupie „inne” wynika głównie z klasyfikowania tam osób z wykształceniem gimnazjalnym, którego nie odnotowywano we wcześniejszych pomiarach.

Częstotliwość i długość pobytu

Przeprowadzony monitoring ruchu turystycznego w sezonie letnim 2011 wykazał, że zdecydowana większość turystów przybywa do GPN tylko na jeden dzień. Na pobyt jednodniowy w całym analizowanym okresie decydowało się aż 62,6% ankietowanych. Dłuższy okres pobytu (powyżej 3 dni) wybierało z kolei tylko 14,3% respondentów.

Zagadnienie długości pobytu turystów w Gorcach kształtuje się nieco odmiennie w zależności, czy rozpatrywany jest on w okresie wakacyjnym czy też pozawakacyjnym. Badania ankietowe w lipcu i sierpniu 2011 roku pozwoliły stwierdzić, iż w okresie wakacyjnym turyści decydują się na zdecydowanie dłuższy pobyt w Gorcach aniżeli przed czy też po wakacjach. W okresie tym turyści przybywający do GPN na jeden dzień stanowili już tylko 27,7% ankietowanych. W tym samym okresie na pobyt w Gorcach powyżej 3 dni decydowało się aż 44,3% badanych turystów. Turyści przybywający w Gorce w okresie przed i powakacyjnym zdecydowanie częściej decydowali się na jednodniowe wyjazdy. Stanowili oni aż 71,1% ankietowanych przy zaledwie 7,0% osób decydujących się na pobyt powyżej 3 dni.

Badania ankietowe wykazały ponadto, że turyści przybywający w Gorce tylko na jeden dzień

zdecydowanie częściej decydowali się na przyjazd w dni weekendowe aniżeli w środku tygodnia. W okresie pozawakacyjnym 86,9% turystów odwiedzających GPN w ciągu tylko jednego dnia za dzień przyjazdu w Gorce wybierało sobotę lub niedzielę. W okresie wakacyjnym tendencja ta była już nieco mniej wyraźna, bowiem aż 45,4% turystów jednodniowych decydowało się na przyjazd w Gorce w dni poza weekendem.

W świetle przeprowadzonych badań należy stwierdzić, iż długość pobytu turystów w Gorcach wykazuje również ścisły związek z miejscem ich zamieszkania. Zdecydowana większość turystów z województwa małopolskiego (76,4%) w trakcie prowadzonego monitoringu przybywała do GPN tylko na jeden dzień. Na pobyt powyżej 3 dni decydowało się 7,1% małopolskich turystów. W przypadku odwiedzających spoza woj. małopolskiego zaledwie 35,2% z nich przybywało w Gorce tylko na jeden dzień, natomiast pobyt dłuższy (powyżej 3 dni) wybierało 28,6% osób z tej grupy.

Okazuje się również, że na czas przebywania turystów w Gorcach wpływ wywiera także sposób ich przemieszczania się w granicach GPN. 81,9% turystów poruszających się na rowerach decydowało się na pobyt jednodniowy, 12,7% – na pobyt dwudniowy, natomiast zaledwie 2,4% ankietowanych rowerzystów przebywało w Gorcach dłużej niż 3 dni. Jeśli chodzi o turystów pieszych to w ich przypadku udział osób pozostających w Gorcach przez dłuższy czas (powyżej 3 dni) był już zdecydowanie większy i wynosił 15,5% ogółu turystów pieszych, natomiast respondenci jednodniowi stanowili 60,6% osób w tej grupie.

Badania ankietowe wykazały ponadto, że długość pobytu turystów w Gorcach nie koresponduje jednoznacznie z formą ich pobytu. Struktura turystów pod względem długości przebywania w Gorcach przybierała bardzo podobny kształt zarówno dla turystów indywidualnych jak i poruszających się w grupach zorganizowanych. Zauważyć można jedynie, że najdłuższy czas pobytu turystów (powyżej 2 tygodni) dotyczy praktycznie tylko turystów indywidualnych.

W trakcie dotychczasowych badań ruchu turystycznego w latach 1999–2011 udział turystów odwiedzających park na jeden dzień zmieniał się od ok. 60% w 2000 r. do ok. 75% w 2006 r. Turyści, którzy przyjechali do GPN na 2 lub 3 dni średnio stanowili ok. 19% odwiedzających, a ich naj-

większy odsetek odnotowano w roku 2000 i 2011, odpowiednio 24,2% i 23,2%. Turyści deklarujący pobyt powyżej 7 dni w 2011 r. stanowili znacznie mniejszy udział niż w latach wcześniejszych. W 1999, 2000, 2001 i 2006 średnio stanowili 7,3% turystów, natomiast w badaniach w 2011 r. tylko 3,9%. Daje to podstawy do stwierdzenia, że turyści odwiedzający GPN decydują się na krótsze pobyty, zwłaszcza 4–7 dniowe.

Prowadzony monitoring ruchu turystycznego pozwolił również na określenie częstotliwości przyjazdu turystów do GPN. Spośród wszystkich ankietowanych turystów, dla 33,3% z nich przyjazd w Gorce w sezonie letnim roku 2011 był pierwszym w ich życiu. Z kolei aż 38,9% osób deklarowało, że teren GPN odwiedziło już 10 lub więcej razy.

Z przeprowadzonych badań wynika również, że nie tylko długość pobytu ale i częstotliwość przyjazdu turystów w Gorce w dużej mierze zależy od terminu wypoczynku. W okresie wakacyjnym turyści będący pierwszy raz w Gorcach stanowili 36,7% ogółu, natomiast w okresie pozawakacyjnym ich udział zmniejszył się do 28,5%. Turyści będący w parku 10 raz i więcej dominowali na szlakach w okresie przed i powakacyjnym stanowiąc 43,2% ogółu turystów, a w czasie wakacji ich udział w ogóle liczby turystów spadał do 35,8%.

Przeprowadzone badania dowiodły, że częstotliwość przyjazdu turystów w Gorce zależy również od miejsca ich zamieszkania. Turyści pochodzący z województwa małopolskiego w większości (52,8%) deklarowali, iż są stałymi (10 pobytych lub więcej) bywalcami w GPN. Turyści będący pierwszy raz w Gorcach stanowili natomiast 21,7% spośród turystów pochodzących z woj. małopolskiego. W przypadku turystów spoza woj. małopolskiego dla blisko połowy z nich (49,1%) przyjazd w Gorce w sezonie letnim 2011 był pierwszym w ich życiu. Z kolei w tej samej grupie ankietowanych 20,0% respondentów stanowiły osoby będące w GPN 10 raz i więcej.

W kwestii częstotliwości przyjazdu turystów do GPN płęć wydaje się odgrywać nieco istotniejszą rolę aniżeli w przypadku długości pobytu w Gorcach. Można bowiem zauważyć, że mężczyźni są grupą osób przybywającą do GPN nieco częściej aniżeli kobiety. Wśród ankietowanych turystów płci męskiej 40,5% deklarowało, iż przebywało w Gorcach 10 razy lub częściej, z kolei 32,4% wskazywało na pierwszą wizytę w Parku. W przypadku kobiet dla 37,6% były to 10 lub częstsze odwiedzi-

ny GPN, natomiast 36,1% przybywało w Gorce po raz pierwszy.

W porównaniu z badaniami prowadzonymi od 2000 roku, udział turystów deklarujących powyżej 5 wizyt w GPN zmniejszył się z 52% do 41%. Widoczny jest natomiast trend wzrostowy wśród turystów deklarujących pierwszą wizytę w parku z 19% w 2000 roku do 33% w 2011, tj. o 14 pp.

Motywy przyjazdu oraz główne atrakcje GPN

Najczęstszym motywem przybycia do GPN, na który wskazywali turyści, była chęć obcowania z przyrodą; w taki sposób odpowiedziało 60,8% turystów. Jest to również najczęściej podawany motyw przyjazdu w poprzednich badaniach, w których średnio 65% turystów odpowiadało podobnie. W dalszej kolejności były to względy towarzyskie oraz przyzwyczajenia. Takiej odpowiedzi w 2011 roku udzieliło 36,2% respondentów i w stosunku do pomiarów przeprowadzonych w 2000 r. obserwowany jest znaczący wzrost tych przyczyn przyjazdu o 25 pp. Odmienny trend zaznacza się wśród turystów deklarujących, że to chęć poznania była głównym motywem przyjazdu do GPN. W 2000 roku tak odpowiedziało 48% respondentów, a w 2011 już tylko 25% przebadanych turystów.

Z motywami przyjazdu turystów związane są główne atrakcje przyciągające turystów do GPN. Wśród najpopularniejszych pojawiły się: widoki (66,1% turystów), przyroda (58,5%), dogodne warunki wędrowania (42,8%), a także cisza i spokój, szlaki rowerowe, polany, schroniska oraz mała liczba ludzi.

Źródła informacji o GPN

Turyści czerpią informację na temat GPN w największym stopniu od znajomych i przewodników (odpowiednio 39% i 36,2%). Były to również najbardziej popularne źródła informacji zidentyfikowane w poprzednich badaniach. Nowym źródłem informacji o GPN, które ujawniło ostatnie badanie jest Internet, na który wskazało 39,2% badanych. Pozostałe udzielane odpowiedzi to: własne doświadczenia (9,9%), mapy (8,0%), prasa (5,9%) oraz rodzina (3,4%).

Opinie i sugestie turystów

Preferencje turystów odnośnie tego jaka forma turystyki powinna być promowana na terenie GPN wyglądały nieco odmiennie w zależności od formy

turystyki, jaką uprawiają respondenci. Generalnie odwiedzający opowiadają się za promowaniem tej formy turystyki, którą sami uprawiają. Stąd też turyści piesi wskazywali w 91,8% na turystykę pieszą, natomiast rowerzyści w zdecydowanej większości (92,9%) uważali, że to turystyka rowerowa powinna być promowana w Parku. Rozpatrując zbiorowość turystów w całości, 90% z nich uważa, że w pierwszej kolejności powinna być promowana turystyka piesza, blisko 45% wymienia również turystykę rowerową i średnio ok. 30% konną, edukacyjną oraz opartą na wędrówkach na nartach. Struktura udzielanych odpowiedzi była podobna w badaniach prowadzonych w poprzednich latach.

Turyści zapytani o ocenę wizualnej informacji o GPN w terenie, w większości (53,3%) udzielali odpowiedzi, że jest ona dobra. Bardzo dobrze oceniali ją 17,3% ankietowanych, natomiast źle – zaledwie 4,3% respondentów. Również w tym pytaniu udzielane odpowiedzi nie odbiegały znacząco od tych odnotowanych w wcześniejszych badaniach. Rozpatrując to kryterium w zależności od częstości odwiedzin GPN przez turystów warto zwrócić uwagę, że osoby najczęściej przebywające na terenie Parku, mają największy udział wśród tych, którzy bardzo dobrze oceniają informację wizualną o parku. Ci sami turyści stanowią z kolei 37,0% respondentów wystawiających ocenę najniższą. Z kolei turyści będący pierwszy raz w GPN mają swój największy udział (18,5%) wśród osób wystawiających ocenę najniższą.

Zdecydowana większość ankietowanych turystów (78,3%) uważa, że szlaki w obrębie GPN są czyste. Tylko 14,0% wskazuje na ich nadmierne zaśmiecenie. Warto w tym miejscu jednak odnotować fakt, iż wielu turystów nie zna dokładnie granic GPN i często wspominając o zaśmieconych odcinkach szlaków wymieniała te położone poza granicami parku.

PODSUMOWANIE

Monitoring ruchu turystycznego w Gorczańskim Parku Narodowym w sezonie letnim 2011 roku, pozwolił na ustalenie rozmieszczenia i kierunków zmian natężenia ruchu turystycznego, wyodrębnienie odcinków szlaków szczególnie narażonych na antropopresję, ocenienie potrzeb i oczekiwań turystów oraz ich zmian w stosunku do wcześniej

prowadzonych badań w latach 1999–2006. Analiza ruchu turystycznego w GPN umożliwiła sformułowanie wielu prawidłowości determinujących jego zróżnicowanie czasowe oraz przestrzenne.

Niejednorodność ruchu w czasie należy rozpatrywać w kontekście cykli sezonowych, miesięcznych oraz tygodniowych, choć dominujące znaczenie mają panujące warunki atmosferyczne w dniu badania i w przeddzień badania. Najwięcej turystów odwiedza GPN w miesiącach wakacyjnych, jednak znacznie wyższe wartości natężenia średniego ruchu dobowego obserwowane są w sierpniu. Wtedy to udział turystyki zorganizowanej zmniejsza się przy znaczącej dominacji turystów indywidualnych. Spośród miesięcy pozawakacyjnych największe natężenie ruchu turystycznego występuje w maju. Wtedy w dni powszednie do parku przyjeżdża wiele wycieczek szkolnych, a w weekendy (zwłaszcza w niedzielę) obserwuje się znaczny wzrost liczby turystów indywidualnych, w dużym stopniu również rowerzystów. We wszystkich badanych miesiącach do odwiedzenia GPN turyści wybierają głównie dni wolne od pracy. Tendencja ta jest nieco mniej widoczna w okresie wakacyjnym, zwłaszcza w kontekście niedziel.

Przestrzenne zróżnicowanie ruchu w okresie badań zależało od warunków atmosferycznych, tego czy pomiar prowadzony był w dzień powszedni czy w weekend oraz czy są to miesiące wakacyjne czy pozawakacyjne. Przy korzystnych warunkach do uprawiania turystyki górskiej największe natężenie ruchu obserwowane było na odcinkach szlaku czerwonego, a zwłaszcza odcinku Obidowiec – Turbacz – Kiczora. W weekendy zwiększa się ilość turystów na szlaku niebieskim Hucisko – Turbacz oraz zielonym Tobończyk – Obidowiec. Natomiast przy mniej sprzyjających warunkach atmosferycznych niewielka grupa turystów decyduje się na wyjście w wyższe partie gór (z wyjątkiem grup zorganizowanych, które często pomimo deszczu nie rezygnują z wycieczek), co decyduje o największym w tych dniach natężeniu na szlakach spacerowych (głównie krótkich) w dolnych partiach GPN.

SUMMARY

The Gorce National Park, compared to other national parks, is characterized by a low average value of intensity of the tourist traffic (Tab.1). Neverthe-

less, the results of tourist monitoring, carried out from May to September 2011, showed significant spatial and temporal concentration of tourists on selected sections of the trails. The monitoring took place for 22 days, including 4 days a month in May, June and September and 5 days a month in July and August. Studies were conducted in 13 points in the Park during the summer vacation, whereas in 4 points during the rest of the monitoring time (Fig.1). The results indicate that, in general, a significant increase in the number of tourists is observed on weekend days with favorable weather conditions

(Fig. 2). The most popular sections of the trails are: Stare Wierchy – Obidowiec – Turbacz, Polana Hucisko – Turbacz and Tobołów – Obidowiec. Among 6997 individual tourists, who visited the GNP during the days of monitoring, 54,6% were male and 45,4% were female (Fig. 3). The average age of individual tourists was 33,5 years (33,7 for man and 33,2 for women). Most tourists come to the GNP from the Małopolska Voivodeship (about 60%) and they usually choose a one-day visit. The characteristic feature of tourism in mountain protected areas is the high share of people with higher education (Fig. 4).