

Nauka Tatrom
Tom II
Nauki Biologiczne

Tatrzański Park Narodowy
Polskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk o Ziemi – Oddział Krakowski

Nauka Tatrom

Tom II

Nauki Biologiczne



Redakcja
Anna Chrobak, Barbara Godzik

Materiały V Konferencji
PRZYRODA TATRZAŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO A CZŁOWIEK
Zakopane, 24–26 września 2015 roku

Nauka Tatrom
Tom II
Nauki Biologiczne

Redakcja
Anna Chrobak, Barbara Godzik

Recenzenci tomu II
Antoni Amirowicz, Andrzej Chlebicki, Daniel Dítě, Sławomir Kornaś, Tomasz Postawa,
Łukasz Przybyłowicz, Magdalena Zagalska-Neubauer

Wydano nakładem
Tatrzańskiego Parku Narodowego

Projekt okładki i strony tytułowej według koncepcji

Zbyluta Grzywacza

DTP
lookStudio
www.lookstudio.pl

Wszystkie prawa zastrzeżone.
Żadna część tej publikacji nie może być powielana ani rozpowszechniana
w jakikolwiek sposób bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich.

© Copyright by Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego
Kuźnice 1, 34-500 Zakopane
tel. +48 18 20 23 240, e-mail: tatry@tpn.pl, www.tatry.tpn.pl
Zakopane 2015

ISBN 978-83-941445-5-5

Spis treści

Przedmowa	9	Jakub NOWAK, Krzysztof PIKSA: Fauna nietoperzy jaskiń Tatr Polskich	35
Anna BIEDUNKIEWICZ, Maria DYNOWSKA, Piotr DYNOWSKI, Jacek KOZŁOWSKI, Katarzyna STAŃCZAK: Badania rekonesansowe mikrogrzybów wyizolowanych z wybranych ontocenoz ryb Morskiego Oka (Tatrzański Park Narodowy)	13	Wojciech PUSZ, Włodzimierz KITA, Tomasz ZWIJACZ-KOZICA: Znaczenie badań aeromykologicznych na terenach chronionych	43
Piotr DYNOWSKI, Jacek KOZŁOWSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Łukasz PEKSA, Maria DYNOWSKA, Anna ŻRÓBEK-SOKOLNIK: Ichtiofauna Filipczańskiego Potoku w Tatrzańskim Parku Narodowym na tle wybranych parametrów środowiska	19	Robert RUTKOWSKI, Piotr KRZAN, Ewa SUCHECKA: Charakterystyka genetyczna populacji głuszca w Tatrzańskim Parku Narodowym na tle innych karpackich populacji tego gatunku	47
Piotr HLIWA, Urszula SZYMAŃSKA, Katarzyna STAŃCZAK, Konrad OCALEWICZ, Marcin KUCIŃSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Jan WOŹNIAK, Andrzej MARTYNIAK: Płodność ryb łososiowatych zasiedlających Morskie Oko	25	Izabela SADZA, Stanisław BURY, Wioleta OLEŚ, Bartłomiej ZAJĄC, Krystyna ŻUWAŁA, Maciej PABIJAN: Aktualne rozmieszczenie płazów na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego na tle badań prowadzonych w drugiej połowie XX wieku	53
Izabela JABŁOŃSKA-BARNA, Jacek KOZŁOWSKI, Piotr DYNOWSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Julita KALINOWSKA: Struktura pokarmu pstrąga potokowego (<i>Salmo trutta</i>) z potoków tatrzańskich	31	Agnieszka SALA: Znaczenie badań nad motylami środowisk górskich na przykładzie rodzaju <i>Erebia</i> Dalman, 1816 (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae)	61
		Blažena SEDLÁKOVÁ, Jaroslav VLČKO, Marek SVITOK: Vstavačovitě (<i>Orchidaceae</i>) Belianskych Tatier – vstaváček alpínsky (<i>Chamorchis alpina</i>) v Belianskych Tatrách	69

Contents

Preface	11	Jakub NOWAK, Krzysztof PIKSA: The Bat Fauna of the Polish Tatra Caves	35
Anna BIEDUNKIEWICZ, Maria DYNOWSKA, Piotr DYNOWSKI, Jacek KOZŁOWSKI, Katarzyna STAŃCZAK: Preliminary studies of microfungi isolated from certain fish ontocenoses in lake Morskie Oko (The Tatra National Park)	13	Wojciech PUSZ, Włodzimierz KITA, Tomasz ZWIJACZ-KOZICA: The role of aeromycological researching in protected areas	43
Piotr DYNOWSKI, Jacek KOZŁOWSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Łukasz PĘKSA, Maria DYNOWSKA, Anna ŻRÓBEK-SOKOLNIK: The ichthyofauna of Filipczański Stream in Tatra National Park against a background of selected environmental parameters	19	Robert RUTKOWSKI, Piotr KRZAN, Ewa SUCHECKA: Population genetic of Capercaillie from Tatra National Park in comparison with other Carpathian strongholds	47
Piotr HLIWA, Urszula SZYMAŃSKA, Katarzyna STAŃCZAK, Konrad OCALEWICZ, Marcin KUCIŃSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Jan WOŹNIAK, Andrzej MARTYNIAK: Fecundity of salmonid fishes from Morskie Oko Lake	25	Izabela SADZA, Stanisław BURY, Wioleta OLEŚ, Bartłomiej ZAJĄC, Krystyna ŻUWAŁA, Maciej PABIJAN: Current distribution of amphibians in Tatra National Park compared to previous studies from the second half of the XXth century	53
Izabela JABŁOŃSKA-BARNA, Jacek KOZŁOWSKI, Piotr DYNOWSKI, Krzysztof KOZŁOWSKI, Julita KALINOWSKA: The diet composition of brown trout (<i>Salmo trutta</i>) from the Tatra streams	31	Agnieszka SALA: The importance of mountain butterflies research, in example of <i>Erebia</i> Dalman, 1816 (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae)	61
		Blažena SEDLÁKOVÁ, Jaroslav VLČKO, Marek SVITOK: Orchids (<i>Orchidaceae</i>) of Belianske Tatra Mts. – false orchid (<i>Chamorchis alpina</i>) in Belianske Tatra Mts.	69

Przedmowa

Tatry od XVII wieku są miejscem i przedmiotem licznych badań przyrodniczych. Obok Białowieskiego Parku Narodowego, Tatrzański Park Narodowy charakteryzuje się bardzo wysoką liczbą projektów naukowych realizowanych w granicach parku. Dla biologów Tatry są szczególnym obszarem: jedynym w Polsce, gdzie wyniesienie nad poziomem morza powoduje występowanie piętra alpejskiego ze specyficzną dla tej strefy roślinnością. Tatry są siedliskiem gatunków, które przetrwały tu okresy następujących po sobie zlodowaceń. Poza tymi górami lodowce zniszczyły całkowicie florę „trzeciorzędową”. Mimo wieloletniego zaangażowania badaczy, góry te nadal przyciągają badaczy, powstają tu cenne wyniki, weryfikowane są nowe teorie i stale poszerzana jest wiedza. Nowe metody badawcze oraz coraz dokładniejsze urządzenia pozwalają na inne spojrzenie na dotychczasowe dane i uzyskiwanie nowatorskich wyników. Szczególnego znaczenia nabierają badania związane z współczesnymi zmianami klimatycznymi, które są tak szybkie, że na bieżąco możemy obserwować rozprzestrzenianie się populacji gatunków, które dotychczas zajmowały ograniczone tereny, jak też przesuwanie się granic pionowego ich występowania. Jest to możliwe dzięki badaniom wykonywanym i dokumentowanym w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat. Najważniejszego znaczenia nabywają dzisiaj badania dotyczące praktycznej ochrony przyrody i traktujące o problemach społecznych, związanymi z potrzebami ludźmi żyjącymi w otoczeniu gór, jak też z coraz większymi rzeszami odwiedzających i wypoczywających tu turystów.

W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat diametralnie zmienił się wpływ człowieka na przyrodę tatrzańską. Niegdyś zmiany te związane były z górnictwem i podtatrzańskim hutnictwem, które powodowało m.in. wyrąb lasów na znacznych obszarach. Czynnikiem, który dawniej kształtował w dużej mierze roślinność i występowanie poszczególnych gatunków, było pasterstwo. Obecnie straciło ono masowy charakter, jest tylko elementem kulturowym. Dzisiaj wpływ człowieka jest widoczny przede wszystkim w rosnącej urbanizacji na przedpolu Tatr, zwiolokrotnionym ruchu samochodowym i silnie powiększającej się liczbie narciarzy, alpinistów, grotolazów oraz lotniarzy wkraczających w niedostępne dawniej partie gór. Powoduje to w konsekwencji żywiolowy i niezorganizowany zazwyczaj rozwój usług zagrażający tatrzańskiej przyrodzie.

Powstała w 1980 roku Pracownia Naukowo-Badawcza w strukturach Tatrzańskiego Parku Narodowego ma za zadanie rejestrowanie i gromadzenie wyników prowadzonych badań w Tatrach, inicjuje ona również badania związane z potrzebą praktycznej ochrony przyrody. Od dziesięcioleci z władzami Tatrzańskiego Parku Narodowego i różnymi instytucjami naukowymi współpracują członkowie Polskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk o Ziemi. Efektem tej współpracy są nie tylko badania naukowe, ale również cykliczne już spotkania badaczy Tatr. Pierwsza konferencja zorganizowana w roku 1981 („TATRY 81”) nie doszła do skutku z powodu stanu wojennego, ale materiały przygotowane na to spotkanie zostały wydrukowane. Od 1995 roku, w 5-letnich odstępach czasowych, organizowane są Ogólnopolskie Konferencje Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a Człowiek. Pierwsza z nich miała podtytuł: *Stan i perspektywy badań tatrzańskich*, druga: *Współczesne przemiany środowiska przyrodniczego Tatr* (2000 rok), trzecia: *Tatrzański Park Narodowy na tle innych górskich terenów chronionych* (2005), czwarta *Nauka a zarządzanie obszarem Tatr i ich otoczeniem* (2010). Ostatnia, zorganizowana w 2015 roku, V już konferencja, odbyła się pod hasłem *Nauka Tatrom*. Spotkania te gromadzą zwykle ponad 100 osób. Integrują one środowisko naukowe, dają możliwość nawiązania bezpośrednich kontaktów, wymiany doświadczeń i planowania przyszłych, wspólnych badań. Stale też w konferencjach uczestniczą koledzy ze Słowacji, bo przecież problemy są podobne, a badania wykonywane po obu stronach uzupełniają się i dają pełniejszy obraz. Tatry, jako Bilateral Biosphere Reserve, jest obiektem wspólnych działań na rzecz ochrony przyrodniczych walorów tych gór.

Niniejszy tom jest częściowo tylko zbiorem prac zawierających wyniki badań nad ożywioną częścią przyrody Tatr uzyskanymi w ciągu ostatnich 5 lat. Badania dotyczące flory i fauny były nieco słabiej prezentowane na ostatniej konferencji. Widoczny był jednak duży udział młodych naukowców, których fascynuje świat gór. To daje przeświadczenie, że Tatry nadal będą przedmiotem atrakcyjnych badań i obserwacji, których pochodną będzie wiele prac naukowych i popularnonaukowych. Dostosowywana też będzie strategia ochrony tych unikalnych walorów przyrodniczych do zmieniających się warunków.

prof. dr hab. Barbara Godzik,
Instytut Botaniki Polskiej Akademii Nauk

Preface

The Tatra Mountains since XVII century are the place and the main purpose of numerous research connecting with nature. In addition to the Białowieża National Park, the Tatra National Park is characterized by a very high number of research projects. For biologists, the Tatras are a special area: the only one in Poland, where the elevation above sea level, causing the occurrence of the alpine level with specific for this zone vegetation. The Tatras are the habitat of species which have survived the periods of successive ice ages. Glaciers completely destroyed tertiary flora except the Tatra Mountains. Despite long-standing commitment of researchers, these mountains are still attract for researchers. They are creating valuable results, verifying new theories and continuously expanding knowledge. New research methods and more accurate devices allows to look on existing data in a different way and obtain innovative results. Important research is related to contemporary climate change which are as fast that it can be observed the spread of the populations. Nowadays, the most important meaning acquires the practical research on conservation, dealing with the social problems associated with the needs of people living around the mountains and tourists. In the last few years the human impact on the Tatra nature has dramatically changed. Long time ago these changes were related to mining and metallurgy, which caused deforestation on large areas. The factor which also formed the vegetation and the presence of particular species was shepherding. Nowadays it lost its mass character and it is the only cultural element in the Tatra National Park. Today, the human impact is visible mainly in the growing urbanization around the Tatra Mountains, multiplied traffic area and strongly growing number of skiers, climbers, cavers and hang-gliders entering in formerly inaccessible parts of the mountains. It consequences the spontaneous and unorganized development of services which can threat the Tatra nature.

In 1980 the Scientific Research Laboratory was created in the structures of the Tatra National Park. It's main task is registering and collecting the results of research in the Tatra Mountains, it also initiates the research related to the need for nature conservation. For decades the government

of the Tatra National Park and various scientific institutions has been cooperating with members of the Polish Society of Friends of the Earth Sciences. The result of this cooperation is not only research, but also regular meetings in the Tatras. The first conference which was organized in 1981 ("TATRY 81") did not happen because of state of emergency, but the materials which was prepared for the meeting have been printed. Since 1995, at 5-year intervals, they are organized the National Conferences the Environment of the Tatra National Park and Man. The first one was subtitled: *Status and prospects of the Tatra studies*, second: *Contemporary transformation of the natural environment of the Tatra Mountains* (2000), third: *the Tatra National Park at the background of other protected areas in mountains* (2005), fourth: *Science and the management of the Tatra Mountains and their surroundings* (2010). The last one, organized in 2015, fifth conference, had the subtitle: *Science for the Tatra Mountains*. These meetings usually gather more than 100 people. They integrate the resarches, provide the opportunity to establish many contacts, exchange the experience and planning future research. At this conferences the colleagues from Slovakia are active participants, because the problems are similar and the research, which can be made on both sides, complements each other and gives a comprehensive view. The Tatra Mountains as the Bilateral Biosphere Reserve is the object of joint efforts to protect the natural values of these mountains.

This volume is only partly a collection of papers containing the results of research on an animate nature of the Tatra Mountains which was obtained in the last 5 years. Research on the flora and fauna were slightly weaker presented at the last conference. However a large number of young scientists which are fascinating the world of mountains was noticed. It gives the confidence that the Tatra Mountains will be the subject for research and observation. It will be also adjusted a new strategy to protect these unique natural values for the changing conditions.

*Prof. dr hab. Barbara Godzik
Institute of Botany Polish Academy of Sciences*

Badania rekonesansowe mikrogrzybów wyizolowanych z wybranych ontocenoz ryb Morskiego Oka (Tatrzański Park Narodowy)

Preliminary studies of microfungi isolated from certain fish ontocenoses in lake Morskie Oko (The Tatra National Park)

Anna Biedunkiewicz¹, Maria Dynowska¹, Piotr Dynowski², Jacek Kozłowski³, Katarzyna Stańczak³

¹ *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Wydział Biologii i Biotechnologii, Katedra Mykologii, ul. Oczapowskiego 1A, 10-917 Olsztyn; e-mail: alibi@uwm.edu.pl*

² *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Wydział Biologii i Biotechnologii, Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody, pl. Łódzki 1, 10-727 Olsztyn*

³ *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Biologii i Hodowli Ryb, ul. Oczapowskiego 5, 10-917 Olsztyn*

Streszczenie

Ryby, podobnie jak inne kręgowce, mogą być zasiedlane przez grzyby o różnym statusie taksonomicznym i troficznym. Najczęściej są to gatunki obecne w ich środowisku. W związku z tym celem badań była wstępna ocena kolonizacji początkowego odcinka przewodu pokarmowego ryb Morskiego Oka przez mikrogrzyby. Materiał biologiczny stanowiły wymazy pobierane jałowo od wybranej losowo grupy 12 osobników mieszańców pstrągów. Poddano go standardowej diagnostyce mykologicznej. Przeprowadzone analizy laboratoryjne wykazały obecność mikrogrzybów w 7 z 12 prób (58,33%). Były to drożdżaki z rodzaju *Candida* (cztery gatunki) oraz jeden z rodzaju *Rhodotorula*. W czterech izolatach, których identyfikacja była niejednoznaczna, stwierdzono zespoły wielogatunkowe. W trzech przypadkach mikrogrzyby występowały po dwa w jednym izolacie, a w jednej próbie – po trzy. Wyizolowane mikrogrzyby sklasyfikowano w większości jako potencjalne patogeny z BSL-2. Uzyskane gatunki grzybów mogą zostać wykorzystane nie tylko do oceny kondycji ryb, lecz także do oceny sanitarnej środowiska wodnego oraz zagrożenia epidemiologicznego dla osób korzystających z wód do celów turystycznych i rekreacyjnych. Otrzymane wyniki badań rekonesansowych potwierdzają potrzebę kontynuacji badań szczegółowych zarówno ryb, jak i ich środowiska wodnego.

Słowa kluczowe: mikrogrzyby, ryby, Morskie Oko

Abstract

Like other vertebrates, fish can be colonised by fungi of various taxonomic and trophic status. Since these are usually species present in their environment, the aim of this

study was to conduct a preliminary study of the colonisation by microfungi of the initial section of the alimentary tract of fish from lake Morskie Oko. Swabs taken under sterile conditions from 12 random individual trout hybrids were used as the study material. They were subjected to standard mycological diagnostic procedures. The laboratory analyses revealed the presence of microfungi in 7 out of the 12 samples (58.33%). These included four species of the genus *Candida* and one of the genus *Rhodotorula*. Multi-species groups were found in four isolates where identification was inconclusive. In three cases, two microfungi were present in one isolate and, in one case, three microfungi were present. Most of the microfungi isolated from the fish were classified as potential pathogens at BSL-2. These fungal species can be used not only to assess the condition of fish, but also to assess the sanitary condition of the aquatic environment and the epidemiological hazard to people who use waters for leisure and tourists. These findings of the preliminary studies have confirmed the need for further in-depth studies, both of the fish and of the aquatic environment in which they live.

Keywords: microfungi, fish, Morskie Oko lake

Wstęp

Opisywane badania są fragmentem obszernych, wieloaspektowych analiz mykologicznych prowadzonych w ekosystemach wodnych. Analizy te dotyczą różnicowania taksonomicznego i biologii mikrogrzybów należących do Ascomycota i Basidiomycota, ważnych w etiologii grzybic oraz w ocenie sanitarnej-epidemiologicznej wód, które mogłyby zostać wykorzystane w szeroko rozumianym monitoringu (Biedunkiewicz, 2007; Biedunkiewicz, 2012;

Dynowska i Biedunkiewicz, 2013). Szczególną uwagę zwrócono na krążenie tych grzybów w całej biosferze, z ontosferą włącznie, w czym zasadniczą rolę odgrywają wektory będące najczęściej także rezerwuarami grzybów (Dynowska i in., 2013). Ryby jako nosiciele potencjalnych zoo- i antropopatogenicznych workowców i podstawczaków opisywane są bardzo rzadko. Polskie piśmiennictwo hydromykologiczne zawiera tylko wzmianki o pojedynczych gatunkach workowców izolowanych z ontosfery ryb lub z ikry. Dotyczy to głównie *C. albicans*, *C. tropicalis* i *Trichosporon cutaneum* (Czczuga, 1994; Czczuga i in., 1995; Czczuga i Muszyńska, 1998; Czczuga i Kiziewicz, 1999; Kiziewicz, 2004, 2007). Czczuga i Muszyńska (1998) zwracają uwagę również na inne workowce istotne dla etiologii chorób ryb. Opisałi oni śmiertelny przypadek hialohyfomykozy u karpia wywołanej przez *Fusarium culmorum* oraz podkreślili znaczenie innych gatunków z tego rodzaju: *F. aqueductum*, *F. avenaceum* i *F. solani*.

Mając na uwadze fakt, że dotychczasowe polskie obserwacje ichtiomykologiczne mają zdecydowanie charakter okazjonalny i dotyczą głównie grzybów zoosporowych z Oomycota i Chytridiomycota (Czczuga, 1994; Czczuga i in., 1995; Czczuga i Muszyńska, 1998; Czczuga i Kiziewicz, 1999; Czczuga i Godlewska, 2001; Czczuga i in., 2002; Kiziewicz, 2004), postanowiono zbadać, jaki jest stopień zasiedlenia ryb Morskiego Oka przez – bardzo powszechne w wodach – mikrogrzyby należące do innych taksonów niż wymienione wyżej. Dodatkowym argumentem przemawiającym za przeprowadzeniem badań w Morskim Oku był brak jakichkolwiek danych hydromykologicznych z wód chronionych terenów Polski południowej.

Materiał i metody

Materiał badawczy stanowiły mikrogrzyby uzyskane z wymazów z jamy gębowej 12 pstrągów odłowionych z wód Morskiego Oka. Wymazy zostały umieszczone w płynnym podłożu Sabourauda, a następnie przetransportowane w termoizolacyjnych pojemnikach do laboratorium. Czas transportu prób od ich pobrania nie przekroczył 24 godz. Pobrany materiał poddano standardowej diagnostyce stosowanej w laboratoriach mykologicznych (Biedunkiewicz i Baranowska, 2011; Dynowska i Biedunkiewicz, 2013).

W laboratorium wykonano posiew powierzchniowy na stałe podłoże Sabourauda z dodatkiem chloramfenikolu (jest to podstawowe podłoże do hodowli mikrogrzybów), następnie próby inkubowano w temp. 37°C przez 48–72 godz. Płynne podłoża Sabourauda również poddano inkubacji w temp. 37°C na 72 godz., po czym przeniesiono do temp. 25°C przez 14 dni (temp. 37°C umożliwia sprawdzenie zdolności wzrostu mikrogrzybów potencjalnie chorobotwórczych dla zwierząt i ludzi). Po tym czasie obserwowano wzrost grzybów w postaci pierścienia powierzchniowego lub wgłębnego i osadu. Osad pobrano mikropipetą i posiano punktowo metodą *one drop* na stałe podłoże Sabourauda, aby uzyskać czyste izolaty. Próby te ponownie inkubowano w temp. 37°C przez 48–72 godz. W dalszej kolejności zliczono kolonie uzyskanych grzybów, przesiano

je na skosy Sabourauda z chloramfenikolem i ponownie inkubowano w temperaturze 37°C przez 48–72 godz. Oceny makroskopowej dokonano na podstawie cech makroskopowych wyrosłych kolonii, natomiast cechy mikroskopowe grzybów oceniono w preparatach przyżyciowych barwionych błękitem metylenowym oraz w mikrohodowlach na podłożu Nickersona w modyfikacji własnej, inkubowanych przez 48–72–144 godz. w temp. 37°C. Dalszą diagnostykę mykologiczną przeprowadzono z wykorzystaniem cech biochemicznych wyizolowanych grzybów (zymogramy, auksanogramy). Identyfikację izolatów jednogatunkowych potwierdzono za pomocą testów do szybkiej identyfikacji (API C AUX) i podłoży chromogennych (CHROMagar Candida), a wielogatunkowych wykorzystując podłoże Nickersona do mikrohodowli.

Wyniki

Wstępne badania laboratoryjne zgromadzonego materiału biologicznego wykazały obecność mikrogrzybów w 7 z 12 prób (58,33%). Były to drożdżaki rosnące na podłożu Sabourauda w postaci białawych, mlecznych lub jasnokremowych kolonii. Jeden z izolatów miał barwę koralową. Analiza taksonomiczna, potwierdzona testami do szybkiej identyfikacji (API C AUX, CHROMagar Candida, zymogram, auksanogram), pozwoliła na wyodrębnienie czterech gatunków grzybów z rodzaju *Candida*: *C. albicans* (tabl. 1, ryc. 1), *C. glabrata* (tabl. 1, ryc. 2), *C. krusei* (tabl. 1, ryc. 3) i *C. pelliculosa* (tabl. 1, ryc. 4), a także jednego gatunku z rodzaju *Rhodotorula*: *Rh. glutinis* (tabl. 1, ryc. 5). W izolatach, których identyfikacja była niejednoznaczna, stwierdzono konglomeraty wielogatunkowe. Wyizolowane grzyby drożdżopodobne występowały po dwa: *C. albicans* + *C. krusei*, *C. albicans* + *C. glabrata*, *C. glabrata* + *C. krusei* oraz po trzy: *C. glabrata* + *C. krusei* + *C. pelliculosa* w jednym izolacie (tab. 1; tabl. 1, ryc. 1–5).

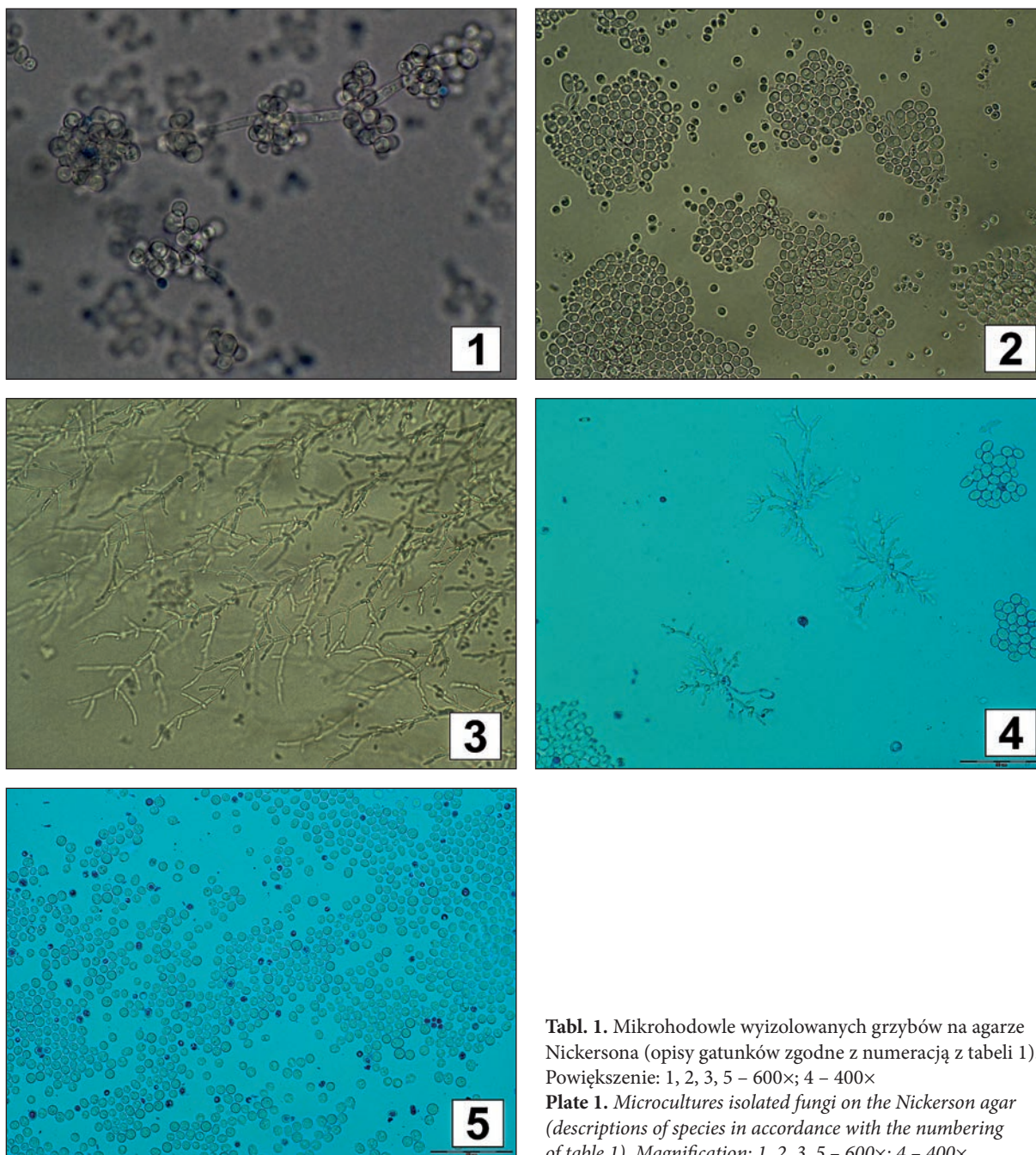
Dyskusja

Większość mikrogrzybów ekosystemów wodnych to gatunki kosmopolityczne, których występowanie jest ograniczone raczej czynnikami ekologicznymi niż geograficznymi (Dynowska i in., 2005). Podobnie jak w innych częściach

Tab. 1. Gatunki mikrogrzybów wyizolowane z jamy gębowej ryb
Tab. 1. Species of microfungi isolated from fish stomatitis

Lp.	Gatunki grzybów	Izolaty jednogatunkowe	Izolaty wielogatunkowe				BSL*
			v	v	v	v	
1	<i>C. albicans</i>		v	v			2
2	<i>C. glabrata</i>	x	v		v	v	2
3	<i>C. krusei</i>			v	v	v	2
4	<i>C. pelliculosa</i>	x				v	1
5	<i>Rh. glutinis</i>	x					1

* BSL (biosafety level) – klasyfikacja biobezpieczeństwa (de Hoog i in., 2000)



Tabl. 1. Mikrohodowle wyizolowanych grzybów na agarze Nickersona (opisy gatunków zgodne z numeracją z tabeli 1). Powiększenie: 1, 2, 3, 5 – 600×; 4 – 400×

Plate 1. Microcultures isolated fungi on the Nickerson agar (descriptions of species in accordance with the numbering of table 1). Magnification: 1, 2, 3, 5 – 600×; 4 – 400×

biosfery (fyllosfera, kalosfera, aerosfera, litosfera, ontosfera) grzyby izolowane z wód mogą być saprotrofami lub pasożytami bądź charakteryzować się zmiennym sposobem odżywiania, uzależnionym od warunków biocenotycznych wewnątrz konkretnego układu biologicznego (Batko, 1975; Dynowska i Biedunkiewicz, 2013). Liczne saprotrofy mają zakodowany potencjał chorobotwórczy w stosunku do organizmów zwierzęcych, wyzwalający się w ściśle określonych warunkach (Dynowska, 1995; Dynowska i in., 2013). Bódcami są najczęściej zachwianie naturalnej równowagi biologicznej i spadek odporności, wywołany różnymi czynnikami: fizycznymi, chemicznymi lub biologicznymi (Dynowska, 1995). Wówczas grzyby z saprotrofizmu przechodzą w stan pasożytnictwa i zachowują się jak klasyczne mikroorganiz-

my oportunistyczne, stanowiące zagrożenie dla zdrowia, a nawet życia skolonizowanych makroorganizmów (Dynowska, 1995). Wszystkie wymienione wyżej cechy w pełni charakteryzują grzyby wyizolowane z badanych ryb. Wśród grzybów stwierdzonych w materiale biologicznym znalazły się gatunki z rodzaju *Candida*, należące do grupy BSL-2 (*C. albicans*, *C. krusei* i *C. glabrata*), a więc potencjalnych patogenów mogących wywołać zmiany chorobowe u osobników osłabionych, zranionych, z obniżonym potencjałem oksydacyjno-redukcyjnym w tkankach. Jeden z wyizolowanych gatunków – *C. pelliculosa* – zalicza się do grupy saprotrofów z BSL-1, jednak nie można wykluczyć, że w sprzyjających warunkach ekofizjologicznych nie zostanie wyzwolony jego potencjał chorobotwórczy.

Grzyby – jako destruenci – wspomagają, a w niektórych układach ekologicznych nawet inicjują procesy obiegu materii i energii między różnymi poziomami troficznymi (Dynowska i Biedunkiewicz, 2013). Razem z bakteriami biorą udział w cyklu przemian związków organicznych w nieorganiczne, dostępne dla autotrofów, a procesy związane z mineralizacją mają fundamentalne znaczenie w samooczyszczaniu się wód i funkcjonowaniu pętli mikrobiologicznej, a także w utrzymaniu homeostazy zbiornika wodnego. Jednym z wyizolowanych gatunków był *Rh. glutinis*, który współuczestniczy w procesach samooczyszczania wód (Dynowska i Biedunkiewicz, 2013). Jego wyizolowanie z materiału biologicznego pobranego od ryb świadczy o możliwości zachodzenia naturalnych procesów poprawy jakości wód Morskiego Oka.

Ekosystemy wodne uważane są za jeden z większych rezerwarów grzybów zdolnych do wywołania licznych schorzeń: od grzybic powierzchniowych i narządowych, poprzez alergię i mykotoksykozy, do nowotworów. O ile grzybice wywołane przez drożdżaki mają charakter wtórny, to liczne typowo wodne grzyby zdolne są do zakażeń pierwotnych (Prost, 1994; van West, 2006). Wydaje się, że jednym z czynników warunkujących rozprzestrzenianie się grzybów jest transportowanie przez zwierzęta związane ze środowiskiem wodnym (szczególnie ptaki), człowieka oraz prądy powietrzne. Tym sposobem mikrogrzyby z ekosystemów wodnych przedostają się do wszystkich części biosfery (Dynowska i Biedunkiewicz, 2013; Ejdyś i in., 2014). Ogromna większość zwierząt wodnych ma własną, często wysoce specyficzną, mykobiotę a stosunki między grzybami a zwierzętami układają się w rozmaity sposób (Batko, 1975). Często obserwuje się układy drapieżnictwa, pasożytnictwa (letalnego lub nieletalnego) czy komensalizmu.

Ryby, podobnie jak inne kręgowce, mogą być bezobjawowymi nosicielami licznych potencjalnych czynników etiologicznych. Ich obecność ujawnia się dopiero przy spadku odporności ryb i naruszeniu naturalnych barier obronnych organizmu. Grzyby atakują w pierwszej kolejności skórę, płetwy, skrzelę i okolice oczu (Prost, 1994; Bocklish i Otto, 2000), a z narządów wewnętrznych – układ pokarmowy, z którego mogą przemieścić się do krwi i krążyć po całym organizmie, stanowiąc śmiertelne zagrożenie. Jama gębową, jako pierwszy odcinek układu pokarmowego, jest kluczową drogą wnikania mikrogrzybów do organizmu ryby. Nie musi się to wiązać z rozwojem choroby, ale nie można wykluczyć organizmu ryby jako nosiciela w łańcuchu epidemiologicznym grzybic. Naturalne występowanie w jednym zbiorniku określonych gatunków ryb zdrowych i mikrogrzybów, w tym potencjalnych zoopatogenów, to wynik ogólnobiologicznej równowagi w układzie „makroorganizm–mikroorganizm”, który funkcjonuje prawidłowo tylko wtedy, gdy jest zachowana homeostaza całego zbiornika wodnego (Batko, 1975; Dynowska i Biedunkiewicz, 2013).

Znaczącą rolę w patogenezie chorób ryb odgrywa stres (Pickering i Pottinger, 1989; Barton, 1997), zagęszczenie populacji, złe natlenienie zbiornika i duża konkurencja o pokarm, która zwiększa prawdopodobieństwo mecha-

nicznych uszkodzeń powłok ciała. Uszkodzenia z kolei skutkują zniszczeniem bariery ochronnej organizmu i reakcjami stresowymi. Wydaje się jednak, że w przeprowadzonych badaniach wymienione czynniki nie miały znaczenia, gdyż zdaniem ichtiologów stan zdrowotny mieszańców pstrągów był dobry. Z porównania zbiorników hodowlanych z naturalnymi wynika, że znacznie więcej chorób ryb obserwuje się w tych pierwszych. Nie jest to jednak spowodowane zwiększoną inwazyjnością czynników chorobotwórczych w warunkach sztucznych, tylko większym rozchwianiem równowagi biocenotycznej (Prost, 1994), wynikającym głównie z czynników antropogenicznych. Dotyczy to przede wszystkim grzybów, które w różnych formach współżycia związane są z człowiekiem i które mogą zasiedlać, podobnie jak u ludzi, wszystkie ontocenozy (Dynowska, 1995). Do tych grzybów należy zdecydowana większość potencjalnie chorobotwórczych workowców, w tym gatunki wyizolowane w niniejszych badaniach, mogące zasiedlać środowiska zarówno bardzo bogate w materię organiczną, jak i skrajnie ubogie (Kurnatowski i in., 2001; Kiziewicz, 2004; Dynowska i in., 2005; Biedunkiewicz i Baranowska, 2011; Biedunkiewicz i Schulz, 2012).

Należy podkreślić, że obecność wymienionych grzybów w różnego typu wodach najczęściej ma charakter antropogeniczny. W przypadku wód Morskiego Oka mogą to być turystyka oraz zanieczyszczenia mikrobiologiczne zawieszane w bioaerozolu powietrza, których kumulacja będzie zależała od natężenia ruchu turystycznego, a także liczby i rodzaju wektorów transportujących diasporę grzybów do wody. Należą do nich owady (Czeczuga i Godlewska, 2001) i ptaki, uważane aktualnie za jedno z najważniejszych ogniw w łańcuchu epidemiologicznym potencjalnych zoonoz i antropopatogenów, w tym drożdżaków (Dynowska i in., 2001; Dynowska i in., 2005; Dynowska i in., 2013). Jeżeli mikrogrzyby te zasiedlą organizm zdrowej ryby, będącej w dobrej kondycji ogólnobiologicznej i mającej sprawnie działający układ immunologiczny, stają się kolonizatorami współdziałającymi z makroorganizmem na zasadach komensalizmu (Dynowska, 1995). Mając na uwadze wysoką ocenę fizjologiczną wystawioną przez ichtiologów badanym rybom, właśnie z taką formą współżycia mamy do czynienia w przeprowadzonych badaniach.

Z perspektywy oceny mykologicznej wyniki sugerują wprowadzenie stałego monitoringu sanitarnego ryb i środowiska wodnego. Wskazane byłoby także prowadzenie dalszych analiz w wodach Tatrzńskiego Parku Narodowego, szczególnie eksploatowanego turystycznie i poddanego antropopresji.

Literatura

- Barton B. A., 1997, *Stress in finfish: past, present and future – a historical perspective* [w:] Iwama G. K., Pickering A. D., Sumpter J. P., Schreck C. B. (red.), *Fish stress and health in aquaculture*, New York, Cambridge University Press: 1–33.
- Batko A., 1975, *Zarys hydromykologii*, Warszawa, PWN.

- Biedunkiewicz A., 2007, *Grzyby w ocenie sanitarno-epidemiologicznej wybranego kąpieliska* [w:] Garbacz J. (red.), *Diagnozowanie stanu środowiska: metody badawcze, prognozy*, „Prace Komisji Ekologii i Ochrony Środowiska Bydgoskiego Towarzystwa Naukowego”, 1: 107–121.
- Biedunkiewicz A., 2012, *Microfungi in the water – a source of danger to human health* [w:] Dyguś K. H. (red.), *Natural human environment – dangers, protection, education*, Warszawa, Oficyna Wydawnicza WSEiZ: 13–25.
- Biedunkiewicz A., Baranowska E., 2011, *Yeast-like fungi as an element assessment of purity in lake Tyrsko in Olsztyn (Poland)*, „Polish Journal of Environmental Study”, 20: 267–274.
- Biedunkiewicz A., Schulz Ł., 2012, *Fungi of the genus Exophiala in tap water – potential etiological factors of phaeohyphomycoses*, „Mikologia Lekarska”, 19: 23–26.
- Bocklish H., Otto B., 2000, *Mycosis in fish*, „Mycoses”, 43: 76–78.
- Czczuga B., 1994, *Aquatic fungi growing on eel fry montée Anquilla anquilla L.*, „Acta Ichthyologica et Piscatoria”, 24: 35–41.
- Czczuga B., Godlewska A., 2001, *Aquatic insects as vectors of aquatic zoosporic fungi parasitic on fishes*, „Acta Ichthyologica et Piscatoria”, 31: 87–104.
- Czczuga B., Kiziewicz B., 1999, *Zoosporic fungi growing on the eggs of Carassius carassius (L.) in oligo- and eutrophic water*, „Polish Journal of Environmental Study”, 8: 63–66.
- Czczuga B., Kiziewicz B., Danilewicz Z., 2002, *Zoosporic fungi growing on the specimens of certain fish species recently introduced to Polish waters*, „Acta Ichthyologica et Piscatoria”, 32: 117–125.
- Czczuga B., Muszyńska E., 1998, *Aquatic fungi growing on coregonid fish eggs*, „Acta Hydrobiologica”, 40: 239–264.
- Czczuga B., Muszyńska E., Wossughi G., Kamaly A., Kiziewicz B., 1995, *Aquatic fungi growing on the eggs of several species of acipenserid fishes*, „Acta Ichthyologica et Piscatoria”, 25: 71–79.
- Dynowska M., 1995, *Drożdże i grzyby drożdżopodobne jako czynniki patogenne i bioindykatory ekosystemów wodnych*, Olsztyn, WSP: 1–83.
- Dynowska M., Biedunkiewicz A., 2013, *Mikrogrzyby o potencjalnych właściwościach bioindykacyjnych* [w:] Ciecierska H., Dynowska M. (red.), *Biologiczne metody oceny stanu środowiska. Tom 2. Ekosystemy wodne*, Olsztyn, Mantis: 284–311.
- Dynowska M., Biedunkiewicz A., Ejdys E., 2001, *Pathogenic yeast – like fungi with bioindicators properties*, „Polish Journal of Environmental Study”, 10: 13–16.
- Dynowska M., Biedunkiewicz-Ziomek A., Kisicka I., 2005, *Enzymatic activity of yeast-like fungi isolated from different types of waters*, „Ecohydrology and Hydrobiology”, 5: 147–153.
- Dynowska M., Meissner W., Pacyńska J., 2013, *Mallard duck (Anas platyrhynchos) as a potential link in the epidemiological chain mycoses originating from water reservoirs*, „Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy”, 57: 323–328.
- Ejdys E., Biedunkiewicz A., Dynowska M., Sucharzewska E., 2014, *Snow in the city as a spore bank of potentially pathogenic fungi*, „Science of the Total Environment”, 470–471: 646–650.
- de Hoog G. S., Guarro J., Gene J., Figueras M. J., 2000, *Atlas of Clinical Fungi*, Utrecht, Centraalbureauvoor Schimmelcultures/Reus, Universitat Rovira and Virgili.
- Kiziewicz B., 2004, *Aquatic fungi on the muscle of vendace (Coregonus albula L.), alpine bullhead (Cottus poecilopus H.) and lake trout (Salmo trutta lacustris L.) from Lake Hańcza (NE Poland)*, „Zoologica Poloniae”, 49: 85–95.
- Kiziewicz B., 2007, *Wykorzystanie grzybów do oceny stanu czystości wód powierzchniowych i podziemnych dorzecza Supraśli*, Białystok, Agencja Wydawniczo-Edytorska EkoPress.
- Kurnatowski P., Rózga A., Wójcik A., 2001, *Potentially pathogenic yeast-like fungi lowland water reservoir*, „Mycoses”, 44: 40–41.
- Pickering A. D., Pottinger T. G., 1989, *Stress responses and disease resistance in salmonid fish: Effects of chronic elevation of plasma cortisol*, „Fish Physiology and Biochemistry”, 58: 253–258.
- Prost M., 1994, *Choroby grzybicze* [w:] Wyd. III, *Choroby ryb*, Lublin, Polskie Towarzystwo Nauk Weterynaryjnych: 435–466.
- van West P., 2006, *Saprolegnia parasitica, an oomycete pathogen with a fishy appetite: new challenges for an old problem*, „Mycologist”, 20: 99–104.

Ichtyofauna Filipczańskiego Potoku w Tatrzańskim Parku Narodowym na tle wybranych parametrów środowiska

The ichthyofauna of Filipczański Stream in Tatra National Park against a background of selected environmental parameters

Piotr Dynowski¹, Jacek Kozłowski², Krzysztof Kozłowski², Łukasz Pęksa³,
Maria Dynowska⁴, Anna Żróbek-Sokolnik¹

¹ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody,
pl. Łódzki 1, 10-727 Olsztyn; e-mail: piotr@jezioro.com.pl

² Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Katedra Biologii i Hodowli Ryb, ul. Oczapowskiego 5, 10-719 Olsztyn

³ Tatrzański Park Narodowy, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

⁴ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Katedra Mykologii, ul. Oczapowskiego 1A, 10-719 Olsztyn

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań ichtyofauny Filipczańskiego Potoku. Połowów dokonano 25.06.2014 r. i 9.09.2014 r. na trzech odcinkach potoku. Złowiono łącznie 148 osobników głowacza przegopłetwego i 65 osobników pstrąga potokowego. Znaleziono miejsca koncentracji poszczególnych gatunków i określono zasięg wysokościowy ich występowania. Scharakteryzowano siedliska ichtyofauny w Filipczańskim Potoku na podstawie wybranych parametrów morfologicznych.

Słowa kluczowe: siedliska ryb, potoki Tatr, głowacz przegopłetwy, pstrąg potokowy

Abstract

The paper presents the results of ichthyofauna of Filipczański Stream. Catches were made on the 25.06.2014 and 09.09.2014, on three sections of stream. A total of 148 individuals of alpine bullhead and 65 individuals of brown trout were caught. The places of concentration of individual species and altitude range of their occurrence were found. Based on selected morphological parameters the habitat of fish fauna in Filipczański Stream has been characterized.

Keywords: fish habitat, Tatra Mts. streams, alpine bullhead, brown trout

Wstęp

Według danych literaturowych (Kot, 1994; Witkowski, 1996; Radwańska-Paryska i Paryski, 2004) w wodach płynących na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN)

występuje sześć gatunków ryb, z czego cztery są rodzime: 1. pstrąg potokowy (*Salmo trutta* m. *fario*), 2. głowacz przegopłetwy (*Cottus poecilopus*), 3. strzebla potokowa (*Phoxinus phoxinus*), 4. okresowo bytujący lipień europejski (*Thymallus thymallus*), a dwa gatunki stanowią obcy element: 1. pstrąg źródłany (*Salvelinus fontinalis*), 2. pstrąg tęczy (*Oncorhynchus mykiss*). Przypuszcza się również, że w ostatnich latach w wyniku postępujących zmian klimatycznych mogło dojść do podwyższenia strefy występowania głowacza białopłetwego (*C. gobio*), a co za tym idzie – jego pojawienia się na terenie TPN (Kot, 1994; Witkowski, 1996; Radwańska-Paryska i Paryski, 2004). Gatunek ten znajduje się na liście gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty Europejskiej (jest wymieniany w załączniku II dyrektywy siedliskowej), co oznacza, że wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony oraz sposobów ochrony gatunkowej.

W związku z powyższym w 2014 r. wykonano wstępne badania inwentaryzacyjne dotyczące składu gatunkowego i lokalizacji występowania ryb w wybranych potokach TPN. Badania te miały na celu określenie preferencji siedliskowych gatunków wchodzących w skład ichtyofauny: poznanie składu gatunkowego ichtyofauny i ustalenie udziału poszczególnych gatunków oraz przeanalizowanie pionowego zasięgu występowania ichtyofauny i wyznaczenie górnego zasięgu występowania poszczególnych gatunków.

Prace były prowadzone w ramach projektu dofinansowanego z funduszu leśnego – „Ocena stanu ichtyologicznego w wodach płynących Tatrzańskiego Parku Narodowego”.

Teren badań

Filipczański Potok (nazywany też potokiem Filipka lub Filipką) to potok powstały na wysokości 1100–1200 m n.p.m. z połączenia kilku potoków spływających ze stoków

Ostrego Wierchu, Suchego Wierchu Waksmundzkiego i Gęsiej Szyi, płynący Doliną Filipka (ryc. 1). Na wysokości 830 m n.p.m. łączy się z potokiem Sucha Woda Gąsienicowa, dając początek Cichowiańskiej Wodzie. Aż do miejscowości Małe Ciche Filipczański Potok płynie przez zalesione obszary TPN.

Metody badań

1. Opracowanie ichtiofauny

Połowy wykonano 25.06.2014 r. i 9.09.2014 r. na trzech odcinkach potoku (ryc. 1, tab. 1). Do odłowu ryb posłużyły prąd impulsowy i urządzenie IUP 1,2. Brodząc pod prąd wody, odławiano odcinki potoków na długości od 100 do 320 m.

Policzono złowione ryby oraz określono ich zagęszczenie w sztukach na metr kwadratowy. Pstrągi potokowe zostały uśmiercone, schłodzone i po zamrożeniu przetransportowane do laboratorium. Od zebranych okazów pobrano promienie twarde płetwy grzbietowej, aby odczytać wiek. Promienie płetw zatopiono w medium Varidur 20 (Niemcy), a następnie pocięto na skrawki o grubości 0,05 mm piłą wolnoobrotową IsoMet marki Buehler. Uzyskane przekroje promieni twardych zostały zatopione w entellanie – środku do szybkiego przygotowywania preparatów mikroskopowych – i były przeglądane pod lupą binokularową (powiększenie $\times 40$, $\times 100$) Nikon SMZ-U (Japonia).

Określono płeć ryb oraz płodność absolutną (licząc bezpośrednio wszystkie komórki jajowe w gonadach) i względną samic (wyliczając liczbę ziaren ikry na kilogram masy ciała).

W okresie późnojesiennym (4–12.11.2014 r.) przeprowadzono obserwacje potencjalnych tarlisk pstrąga potokowego. W trakcie wizji lokalnych wypełniano ankietę dotyczącą udziału procentowego poszczególnych frakcji substratu dna: głębokości stanowisk i stopnia ich zacienienia. Na podstawie klasyfikacji uziarnienia gleb i utworów mineralnych, opracowanej przez Polskie Towarzystwo Gleboznawcze (2008), wydzielono następujące frakcje granulometryczne: frakcja głazowa 200–600 mm, frakcja kamienista 75–200 mm, frakcja żwirowa 2–75 mm, frakcja piaskowa 0,05–2 mm. Równocześnie liczono gniazda pstrągów na stanowiskach i określano występowanie ryb w okolicach gniazd.

2. Opracowanie siedlisk ryb

Transekty badawcze były wybierane tak, aby inwentaryzacja objęła potok na granicy wysokościowej występowania głowacza i pstrąga (ryc. 1, tab. 1). Kierowano się przy tym danymi literaturowymi (Starmach 1972; Szczęśny i Kukuła 1998; Kukuła 2002; Pietruszka 2006) i informacjami ustnymi od pracowników TPN o zasięgu występowania tych gatunków nad poziomem morza. Początek i koniec każdego transektu opisano współrzędną geograficzną uzyskaną za pomocą odbiornika GPS firmy Garmin.

Potok analizowano pod względem morfologicznym (obecność przeszkód dla ryb, kryjówek dla pstrąga, szerokość, rodzaj frakcji substratu dna, obecność rumoszu

drzewnego, zacienienie), temperatury i przewodnictwa wody, a także pod kątem typu siedliskowego lasu wzdłuż cieku oraz udziału poszczególnych gatunków drzew bezpośrednio nad brzegiem. Na podstawie danych literaturowych przyjęto, że we wszystkich badanych potokach istnieje wystarczająca liczba kryjówek dla głowacza pręgopłetwego i że nie wpływa ona na liczebność tego gatunku, w przeciwieństwie do ograniczonej liczby kryjówek wykorzystywanych przez pstrąga.

Dane siedliskowe gromadzono w postaci notatek terenowych i fotografii, które zarchiwizowano w formie roboczych tabel zbiorczych w programie MS Excel 2007.

Wyniki

1. Gatunki ryb występujące w Filipczańskim Potoku

Wykazano, że w Filipczańskim Potoku występują dwa gatunki ryb: głowacz pręgopłetwy i pstrąg potokowy. Na wszystkich trzech stanowiskach stwierdzono obecność ryb zarówno 25.06.2014 r., jak i 9.09.2014 r. Odłowiono dwa gatunki ryb, tj. głowacza pręgopłetwego i pstrąga potokowego.

Łącznie złowiono 148 osobników głowacza pręgopłetwego, przy czym więcej we wrześniu (88). Zagęszczenie mieściło się w przedziale 0,022–0,040 ind./m² (tab. 2).

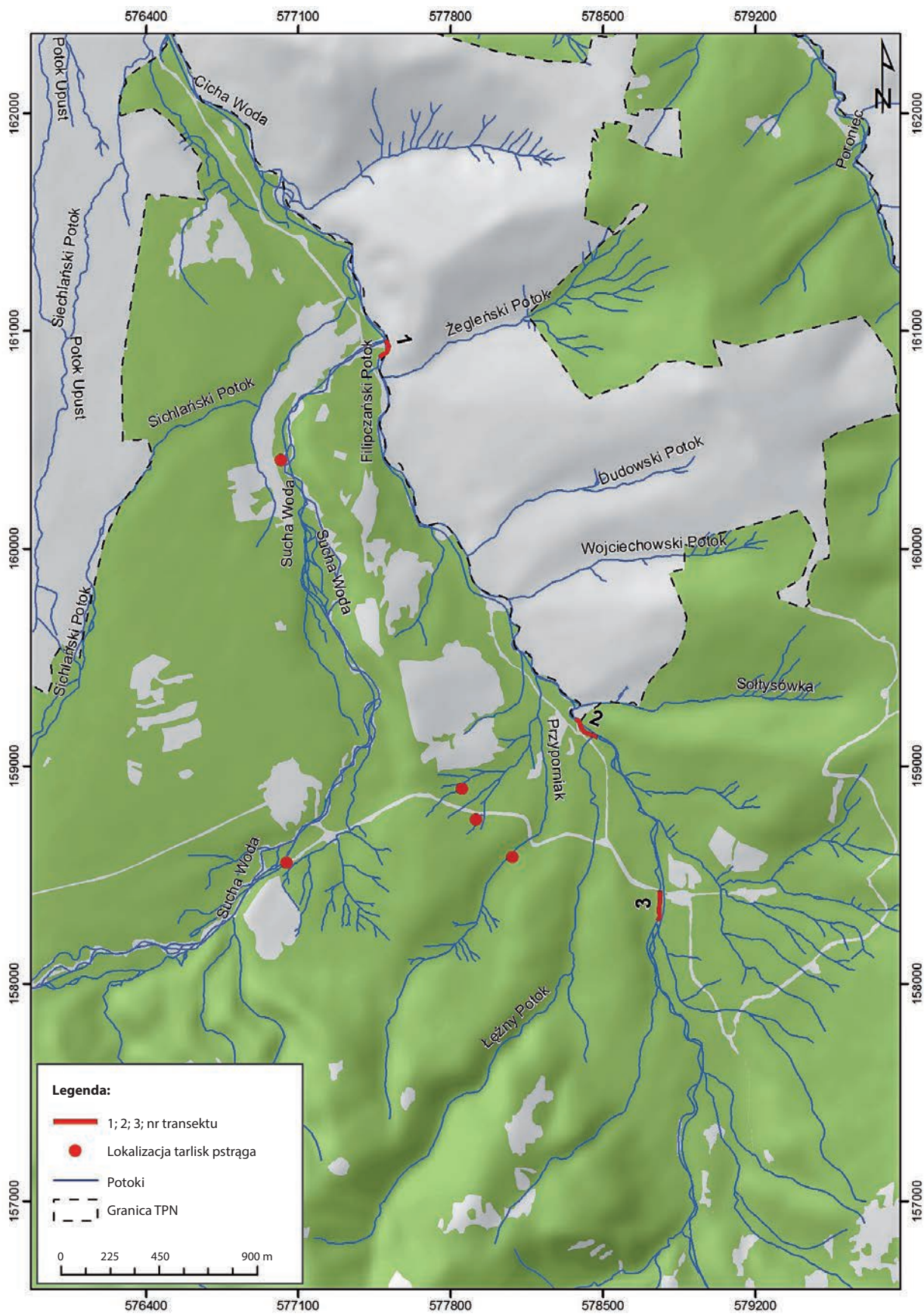
Liczba złowionych pstrągów była mniejsza niż głowaczy i wynosiła łącznie 65 osobników. Podobnie jak w przypadku głowacza we wrześniu stwierdzono więcej ryb (37). Zagęszczenie pstrągów było 2–3-krotnie niższe niż głowaczy i wynosiło 0,008–0,018 ind./m² (tab. 2).

Tarliska pstrąga potokowego stwierdzono w dopływach Filipczańskiego Potoku na pięciu stanowiskach (ryc. 1). Zacienienie odcinków, w których zlokalizowano gniazda, wynosiło 50–80%, a dominującym substratem na wszystkich stanowiskach był żwir o granulacji 1–5 mm. Nad brzegami dominowały: świerk, którego udział w drzewostanie wynosił 60–90%, oraz jodła, której udział mieścił się w zakresie 10–40%. Głębokość wody na tarliskach była niewielka (0,3–0,5 m).

Odczyty wieku pstrągów przeprowadzono na 35 osobnikach zebranych w obydwu terminach połowu, o długości całkowitej 8–27,5 cm. Stwierdzono pięć grup wiekowych, od 0+ do 4+. W grupie analizowanych pstrągów 15 osobników było niedojrzałych płciowo, 9 sztuk stanowiły samce, 11 – samice. Płodność absolutna samic wynosiła 17–166 ziaren ikry, a płodność względna mieściła się w przedziale 612–1156, ze średnią 777 ziaren ikry na kilogram masy ciała.

2. Charakterystyka siedlisk ichtiofauny w Filipczańskim Potoku na podstawie wybranych parametrów morfologicznych

Szerokość Filipczańskiego Potoku na odcinku 1 (ryc. 1, tab. 1) waha się od 3 do 14 m. Las górski świeży, porastający brzegi potoku na tym odcinku, zacienia 35% powierzchni dna, a dominującym substratem są wychodnie skalne (35%) i kamienie o średnicy 10–20 cm (25%) (tab. 3). Znaleźniono osiem potencjalnych kryjówek pstrąga. Średni spadek na tym odcinku wynosi 107‰, a maksymalny – 257‰.



Ryc. 1. Lokalizacja badanych odcinków Filipczańskiego Potoku
 Fig. 1. Location of investigated sections of Filipczański Stream

Tab. 1. Opis badanych odcinków Filipczańskiego Potoku**Tab. 1.** *Description of investigated sections of Filipczański Stream*

Odcinek	Współrzędna geograficzna w układzie 1992				Długość odcinków [m]	Wysokość [m n.p.m.]	
	początek		koniec			początek	koniec
	X	Y	X	Y			
1	577502	160960	577474	160881	101	832,5	842,1
2	578371	159217	578474	159133	144	869,2	874,5
3	578762	158429	578750	158290	142	899,7	905,4

Tab. 2. Zagęszczenie głowacza przegopłetwego i pstrąga potokowego w Filipczańskim Potoku**Tab. 2.** *The density of alpine bullhead and brook trout in Filipczański Stream*

Odcinek	Głowacz przegopłetwy		Pstrąg potokowy	
	zagęszczenie [ind./m ²] 25.06.2014 r.	zagęszczenie [ind./m ²] 9.09.2014 r.	zagęszczenie [ind./m ²] 25.06.2014 r.	zagęszczenie [ind./m ²] 9.09.2014 r.
1	0,022	0,026	0,008	0,012
2	0,023	0,036	0,008	0,014
3	0,025	0,040	0,018	0,018

W czasie prowadzenia odłowów temperatura wody osiągała wartość 11,8°C (25.06.2014 r.) i 12,2°C (9.09.2014 r.), a przewodnictwo – 234 µS (25.06.2014 r.) i 266 µS (9.09.2014 r.).

Odcinek 2 Filipczańskiego Potoku (ryc. 1, tab. 1) charakteryzuje się szerokością koryta od 8 do 14 m. Brzegi porasta las górski świeży, którego drzewostan zaciemnia 45% powierzchni dna, a dominującym substratem są kamienie o średnicy 20–40 cm (60%) i 10–20 cm (30%) (tab. 3). Znalaziono tu 10 potencjalnych kryjówek pstrąga. Maksymalny spadek na tym odcinku wynosi 195‰ (średni: 48‰). Temperatura wody była niższa od notowanej na najniższej położonym transekcje – wynosiła 9,5°C (25.06.2014 r.) i 11,5°C (9.09.2014 r.). Przewodnictwo kształtowało się na poziomie 252 µS (25.06.2014 r.) i 273 µS (9.09.2014 r.).

Najwyżej położonym odcinkiem potoku (ryc. 1, tab. 1), w którym przeprowadzono odłowy, jest transekt nr 3. Szerokość potoku waha się tu od 3 do 10 m. Dwadzieścia pięć procent powierzchni dna jest zaciemniane przez drzewostan i warstwę krzewów porastającego brzegi lasu górskiego świeżego oraz fragmenty lasu łąkowego górskiego. Dominującym substratem dna są kamienie o średnicy 20–40 cm

(60%), gdziekolwiek zalegają też fragmenty konarów i pni drzew (tab. 3). Znalaziono osiem potencjalnych kryjówek pstrąga. Średni spadek na tym odcinku wynosi 43‰, a najwyższa wartość to 117‰ przy temperaturze wody 9,2°C (25.06.2014 r.) i 11,4°C (9.09.2014 r.) oraz przewodnictwie 261 µS (25.06.2014 r.) i 279 µS (9.09.2014 r.).

Na żadnym z profili badawczych opisywanego potoku nie zanotowano przeszkód (tj. progów skalnych, sztucznych zapór) dla migracji ryb. Nie stwierdzono także występowania wodnych roślin naczyniowych ani mszaków.

Liczebność ryb w Filipczańskim Potoku była mało zmienna. Większą zmiennością charakteryzowały się warunki siedliskowe.

Dyskusja

W trakcie badań w Filipczańskim Potoku stwierdzono występowanie jedynie dwóch gatunków ryb: pstrąga potokowego i głowacza przegopłetwego. Według danych historycznych mogło ich tam być aż sześć (Kot, 1994; Witkowski, 1996; Radwańska-Paryska i Paryski, 2004).

Tab. 3. Skład substratu dna na badanych odcinkach Filipczańskiego Potoku**Tab. 3.** *Composition of substrate of bottom on the test sections of Filipczański Stream*

Nr transektu	Substrat dna potoku [% pokrycia powierzchni]						
	rumosz drzewny	frakcja piaskowa (0,05–2 mm)	frakcja żwirowa (2–75 mm)	frakcja kamienista (75–200 mm)	frakcja głazowa (200–400 mm)	frakcja głazowa (>400 mm)	wychodnie skalne
1	–	–	15	25	15	10	35
2	–	–	5	30	60	5	–
3	5	–	10	10	60	20	–

Poziom zagęszczenia ryb w Filipczańskim Potoku wynosi 0,030–0,058 ind./m². Zagęszczenie głowacza przęgopłetwego powyżej 0,01 ind./m² pozwala – zgodnie z wytycznymi Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ) dotyczącymi głowacza białopłetwego (Kotusz, 2012) – uznać stan jego populacji za właściwy. W badaniach prowadzonych na potokach w dorzeczu Popradu stwierdzono zagęszczenie wyższe, sięgające 2,03 ind./m², co prawdopodobnie wiąże się z wyższą trofią tych potoków (Augustyn i in., 2005).

Nikolski (1963) i Opuszański (1983) przyczyn zmian wielkości płodności u ryb upatrują w warunkach pokarmowych, wskazując na silną korelację dodatnią między tymi zmiennymi. Płodność analizowanych ryb z Filipczańskiego Potoku była bardzo niska, co pośrednio potwierdza niekorzystne warunki pokarmowe w potoku (Bieniarz i Epler, 1991). Równocześnie liczebność jaj u pstrągów jest skorelowana dodatnio z wielkością osobników (Bartel, 2000).

Otrzymane wyniki wskazują na to, że zarówno głowacz przęgopłetwy, jak i pstrąg potokowy występują do wysokości 905 m n.p.m. Aby ustalić zasięgi pionowe tych gatunków, należy wykonać badania w wyższych odcinkach potoku.

Badania przeprowadzono na zlecenie TPN zgodnie z umową zawartą 23 czerwca 2014 r., dotyczącą realizacji projektu „Ocena stanu ichtiologicznego w wodach płynących Tatrzańskiego Parku Narodowego”. Prace zostały sfinansowane z funduszu leśnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasów Państwowych.

Literatura

- Augustyn L., Witkowski A., Epler P., 2005, *Impact of environmental factors on the distribution and density of the Siberian sculpin (Cottus poecilopus Heckel) in the Poprad River basin*, „Acta Scientiarum Polonorum. Piscaria”, 4: 17–24.
- Bartel R., 2000, *Pstrąg potokowy (Salmo trutta m. fario Linnaeus, 1758)* [w:] Brylińska M. (red.), *Ryby słodkowodne Polski*, Warszawa, PWN.
- Bieniarz K., Epler P., 1991, *Rozród ryb*, Kraków, Lettra.
- Błachuta J., Zacharczyk K., 2000, *Pstrąg i lipień*, Warszawa, Oficyna Wydawnicza Multico.
- Brylińska M. (red.), 2000, *Ryby słodkowodne Polski*, Warszawa, PWN.
- Hochman L., 1957, *Ichtyologický výzkum řeky Moravice*, „Sbornik VŠZL v Brně”, 1: 83–117.
- Kot M., 1994, *Ryby w Tatrach – zagrożenie i ochrona*, „Tatry”, 4: 22–23.
- Kotusz J., 2012, *Głowacz białopłetwy* [w:] Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.), *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część trzecia*, Warszawa, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: 171–185.
- Kukuła K., 2002, *Threats to the ichthyofauna of the Magurski National Park and its surroundings*, „Archives of Polish Fisheries”, 10: 97–108.
- Nikolski G. V., 1963, *The ecology of fishes*, London, Academic Press.
- Opuszyński K., 1983, *Podstawy biologii ryb*, Warszawa, PWRiL.
- Pietruszka K., 2006, *Ryby w Gorczańskim Parku Narodowym – zasięg i uwarunkowania*, „Ochrona Beskidów Zachodnich”, 1: 171–181.
- Radwańska-Paryska Z., Paryski W. H., 2004, *Wielka encyklopedia tatrzańska*, Poronin, Wydawnictwo Górskie.
- Skłodowski P., 2008, *Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych*, „Roczniki Gleboznawcze”, 60: 5–16.
- Starmach J., 1972, *Charakterystyka głowaczy: Cottus poecilopus Heckel i Cottus gobio L.*, „Acta Hydrobiologica”, 14: 67–102.
- Szczęśny B., Kukuła K., 1998, *Fish fauna in the Czarna Wisetka and the Biała Wisetka, the headstreams of the Vistula River, under acid stress*, „Studia Naturae”, 44: 171–181.
- Witkowski A., 1996, *Ryby* [w:] Mirek Z., Głowaciński Z., Klimek K., Piękoś-Mirkowa H. (red.), *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*, Kraków–Zakopane, TPN: 485–492.

Płodność ryb łososiowatych zasiedlających Morskie Oko

Fecundity of salmonid fishes from Morskie Oko Lake

Piotr Hliwa¹, Urszula Szymańska², Katarzyna Stańczak^{1,3}, Konrad Ocalewicz⁴,
Marcin Kuciński¹, Krzysztof Kozłowski³, Jan Woźniak³, Andrzej Martyniak³

¹ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Ichtiologii, ul. Warszawska 117A, 10-717 Olsztyn,
e-mail: phliwa@uwm.edu.pl

² Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Kryminalistyki i Medycyny Sądowej, ul. Dybowskiego 11, 10-719 Olsztyn,
e-mail: urszula.szymanska@uwm.edu.pl

³ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Biologii i Hodowli Ryb,
ul. Oczapowskiego 5, 10-719 Olsztyn, e-mail: kasia.stanczak@poczta.onet.pl

⁴ Uniwersytet Gdański, Zakład Biologii i Ekologii Morza, al. Piłsudskiego 46, 81-378 Gdynia,
e-mail: konrad.ocalewicz@ug.edu.pl

Streszczenie

W ramach monitoringowych badań ichtiologicznych przeprowadzonych we wrześniu 2012 roku, oszacowano płodność ryb łososiowatych, stanowiących jedyny komponent rybostanu Morskiego Oka. Ryby do badań złowiono za pomocą pelagicznych zestawów sieci nordyckich (według optymalnego wariantu normy europejskiej EN 14757). W analizach wykorzystano 44 samice, z których część fenotypowo wykazywała cechy mieszańców międzygatunkowych. Obserwacje morfologiczne potwierdzono analizami genetycznymi (mitochondrialnego DNA), w których ustalono, iż genom badanych osobników (n=12) wykazuje znaczną homologię z zamieszczonymi w bankach genów sekwencjami tego samego regionu mtDNA dla gatunku *Salmo trutta*. Długość ciała badanych samic wahała się w zakresie od 12,0 do 19,6 cm, przy średniej masie 47,3 (SD ± 11,7) g. Indywidualna płodność absolutna oscylowała w zakresie od 53 do 192 ziaren ikry, natomiast wartość płodności względnej oszacowano na poziomie 1230–3300 ziaren na 1 kg masy ciała samicy. Dokonana analiza zależności płodności samic wobec wybranych cech osobniczych (długości, masy ciała oraz wieku) wykazała istotne zależności we wszystkich badanych przypadkach, przy czym najwyższą wartość współczynnika determinacji zanotowano dla korelacji między masą ciała a płodnością absolutną ($R^2 = 0,457$).

Słowa kluczowe: ryby łososiowate, płodność absolutna, indeks GSI, Morskie Oko

Abstract

During ichthyological survey of the Morskie Oko Lake dies carried out in September 2012, the fecundity of

salmonid fishes was estimated. Fishes were caught using pelagic nordic nets (according to the European standard EN 14757). Altogether 44 females, some of which showed phenotypic characteristics of interspecies hybrids were analyzed. Both, morphological and genetic observations suggested that some of the examined individuals might have been brown trout or their hybrids. The body length of females ranged from 12.0 to 19.6 cm, with an average body weight of 47.3 (SD ± 11.7) g. The range of absolute individual fecundity ranged from 53 to 192 eggs, while the relative fecundity was estimated at 1230–3300 eggs per 1 kg of the female body weight. Analysis of the relationships between fecundity and length, weight and age of the females showed significant correlations in all specimens studied. However the highest value of determination coefficient was recorded for the correlation between body weight and absolute fecundity of females ($R^2 = 0,457$).

Keywords: salmonid fishes, absolute fecundity, GSI index, Morskie Oko Lake

Badania behawioru rozrodczego i rekrutacji naturalnej są kluczowym elementem skutecznych działań związanych z ochroną gatunkową, a także prac ukierunkowanych na zachowanie bioróżnorodności rodzimej ichtiofauny (Hliwa, 2010). Płodność jest zaś parametrem, od którego zależy potencjalna możliwość utrzymania lub zwiększenia liczebności danego gatunku. W przypadku ryb, u których zapłodnienie i rozwój embrionów przebiega poza organizmem matczynym, osiąga ona zazwyczaj stosunkowo wysokie wartości (Kjesbu i in., 1998). Absolutną (osobniczą) płodność indywidualną ryb określa się jako liczbę dojrzałych jaj zdeponowanych w jajniku, które mogą być złożone przez samice w trakcie tarła w okresie jednego roku (Brylińska i Bryliński,

1972; Kjesbu i in., 1991). U gatunków ryb posiadających jajniki grupowo synchroniczne (ryby łososiowate), tarło przebiega jednomyotowo z wyraźnie zaznaczonym terminem rozrodu. Natomiast u gatunków, które składają ikrę kilka razy w ciągu sezonu rozrodczego jak np. niektóre karpowate, płodność rozumie się jako wypadkową liczby miotów w sezonie i średniej liczby jaj deponowanych podczas jednego miotu (Wootton, 1979). Generalnie produkowanie kilku partii jaj, dojrzewających asynchronicznie i składanych porcjami zwiększa płodność absolutną, a tym samym szansę przeżycia rozradzających się w ten sposób osobników. Często taki behavior jest reakcją na niepomyślnie dla przeżywalności potomstwa warunki rozrodu, którymi mogą być: zmiana miejsca tarła, charakteru podłoża czy wahania temperatury wody (Brylińska i in., 1979). Ewidentną korzyścią z porcyjnego tarła jest zapewnienie lepszych warunków pokarmowych dla rozpoczynających egzogenne odżywianie larw, jeśli ich wyklucie zbiegnie się ze szczytem rozwoju potencjalnych ofiar czy też zmniejszenie międzyosobniczej konkurencji pokarmowej. Konsekwencje takich zmian mogą mieć odzwierciedlenie w fenotypowych cechach potomstwa, zróżnicowaniu tempa wzrostu czy dysproporcjach struktury płci w populacji. Międzypopulacyjna zmienność płodności, w połączeniu ze śmiertelnością stadiów młodocianych determinuje efekty samego rozrodu oraz decyduje o liczebności i biomasy danej populacji. Płodność jako cecha biologiczna uzależniona jest od dostępności i jakości zasobów pokarmowych, charakteru wzrostu samic oraz niektórych ich wskaźników osobniczych (Bieniarz i Epler, 1991; Katano i Maekawa, 1997), a wykazywane różnice w płodności poszczególnych populacji/gatunków są często odzwierciedleniem ich odmiennych strategii rozrodczych (Murua i Saborido-Rey, 2003).

W ramach monitoringowych badań ichtiologicznych przeprowadzonych na terenie Tatrzńskiego Parku Narodowego, podjęto próbę oszacowania płodności ryb łososiowatych, stanowiących istotny komponent rybostanu Morskiego Oka. Celem prac była analiza płodności absolutnej zróżnicowanych wielkościami samic oraz ustalenie relacji wartości tego parametru z wybranymi cechami osobniczymi.

Ryby do badań złowiono we wrześniu 2012 roku za pomocą pelagicznych zestawów sieci nordyckich o wysokości 6 m (według optymalnego wariantu normy europejskiej EN 14757) o boku oczka tkaniny sieciowej w zakresie od 5,5 do 55 mm. Analizę płodności ryb wykonano z zastosowaniem metody grawimetrycznej (Murua i in., 2003). Wszystkie odłowione samice poddawano anestezji w roztworze anestetyku MS-222, w ponadnormatywnym stężeniu 300 mg/dm³, po czym mierzono z dokładnością do 0,1 mm i ważono z dokładnością do 0,01 g. Następnie ryby dekapitowano, rozcinano ich powłoki brzuszne i preparowano całe gonady. Pozyskane jajniki poddano makroskopowej ocenie pod kątem ewentualnych nieprawidłowości i zmian patologicznych, a potem ważono z dokładnością do ± 0,01 g za pomocą wagi elektronicznej MEDICAT 160M (Medicat Ltd., Switzerland), celem ustalenia wartości indeksu gonado-somatycznego (GSI) obliczanego według wzoru:

$$GSI = Mg / Mc \times 100\% \quad (1)$$

gdzie:

Mg – masa gonad

Mc – masa ciała ryb

Wypreparowane gonady utrwalano w 3,6% roztworze formaliny buforowanej (29,5 mM NaHPO₄ × H₂O i 460 mM Na₂HPO₄ × 2 H₂O), a po kilku dniach liczono wszystkie oocyty zawarte w jajnikach. Obliczeń dokonywano trzykrotnie dla każdej gonady, a otrzymane wyniki uśredniano, podając wartość płodności absolutnej (F_T) nazywanej też płodnością osobniczą lub indywidualną (Bieniarz i Epler 1991). Mierzono również średnicę komórek jajowych poszczególnych samic z dokładnością do 0,01 mm, pod mikroskopem stereoskopowym LEICA MZI16A sprzężonym z komputerem, wykorzystując program do analizy obrazu LEICA QWin Pro (Leica Microsystems Ltd., Switzerland).

W analizach wykorzystano 44 samice, z których część pod względem fenotypowym wykazywała cechy mieszańców międzygatunkowych tj. pstrąga potokowego *Salmo trutta* m. *fario* (L.) i pstrąga źródlanego *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814). Obserwacje morfologiczne potwierdzono analizami genetycznymi – mitochondrialnego DNA, wykonanymi dla 12 osobników. Genomowe DNA służące jako matryca do reakcji PCR wyizolowano z pobranych od ryb i zakonserwowanych w 96% alkoholu etylowym fragmentów płetw, za pomocą komercyjnych zestawów do izolacji DNA z tkanek. Podczas analizy mitochondrialnego DNA (mtDNA) badanych ryb, przeprowadzono amplifikację niekodującego fragmentu mitochondrialnego DNA, nazywanego regionem kontrolnym lub regionem pętli D. W wyniku reakcji PCR z zastosowaniem pary starterów: 28 RIBa i HN20 (Tosić i in., 2014) udało się uzyskać produkty o długości około 1000 par zasad. Oczyszczone na kolumnach produkty sekwencyjnej reakcji PCR zostały zsekwencjonowane za pomocą analizatora genetycznego ABI 3130. W celu określenia przynależności gatunkowej badanych ryb, uzyskane sekwencje DNA porównano z danymi zdeponowanymi w banku genów NCBI za pomocą programu BLAST (NCBI-NIH).

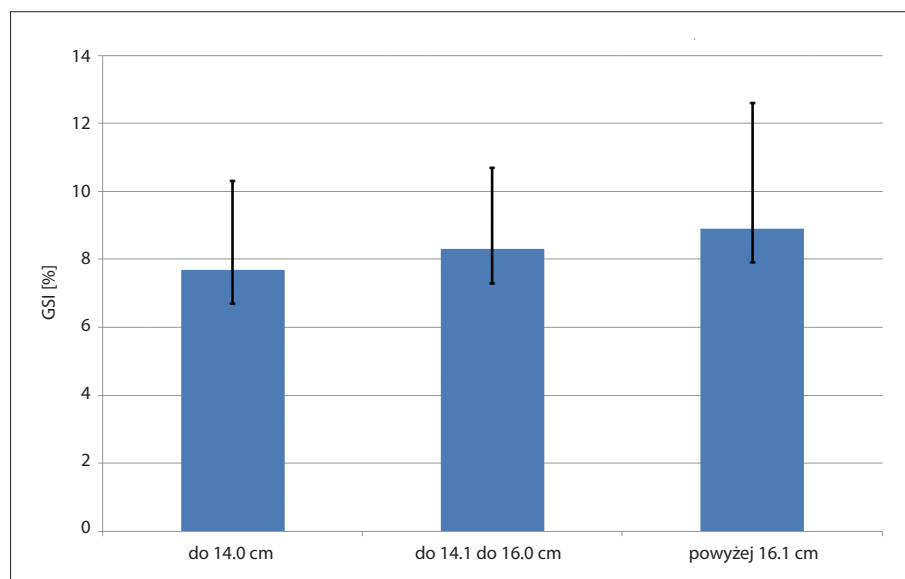
Zależność między płodnością absolutną a długością ciała (Lc), masą ciała (Mc) i wiekiem (W) samic określono metodą analizy korelacji z wykorzystaniem programu STATISTICA®. Wstępnie wyznaczono współczynniki korelacji, jako podstawową miarę siły zależności pomiędzy badanymi cechami, a następnie korzystając z rozkładu współczynnika ustalono odpowiadające im wartości krytyczne dla określonych stopni swobody oraz obliczono wskaźniki determinacji.

Długość ciała badanych samic, w wyodrębnionych klasach wielkościowych, wahała się w zakresie od 12,0 do 19,6 cm, przy średniej masie ciała 47,3 (±11,7) g. Ich wiek określono w przedziale od 2+ do 6+ (tab. 1). W przypadku dwóch osobników część oocytów zawartych w jajnikach oceniana makroskopowo wykazywała cechy komórek atrezyjnych i wyraźnie różniła się wielkościami od pozostałych jaj. Wartość indeksu gonado-somatycznego (GSI)

oscylowała w granicach od 2 do 13,6% i była ściśle skorelowana z wielkością ryb (ryc. 1). Indywidualna płodność absolutna samic w analizowanej próbie zawierała się w zakresie od 53 do 192 ziaren ikry, przy czym jej średnia wartość w wyznaczonych klasach wielkościowych wyniosła od 93 ziaren w przypadku ryb najmniejszych, do 115 ziaren w odniesieniu do ryb największych (tab. 1).

badanych przypadkach (ryc. 2, 3, 4), przy czym najwyższą wartość współczynnika determinacji ($R^2 = 0,457$) zanotowano dla korelacji między masą ciała a płodnością osobniczą samic (ryc. 3).

Mimo, że wartość płodności nie zawsze jest równoznaczna z sukcesem rozrodczym, to jednak jej ocena może zapewnić obiektywną miarę wysiłku reprodukcyjnego.



Ryc. 1. Średnia wartość GSI w poszczególnych klasach wielkościowych samic

Fig. 1. Mean GSI value in selected size classes of the females

Tab. 1. Płodność absolutna (szt. jaj) ryb łososiowatych zasiedlających Morskie Oko w poszczególnych grupach wiekowych i klasach wielkościowych

Tab. 1. Absolute fecundity (number of eggs) of salmonid fish individuals from Morskie Oko Lake according to age groups and size classes

Klasa wielkościowa długości ciała (cm)	Grupy wiekowe					średnia (\pm SD) płodność absolutna w klasach wielkościowych
	2+	3+	4+	5+	6+	
do 14,0	67–106	65–112				93 (\pm 17)
od 14,1 do 16,0		54–131	53–122			87 (\pm 19)
powyżej 16,0			63–130	140	192	115 (\pm 52)
średnia płodność absolutna (\pm SD) w grupach wiekowych	86 (\pm 13)	86 (\pm 20)	95 (\pm 18)	140	192	

Z kolei wartość płodności względnej oscylowała od 1226 do 3297 ziaren ikry na 1 kg masy ciała samicy (tab. 2). Należy jednak podkreślić, że jest to wartość teoretyczna, ponieważ największa pozyskana do badań samica ważyła nieco powyżej 100 g. Jej średnia wartość zmniejszała się wraz ze wzrostem samic, co wskazuje na wzrost średnicy oocytów produkowanych przez większe osobniki. Dokonana analiza relacji płodności wobec długości, masy ciała oraz wieku samic wykazała istotne zależności we wszystkich

Pojęcie to obejmuje bowiem wszystkie dojrzałe płciowo samice w populacji, a ponadto wskazuje potencjalną liczbę deponowanych jaj w określonym miejscu i czasie (Moyle i Cech, 2000). W przypadku lokalnych populacji, do jakich zaliczyć należy tę zasiedlającą Morskie Oko, analiza płodności może być istotnym wskaźnikiem kondycji populacji i dowodem występowania ewentualnych zagrożeń wynikających z ograniczonej liczebności osobników dojrzewających płciowo i przystępujących sukcesywnie do rozrodu.

Tab. 2. Płodność względna (szt.jaj/kg masy ciała) ryb łososiowatych zasiedlających Morskie Oko w poszczególnych klasach wiekowych i wielkościowych

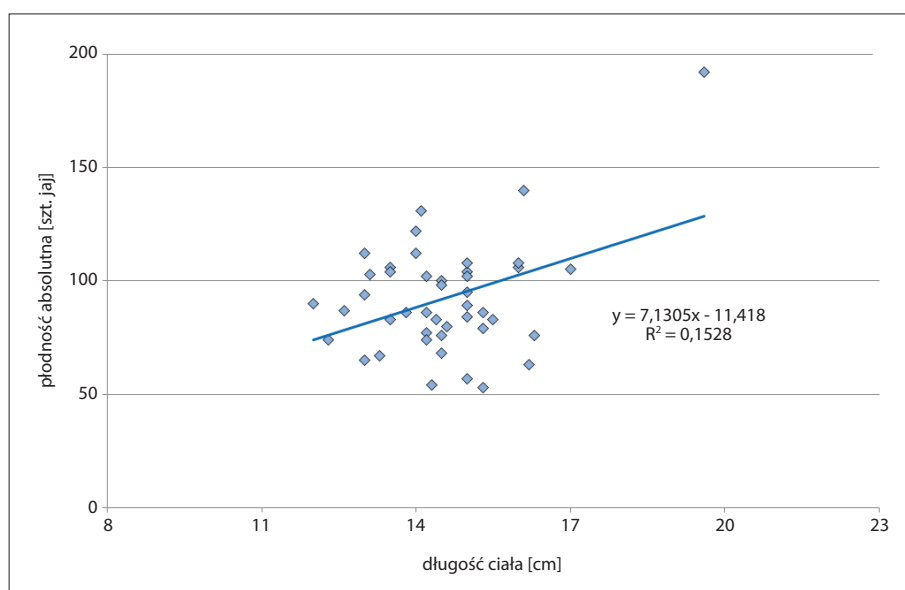
Tab. 2. Relative fecundity (number of eggs per kg of body weight) of salmonid fishes from Morskie Oko Lake according to age groups and size classes

Klasa wielkościowa długości ciała (cm)	Grupy wiekowe					średnia (±SD) płodność absolutna w klasach wielkościowych
	2+	3+	4+	5+	6+	
do 14,0	1705–3297	2043–2857				2423 (±429)
od 14,1 do 16,0		1256–2584	1541–2635			1877 (±346)
powyżej 16,0			1226–2188	2050	1912	1742 (±435)
średnia płodność absolutna (±SD) w grupach wiekowych	2478 (±467)	1899 (±415)	1909 (±387)	2050	1912	

Odnotowana płodność absolutna w granicach 50–200 sztuk jaj oraz płodność względna rzędu 1230–3300 jaj/kg masy ciała jest generalnie niższa, w konfrontacji z wartościami odnotowanymi np. dla populacji pstrąga potokowego zasiedlającymi karpackie dopływy Wisły, u których płodność względna wynosiła od 1929 do 4307 ziaren ikry na kg ciężaru ciała (Rolik i Rembiszewski, 1987). Przyczyn niższej płodności należy upatrywać w specyfice hydrologicznej akwenu, jak i w wyjątkowych uwarunkowaniach troficznych, które mogą stanowić istotny element ograniczający wzrost ryb. Istotnym czynnikiem, determinującym wartość płodności może być również kondycja genetyczna populacji. Małe pod względem liczebności populacje ryb, jak ta z Morskiego Oka, są bardzo podatne na niekorzystne zjawiska losowe, jak na przykład „efekt wąskiego gardła” czy dryf genetyczny. W efekcie wspomnianych zjawisk bardzo często dochodzi do utraty zmienności genetycznej oraz do spadku heterozygotyczności, prowadzącej do depresji inbredowej

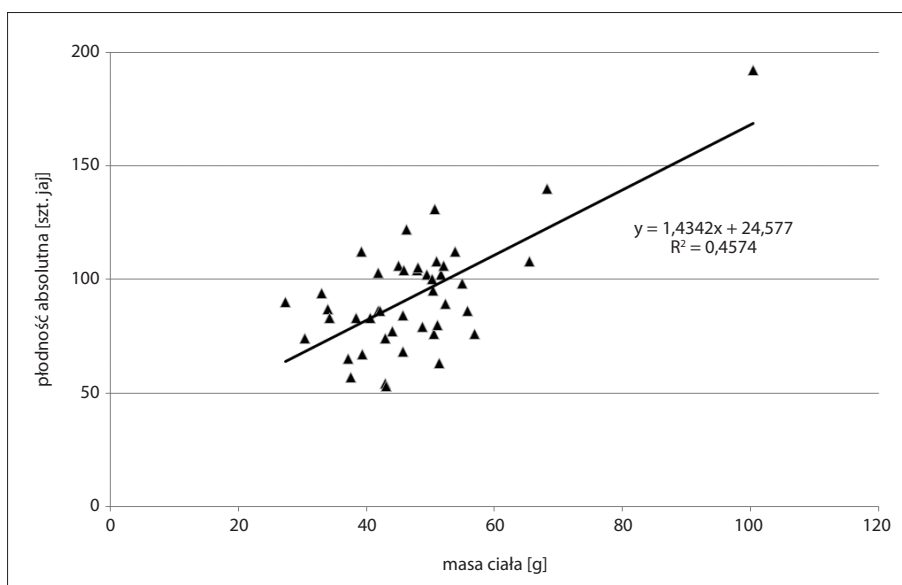
(Ala-Honkola i in., 2002; Wang i in., 2002). Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, że sekwencje DNA regionu kontrolnego mitochondrialnego DNA badanych osobników wykazują znaczną homologię z zamieszczonymi w bankach genów sekwencjami tego samego regionu mtDNA dla gatunku *Salmo trutta*. Konieczna wydaje się zatem dodatkowa analiza zmienności genetycznej jądrowego DNA przeprowadzona na zdecydowanie liczniejszej próbie tym bardziej, że według danych Głowacińskiego i in. (2011) w 1949 roku do Morskiego Oka, wprowadzono materiał pstrąga źródłanego *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), podobnie jak do innych zbiorników tatrzańskich (Czarnego, Zielonego, Przedniego, Długiego i Litworowego Gąsienicowego Stawu).

Dodatnia korelacja między liczbą produkowanych jaj i wielkością ryb czy też ich wiekiem, potwierdzona w naszych analizach była wielokrotnie dokumentowana u innych przedstawicieli ryb łososiowatych, jak łosoś atlantycki *Salmo salar* (L.) (Jonsson i in., 1996; Moffett i in., 2006)



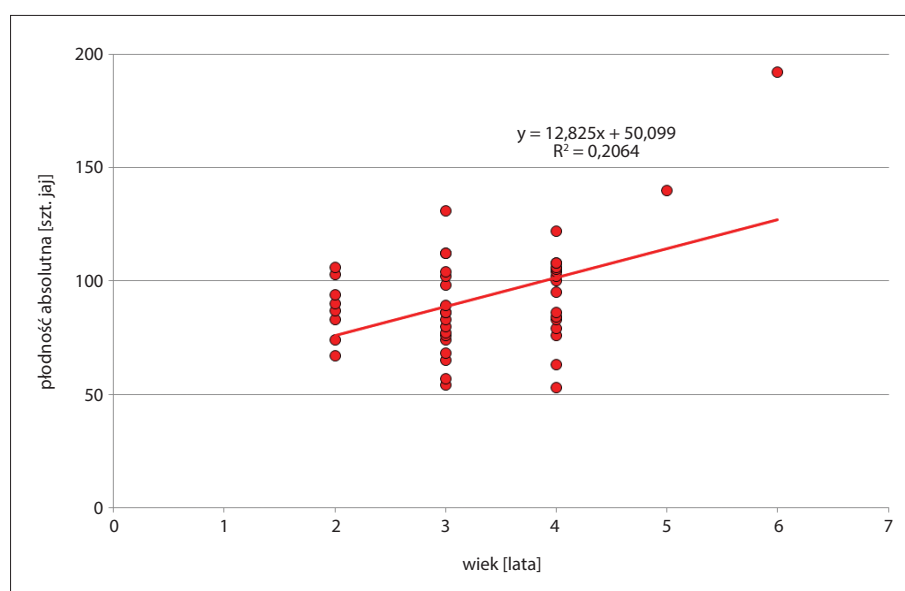
Ryc. 2. Zależność między płodnością absolutną a długością ciała samic

Fig. 2. The relationship between absolute fecundity and the body length of females



Ryc. 3. Zależność między płodnością absolutną a masą ciała samic

Fig. 3. The relationship between absolute fecundity and the body weight of females



Ryc. 4. Zależność między wiekiem a płodnością absolutną samic

Fig. 4. The relationship between the age and the absolute fecundity of the females

czy pstrąg (golec) alpejski *Salvelinus alpinus* (L.) (Loewen i in., 2010). Odnotowana istotna zależność między masą samic a liczbą produkowanych przez nie jaj oraz wyraźna tendencja wzrostu przeciętnej średnicy oocytów wraz z wielkością ryb, jest też zjawiskiem charakterystycznym dla tej rodziny (Jonsson i Jonsson, 1999). Zmiany wielkości i liczby jaj w odniesieniu do długości ryb mogą wpływać w eksploatowanych zbiornikach na strukturę stada tarłowego, bowiem większe ryby są narażone na większą presję ze strony wędkarzy i rybaków. W konsekwencji pozostałe mniejsze osobniki stają się głównym składnikiem stad rozrodznych. Selektywne usuwanie największych ryb prowadzi

zatem do zmniejszenia liczby produkowanych jaj, a pośrednio minimalizuje efektywność reprodukcji i odbudowy populacji (Coates 1988). W przypadku Morskiego Oka nie istnieje takie zagrożenie, ze względu na brak regularnej eksploatacji, jednak mechanizmy limitujące naturalny rozród ichtiofauny w perspektywie wieloletniej mogą skutkować podobnymi zjawiskami.

Literatura

Ala-Honkola O., Uddstrom A., Diaz Pauli B., Lindstrom K., 2009, Strong inbreeding depression in male mating

- behavior in a poeciliid fish. *Journal of Evolutionary Biology*, 22(7), s. 1396–1406.
- Bieniarz K., Epler P., 1991, *Rozród ryb*. Kraków, Wydawnictwo LETTRA.
- Brylińska M., Bryliński E., 1972, Metody określania płodności ryb na podstawie leszcza. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 94(2), s. 7–73.
- Brylińska M., Bryliński E., Mieczkowski K., 1979, Wpływ cech osobniczych na płodność samic lina (*Tinca tinca* L.) w kilkunastu jeziorach Pojezierza Mazurskiego i Chełmińsko-Dobrzyńskiego. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 99, s. 25–54.
- Coates D., 1988, Length-dependent changes in egg size and fecundity in females, and brooded embryo size in males, of fork-tailed catfishes (Pisces: Ariidae) from the Sepik River, Papua New Guinea, with some implications for stock assessments. *Journal of Fish Biology*, 33, s. 455–464.
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.), 2011, *Gatunki obce w faunie Polski – I. Przegląd i ocena stanu/ Alien species in the fauna of Poland – I. An overview of the status*. Kraków, Wydawnictwo IOP PAN, s. 524.
- Hliwa P., 2010, Elementy biologii rozrodu przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny – babki łysej *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) i czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). *Rozprawy i monografie*, nr 156, Olsztyn, Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego.
- Jonsson N., Jonsson B., 1999, Trade-off between egg mass and egg number in brown trout. *Journal of Fish Biology*, 55, s. 767–783.
- Jonsson N., Jonsson B., Fleming I.A., 1996, Does early growth cause a phenotypically plastic response in egg production of Atlantic salmon? *Functional Ecology*, 10, s. 89–96.
- Katano O., Maekawa K., 1997, Reproductive regulation in the Japanese minnow, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes*, 49, s. 197–205.
- Kjesbu O.S., Klungsoyr J., Kryvi H., Witthames P.R., Greer Walker M., 1991, Fecundity, atresia and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 48, s. 2333–2343.
- Kjesbu O.S., Witthames P.R., Solemdal P., Greer Walker M., 1998, Temporal variations in the fecundity of Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua*) in response to natural changes in food and temperature. *Journal of Sea Research*, 40, s. 303–332.
- Loewen T.N., Gillis D., Tallman R.F., 2010, Maturation, growth and fecundity of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), life-history variants co-existing in lake systems of Southern Baffin Island, Nunavut, Canada. *Hydrobiologia*, 650, s. 193–202.
- Moffett I.J.J., Allen M., Flanagan C., Crozier W.W., Kennedy G.J.A., 2006, Fecundity, egg size and early hatchery survival for wild Atlantic salmon, from the River Bush. *Fisheries Management and Ecology*, 13, s. 73–79.
- Moyle P.B., Cech J.J., 2000, *Fishes – an introduction to ichthyology*. New Jersey, Upper Saddle River, Prentice Hall.
- Murua H., Saborido-Rey F., 2003, Female reproductive strategies of marine fish and their classification in the North Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, 33, s. 23–31.
- Murua H., Kraus G., Saborido-Rey F., Witthames P.R., Thorsen A., Junquera S., 2003, Procedures to estimate fecundity of marine fish species in relation to their reproductive strategy. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, 33, s. 33–54.
- Rolik H., Rembiszewski J.M., 1987, *Ryby i kręglouste (Pisces et Cyclostomata)*. Warszawa, Wydawnictwo PWN.
- Tošić A., Škraba D., Nikolić V., Mrdak D., Simonović P., 2014, New mitochondrial DNA haplotype of brown trout *Salmo trutta* L. from Crni Timok drainage area in Serbia. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14, s. 37–42.
- Wang S., Hard J.J., Utter F., 2002, Salmonid inbreeding: a review. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 11, s. 301–319.
- Wootton R.J., 1979, Energy costs of egg production and environmental determinations of fecundity in teleost fishes. *Symposia of the Zoological Society of London*, 44, s. 133–159.

Struktura pokarmu pstrąga potokowego (*Salmo trutta*) z potoków tatrzańskich

The diet composition of brown trout (*Salmo trutta*) from the Tatra streams

Izabela Jabłońska-Barna¹, Jacek Kozłowski², Piotr Dynowski³,
Krzysztof Kozłowski², Julita Kalinowska¹

¹ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Turystyki, Rekreacji i Ekologii,
ul. Oczapowskiego 5, 10-719 Olsztyn; e-mail: ijpb@uwm.edu.pl

² Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Biologii i Hodowli Ryb,
ul. Oczapowskiego 5, 10-719 Olsztyn; e-mail: cat@uwm.edu.pl

³ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody,
pl. Łódzki 1, 10-727 Olsztyn; e-mail: piotr@jezioro.com.pl

Streszczenie

W ramach niniejszej pracy przeanalizowano pokarm 95 pstrągów potokowych odłowionych w 9 ciekach położonych w granicach Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN). Główny komponent diety stanowiły skorupiaki, wśród których najliczniej reprezentowane były bentosowe larwy i imagines owadów. W treści przewodów pokarmowych zidentyfikowano również przedstawicieli drucieńców (*Gordius* sp.) oraz ryb (*Cottus* sp.). Skład taksonomiczny dominantów zmieniał się w czasie. Latem podstawowym komponentem diety były larwy Diptera, a jesienią – imago owadów i larwy Ephemeroptera.

Słowa kluczowe: Salmonidae, zawartość żołądków, *Gordius* sp., *Cottus* sp.

Abstract

We analyzed the composition of the diet of brown trout of nine courses located within the Tatra National Park. The main component of the diets were crustaceans, and among them were the most numerous insect benthic larvae and imagines. In contents of the digestive we identified representatives of Gordioida (*Gordius* sp.) and fish (*Cottus* sp.). The taxonomic composition of dominant groups in the food changed over time. During the summer was dominated by Diptera larvae and in the autumn by imago of insects and Ephemeroptera larvae.

Keywords: Salmonidae, stomach contents, *Gordius* sp., *Cottus* sp.

Wstęp

Specyficzne warunki siedliskowe w wodach powierzchniowych Tatr determinują skład cenoz zarówno bez-

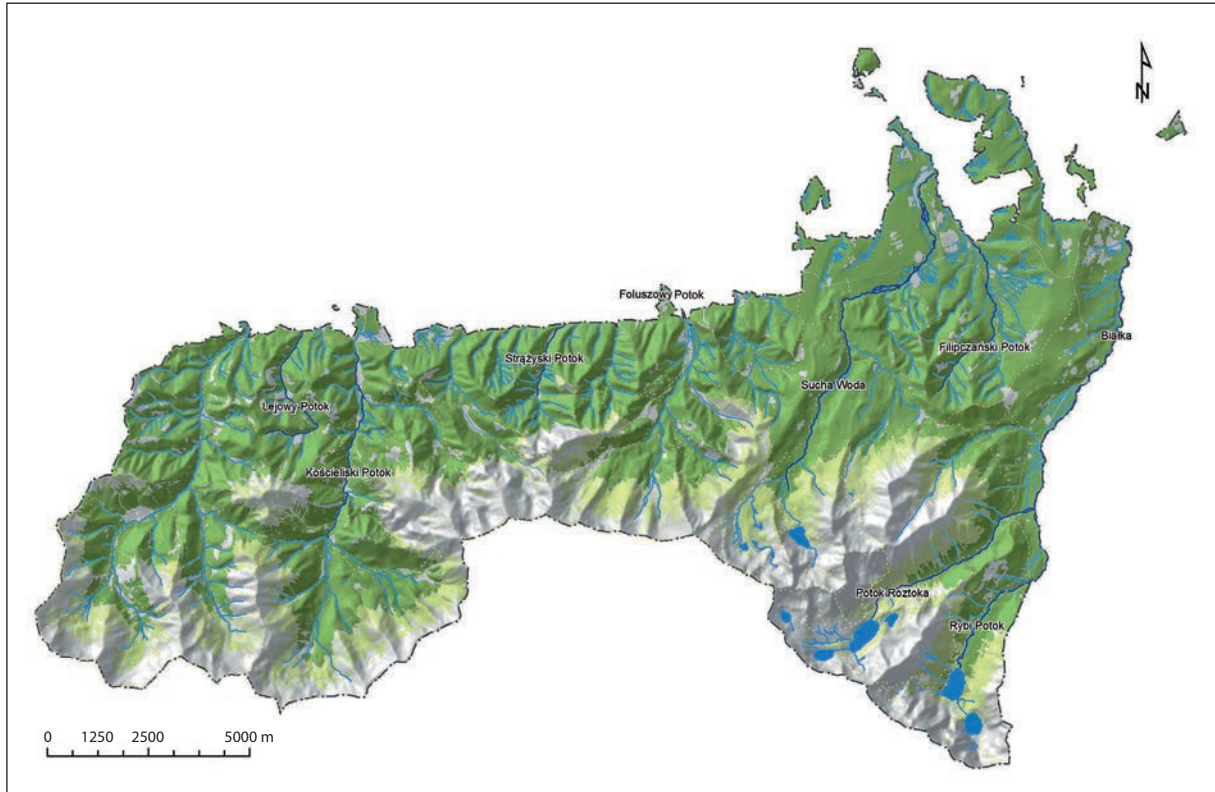
kręgowców, jak i kręgowców. Wody Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN) są zasiedlone przez ponad 1000 taksonów bezkręgowców, z czego 738 to gatunki bentosowe (Kownacki, 2010). Stanowią one bazę pokarmową wielu kręgowców, w tym dwóch gatunków pstrąga: *Salmo trutta* i *Salvelinus fontinalis*. W wielu pracach poświęconych diecie ryb łososiowatych wskazuje się na kluczową rolę dryfujących bezkręgowców, porwanych z dna silnym prądem wody (Allan, 1978; Newman i Waters, 1984). Duże znaczenie w diecie mają bentofauna pozyskiwana z dna i owady lądowe (Kukuła i Bylak, 2007). Ofiarami pstrągów padają również inne ryby (Forseth i Jonsson, 1994). Pomimo szerokiego zakresu badań ekosystemów wodnych Tatr nadal brakuje informacji dotyczących struktury pokarmu pstrągów zasiedlających tutejsze cieki.

Celem pracy było poznanie diety pstrągów potokowych (*S. trutta*) w potokach położonych w granicach TPN (ryc. 1).

Materiały i metody

Materiał do analiz uzyskano z przewodów pokarmowych pstrągów potokowych odłowionych z potoków w TPN: Filipczańskiego, Rybiego, Roztoki, Suchej Wody, Białki, Kościeliskiego, Lejowego, Folszowego i Strązyskiego. Na każdym potoku wyznaczono od jednego do trzech odcinków o długości 100–180 m. Elektropolowań dokonano w dwóch okresach badawczych w 2014 r.: latem (w czerwcu) oraz jesienią (na przełomie września i października). Przed rozpoczęciem badań uzyskano wszystkie wymagane prawem zezwolenia. Badania prowadzono w ramach projektu „Ocena stanu ichtiologicznego w wodach płynących Tatrzańskiego Parku Narodowego”.

Przed pobraniem materiału do analizy pokarmu poszczególne ryby mierzono i ważono. Organizmy wypłukane z żołądków segregowano przy użyciu mikroskopu



Ryc. 1. Położenie badanych potoków w granicach TPN
Fig. 1. Localisation of studied streams within the TPN

stereoskopowego, a następnie liczono i klasyfikowano do możliwie najniższej jednostki systematycznej z pomocą mikroskopu stereoskopowego lub świetlnego, na podstawie kluczy Kołodziejczyka i Koperskiego (2000) oraz Rozkośnego (1980). Dla poszczególnych taksonów określono liczbę osobników i ich udział w pokarmie wyrażony w procentach.

Wyniki

Łącznie przeanalizowano materiał zebrany od 95 pstrągów potokowych o długości całkowitej 6,5–31,2 cm i masie 3,0–295,4 g. U 16 z nich nie znaleziono pokarmu. U pozostałych zidentyfikowano od 1 do 124 organizmów, reprezentujących trzy gromady bezkręgowców (Nematomorpha, Insecta i Arachnida) oraz jedną kręgowców (Pisces).

W pokarmie pstrągów odłowionych w okresie letnim zidentyfikowano głównie przedstawicieli stawonogów (tab. 1). Wyjątek stanowiły larwy *Gordius* sp., obecne w przewodzie pokarmowym jednego z pstrągów złowionych w Filipczańskim Potoku. W zależności od potoku głównymi komponentami pokarmu ryb były larwy owadów (Insecta) z rzędu Diptera – w Roztoce, Rybim Potoku i Białce, a także z rzędów Ephemeroptera i Trichoptera – odpowiednio w Filipczańskim Potoku i Suchej Wodzie.

Ryby odłowione jesienią pochodziły z ośmiu potoków: Filipczańskiego, Rybiego, Roztoki, Suchej Wody, Kościeliskiego, Lejowego, Folszowego i Strążyskiego. W pokarmie znaleziono przedstawicieli zarówno bezkręgowców,

jak i kręgowców (*Cottus* sp.) (tab. 2). Głowacze występowały w pokarmie pstrągów odłowionych w potokach Filipczańskim i Lejowym oraz Suchej Wodzie. Bezkręgowce, podobnie jak w okresie letnim, były reprezentowane prawie wyłącznie przez stawonogi (Arthropoda), wśród których dominowały owady. Oprócz stawonogów w przewodach pokarmowych trzech pstrągów – dwóch złowionych w Filipczańskim Potoku i jednego odłowionego w potoku Sucha Woda – stwierdzono obecność nitnikowców (*Gordius* sp.).

W zależności od potoku, głównymi komponentami pokarmu były postacie imaginalne owadów – w Rybim Potoku, potokach Kościeliskim, Lejowym oraz Strążyskim, larwy owadów z rzędu Trichoptera – w Roztoce, Ephemeroptera – w Potoku Filipczańskim i Suchej Wodzie, oraz Diptera – we Folszowym Potoku.

Dyskusja

Według Allana (1981) jednym z głównych czynników decydujących o składzie pokarmu pstrągów jest dostępność ofiar. We wszystkich ekosystemach wodnych Tatr najliczniejszym składnikiem makrobentofauny są muchówki z rodziny Chironomidae (Kownacki, 2010), które stanowiły główny składnik diety pstrągów w okresie letnim. Jesienią miały jednak znikomy udział. Spadek liczby muchówek (Diptera), w tym również ochotkowatych (Chironomidae), można tłumaczyć wylotem form imaginalnych, co skutkowało wzrostem udziału dorosłych owadów w pokarmie

Tab. 1. Charakterystyka pokarmu pstrągów złowionych w okresie letnim**Tab. 1.** Characteristics of trouts food caught during the summer

Potok	Filipczański	Rybi	Roztoka	Sucha Woda	Białka
Koordinaty stanowiska X/Y	578371/159217	579732/150854	579666/152564	577202/158757	569588/157020
Data połowu	25.06	24.06	24.06	25.06	24.06
Długość ciała (cm)	9,5–21,1	6,5–19,3	20,5–24,5	9,5–31,2	21,4–24,4
Liczba złowionych osobników	16	7	3	17	3
Liczba organizmów zidentyfikowanych w pokarmie	106	62	86	229	260
Udział poszczególnych taksonów w pokarmie (%)					
Insecta imagines	37	11	9	10	8
Trichoptera larvae	13	16	15	44	2
Coleoptera	2	2			
Ephemeroptera larvae	40	11	19	12	
Lepidoptera larvae	1		1		
Diptera larvae	1	58	33	24	87
Diptera pupae	2			10	3
Odonata larvae		2			
Plecoptera larvae			23		
Limoniidae larvae	1				
Heteroptera					
Gordiacea	2				
Formicidae	1				

ryb odłowionych jesienią. Należy jednak podkreślić, że dominującym taksonem w diecie pstrągów w okresie jesiennym były larwy Ephemeroptera, które również są dość licznie reprezentowane w potokach TPN (Galas i Dumnicka, 2003).

Układ dominacji w strukturze pokarmu potwierdza znaczenie obfitości, a co za tym idzie – dostępności pokarmu w środowisku wodnym. Nie dziwi zatem brak przedstawicieli skąposzczetów w analizowanym materiale. Ta grupa bezkręgowców stanowi zazwyczaj niewielki procent fauny dennej w tatrzańskich potokach (Dumnicka i Galas, 2010). Z przeglądu literatury dotyczącej składu pokarmu pstrągów w różnych klasach wiekowych wynika, że skąposzczety najczęściej padają ofiarami młodszych, a tym samym mniejszych osobników (Steingrimsson i Gislason, 2002; Osoz i in., 2005). Ta sama zależność dotyczy również larw ochotkowatych, które jednak były licznie reprezentowane w letniej diecie pstrągów z potoków tatrzańskich. Allan (1978) oraz Newman i Waters (1984) podkreślają, że pstrągi odżywiają się głównie makrobezkręgowcami unoszącymi się w toni wodnej. Być może obfitość ochotkowatych w dryfie (dane własne, niepublikowane) powoduje, że są one konsumowane przez ryby niezależnie od wieku. Obecność poszczególnych grup taksonomicznych w diecie ryb może być ograniczona do pewnych przedziałów wiekowych. Dotyczy to między innymi obecności innych taksonów ryb w skła-

dzie pokarmu pstrągów, co wiąże się z wiekiem, a głównie z wielkością aparatu gębowego (McLennan i MacMillan, 1984; Forseth i Jonsson, 1994). Niemniej jednak nawet duże osobniki, zdolne do zjadania pokarmu odpowiedniego do wielkości ich pyska, chętnie korzystają z zasobów taksonów o mniejszych rozmiarach, jeżeli występują one licznie w środowisku (Terlecki, 1990).

Literatura

- Allan J. D., 1978, *Trout predation and the size composition of stream drift*, „Limnology and Oceanography”, 23: 1231–1237.
- Allan J. D., 1981, *Determinants of diet of brook trout (Salvelinus fontinalis) in a mountain stream*, „Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences”, 38: 184–192.
- Dumnicka E., Galas J., 2010, *Stan wiedzy o skąposzczetach wodnych (Oligochaeta) Tatrzańskiego Parku Narodowego* [w:] Mirek Z. (red.), *Nauka a zarządzanie obszarem Tatr i ich otoczeniem. Tom II. Człowiek a środowisko*, Zakopane, Wydawnictwa TPN: 87–91.
- Forseth T., Jonsson B., 1994, *The growth and food ration of piscivorous brown trout (Salmo trutta)*, „Functional Ecology”, 8: 171–177.
- Galas J., Dumnicka E., 2003, *Organic matter dynamics and invertebrate functional groups in a mountain stream in*

Tab. 2. Charakterystyka pokarmu pstrągów złowionych w okresie jesiennym**Tab. 2.** Characteristics of trouts food caught in the autumn

Potok	Filipczański	Rybi	Roztoka	Sucha Woda	Kościeliski	Lejowy	Foluszowy	Strążyski
Koordynaty stanowiska X/Y	578371/ 159217	579732/ 150854	579666/ 152564	577202/ 158757	563181/ 154651	561281/ 156191	571431/ 156827	567965/ 156856
Data połowu	09.09	30.09	30.09	11.09	10.09	10.09	11.09	01.10
Długość ciała (cm)	9,2–26,7	14,1–24,1	14,6–15	9,9–22,3	4,2–21,2	18,0–18,6	27,5	10,6
Liczba złowionych osobników	16	7	2	10	9	3	1	1
Liczba organizmów zidentyfikowanych w pokarmie	96	8	5	153	20	197	97	3
Udział poszczególnych taksonów w pokarmie (%)								
Insecta imagines	23	74	20	18	35	64	10	67
Trichoptera pupae	1	0	0	3	30	0	0	0
Trichoptera larvae	3	13	80	18	10	2	3	0
Ephemeroptera larvae	41	13	0	39	5	20	26	0
Diptera larvae	26	0	0	1	0	10	9	0
Diptera pupae	< 1	0	0	1	15	2	44	33
Plecoptera larvae	2	0	0	18	5	0	8	0
Heteroptera	< 1	0	0	0	0	0	0	0
Formicidae	< 1	0	0	0	0	0	0	0
Arachnida	< 1	0	0	0	0	1	0	0
Gordiacea	< 1	0	0	1	0	0	0	0
Pisces (<i>Cottus sp.</i>)	< 1	0	0	1	0	1	0	0

the West Tatra Mountains, Poland, „International Review of Hydrobiology”, 88: 362–371.

- Kołodziejczyk A., Koperski P., 2000, *Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii*, Warszawa, Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego.
- Kownacki A., 2010, *Makrofauna denna w wodach Tatrzańskiego Parku Narodowego – stan aktualny, zagrożenia, ochrona* [w:] Joniak T. (red.), *Bezkręgowce denne wód parków narodowych Polski. XVII Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne, Tuczno, 13–15 V 2010*, Poznań, Wydawnictwo-Drukarnia Bonami: 54–60.
- Kukuła K., Bylak A., 2007, *Struktura pokarmu pstrąga potokowego Salmo trutta m. fario L. w Potoku Wołosaty (Bieszczady Zachodnie)*, „Roczniki Bieszczadzkie”, 15: 231–241.
- McLennan J. A., MacMillan B. W. H., 1984, *The food of rainbow and brown trout in the Mohaka and other rivers of*

Hawke's Bay, New Zealand, „New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research”, 18: 143–158.

- Newman R. N., Waters T. F., 1984, *Size-selective predation on Gammarus pseudolimnaeus by trout and sculpins*, „Ecology”, 65: 1535–1545.
- Oscosz J., Lenda P. M., Campos F., Escala M. C., Miranda R., 2005, *Diet of 0+ brown trout (Salmo trutta L., 1758) from the river Erro (Navarra, north of Spain)*, „Limnetica”, 24: 19–326.
- Rozkošný R., 1980, *Klíč vodních larev hmyzu*, Praha, Československá Akademie VĚD.
- Steingrimsson S., Gislason G. M., 2002, *Body size, diet and growth of landlocked brown trout Salmo trutta, in the subarctic River Laxa, North-East Iceland*, „Environmental Biology of Fishes”, 63: 417–426.
- Terlecki J., 1990, *Struktura pokarmu sandacza, Stizostedion lucioperca (L.), głównego drapieżnika w Zbiorniku Włocławskim na Wiśle*, „Roczniki Naukowe PZW”, 3: 47–60.

Fauna nietoperzy jaskiń Tatr Polskich

The Bat Fauna of the Polish Tatra Caves

Jakub Nowak¹, Krzysztof Piksa²

¹ Krakowski Klub Tatarnictwa Jaskiniowego,
ul. Narzymskiego 5/1, 31-463 Kraków; e-mail: kubaen@poczta.fm

² Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie, Instytut Biologii,
ul. Podbrzezie 3, 31-054 Kraków; e-mail: piksak@gmail.com

Streszczenie

Jaskinie Tatr są wykorzystywane przez nietoperze jako kwatery zimowe, miejsca rojenia oraz okazjonalnie jako schronienia dzienne i przejściowe. Podczas badań prowadzonych w latach 1997–2015 stwierdzono w okresie zimowym hibernację 22 719 nietoperzy z 14 gatunków. Były to: podkowiec mały (*Rhinolophus hipposideros*), nocek duży (*Myotis myotis*), nocek Bechsteina (*M. bechsteini*), nocek Natterera (*M. nattereri*), nocek orzęsiony (*M. emarginatus*), nocek wąsatek (*M. mystacinus*), nocek Brandta (*M. brandtii*), nocek łydkowłosy (*M. dasycneme*), nocek rudy (*M. daubentonii*), mroczek pozłocisty (*E. nilssonii*), mroczek późny (*E. serotinus*), gacek brunatny (*Plecotus auritus*), gacek szary (*Plecotus austriacus*) i mopek zachodni (*Barbastella barbastellus*). W trakcie badań odnotowano nowe gatunki dla fauny Tatr Polskich: podkowca małego, nocka łydkowłosego, nocka orzęsionego i gacka szarego. Potwierdzono również występowanie rzadkich gatunków: nocka Bechsteina i mopka.

Cechami charakterystycznymi zgrupowań zimujących nietoperzy w jaskiniach Tatr są dominacja nocka wąsatek (69%) i stosunkowo liczna obecność mroczka pozłocistego (7,8%). Jaskinie Tatr to miejsca masowego rojenia nietoperzy. W latach 1999–2014 przy otworach jaskiń odłowiono 16 gatunków nietoperzy. Były to: nocek duży, nocek ostrouszny (*M. blythii*), nocek Bechsteina, nocek Natterera, nocek orzęsiony, nocek wąsatek, nocek Brandta, nocek Alkatoe (*M. alcathoe*), nocek łydkowłosy, nocek rudy, mroczek posrebrzany (*Vespertilio murinus*), mroczek pozłocisty, mroczek późny, borowiec wielki (*Nyctalus noctula*), gacek brunatny i mopek zachodni. Z danych faunistycznych na uwagę zasługuje odnotowanie dwóch nowych dla Polski gatunków: nocka ostrousznego i nocka Alkatoe. Najliczniejszym gatunkiem odławianym przy otworach większości jaskiń jest nocek wąsatek. Jego udział w zgrupowaniach może sięgać 88%. Tatry wydają się kluczowym miejscem zimowania i rojenia tego gatunku w Polsce i Europie.

Słowa kluczowe: nietoperze, hibernacja, rojenie, Tatry, jaskinie, *Myotis mystacinus*

Abstract

Tatra caves are used by bats as a hibernacula, swarming sites and sometimes as daily and seasonal shelters. During winters 1997–2015 there were found 22 719 hibernating bats belonging to 14 species: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*, *M. bechsteini*, *M. nattereri*, *M. emarginatus*, *M. mystacinus*, *M. brandtii*, *M. dasycneme*, *M. daubentonii*, *E. nilssonii*, *E. serotinus*, *Plecotus auritus*, *P. austriacus*, *Barbastella barbastellus*. During the research there were noted the new bat species for Tatra fauna: *R. hipposideros*, *M. dasycneme*, *M. emarginatus*, *P. austriacus*. Rare bat species were confirmed too: *M. bechsteini* and *B. barbastellus*. Dominance of *M. mystacinus* (69%) and high occurrence of *E. nilssonii* is the most characteristic feature for the bats wintering in the Tatra caves. Tatra caves are places of mass swarming of bats. In years 1999–2004 there were 16 bat species caught at the cave entrances: *Myotis myotis*, *M. blythii*, *M. bechsteini*, *M. nattereri*, *M. emarginatus*, *M. mystacinus*, *M. brandtii*, *M. alcathoe*, *M. dasycneme*, *M. daubentonii*, *Vespertilio murinus*, *E. serotinus*, *Nyctalus noctula*, *P. auritus*, *P. austriacus*, *B. barbastellus*. During the research there were noted two new bat species for Poland: *M. blythii* and *M. alcathoe*. *M. mystacinus* was the most numerous bat species caught at caves' entrances. Its dominance reach 88%. Tatra Mountains seems to be a key region for wintering and swarming of this species in Poland and Europe.

Keywords: bats, hibernation, swarming, Tatra Mountains, caves, *Myotis mystacinus*

Wstęp

Nietoperze to okresowi mieszkańcy jaskiń (Wołoszyn, 1988; Sket, 2009). Jaskinie są wykorzystywane przez te ssaki jako schronienia zimowe, kwatery nocne i przejściowe,

miejsca formownia kolonii rozrodczych, a jaskinie strefy klimatu umiarkowanego półkuli północnej – także jako miejsca masowej nocnej aktywności zwanej rojeniem (Davis, 1964; Kuntz, 1982; Raesly i Gates, 1987; Degn i in., 1995; Furmankiewicz i Górniak, 2002). W Polsce jaskinie to przede wszystkim miejsca hibernacji, rojenia, a okazjonalnie – kwatery dzienne i przejściowe (Kowalski, 1953; Furmankiewicz i Górniak, 2002; Ciechanowski i in., 2004). Wyjątkowo rzadko dochodzi w nich do formowania kolonii rozrodczych. Obecnie w Polsce znana jest tylko jedna kolonia rozrodcza, zasiedlająca jedną z jaskiń Wyżyny Częstochowskiej – jaskinię Studnisko (Postawa i Gas, 2009).

W Tatrach znajduje się najwięcej jaskiń w Polsce. W polskiej części tego masywu górskiego znanych jest ponad 850 jaskiń, a łączna długość ich korytarzy przekracza 132 km (<http://kktj.pl/index.html>). Jaskinie te charakteryzują się m.in. dużą zmiennością kubatury próżni skalnych, niespotykaną nigdzie indziej w Polsce, zróżnicowanymi warunkami mikroklimatycznymi, zarówno w obrębie obiektów, jak i między nimi, oraz dużym nagromadzeniem na niewielkim areale. Można więc oczekiwać, że są miejscami liczego zimowania i masowego rojenia nietoperzy wielu gatunków.

Badania fauny nietoperzy jaskiń Tatr Polskich mają długoletnią tradycję. Pierwsze informacje na ten temat zawdzięczamy nestorowi polskiej biospeleologii – prof. Kazimierzowi Kowalskiemu (1953, 1955). O występowaniu nietoperzy w jaskiniach Tatr wspominali także m.in. Wołoszyn (1967, 1970), Godawa (1989), Postawa i in. (1994) oraz Piksa (1998). W latach 1993–1997 członkowie Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra” w kilkunastu wybranych jaskiniach prowadzili zimowy monitoring nietoperzy (Kepel, 1995; Kepel i Olejnik, 1998). Objęto nim jaskinie lub partie jaskiń łatwo dostępne dla penetrujących. Nie prowadzono poszukiwań nietoperzy w największych jaskiniach.

Autorzy niniejszego opracowania wykonują regularne badania chiropterologiczne w tatrzańskich jaskiniach – zimą od 1997 r. oraz latem i jesienią od 2001 r. Cele prac to m.in. znalezienie kluczowych miejsc zimowania i rojenia nietoperzy, ustalenie liczebności i składu gatunkowego zgrupowań nietoperzy zimujących i rojących się przy otworach jaskiń oraz określenie ilościowych i jakościowych zmian w faunie nietoperzy. Badaniami objęto zarówno niewielkie obiekty, o zmiennych i stabilnych warunkach mikroklimatycznych, jak i największe jaskinie Tatr, z szerokim zasięgiem wszystkich stref mikroklimatycznych. Wyniki tych badań prezentowane były w wielu publikacjach (Nowak, 2001, 2011; Nowak i in. 2001; Piksa, 2006, 2008; Piksa i in. 2011a, 2011b, 2013; Piksa i Nowak, 2000, 2001, 2002a, 2002b, 2013). W niniejszym artykule podsumowano rezultaty prac.

Metodyka

Monitoring zimowy nietoperzy prowadzony był w latach 1997–2015 w okresie kalendarzowej zimy. Większość badań odbyła się w styczniu i lutym. Polegały one na wi-

zualnej kontroli schronień zimowych. Taką kontrolą objęto 77 obiektów: 75 jaskiń i 2 sztolnie (ryc. 1). Regularny, coroczny monitoring prowadzono w 20 jaskiniach. W trakcie kontroli liczono nietoperze i ustalano ich przynależność gatunkową. Nietoperze nie były celowo wybudzane. Z powodu dużego podobieństwa morfologicznego i trudności w określeniu przynależności gatunkowej nietoperzy z grupy *mystacinus* (*M. brandtii*, *M. mystacinus*) sensu stricto i możliwej obecności *M. alcaethoe* traktowano je łącznie jako *M. mystacinus* sensu lato. Obserwacje aktywności nietoperzy zwanej rojeniem prowadzono latem i jesienią w latach 2001–2014. W okresie rojenia nietoperze odławiano w sieci chiropterologiczne i pułapki harfowe. Określano przynależność gatunkową zwierząt oraz status płciowy i wiekowy. Od większości osobników nocka *Alkatoe* pobierano wycinki błony lotnej, aby ostatecznie potwierdzić przynależność gatunkową. Do opisu struktury zgrupowań wykorzystano dwa wskaźniki: dominację (D%) poszczególnych gatunków wśród oznaczonych nietoperzy (bez *Chiroptera species indeterminata*) oraz frekwencję (F%). Tę ostatnią obliczono, dzieląc liczbę kontroli, w której dany gatunek był obecny, przez wszystkie kontrole z nietoperzami.

Długookresowe zmiany w liczebności nietoperzy analizowano w programie TRIM (Trends and Indices for Monitoring Data) w wersji 3.54 z użyciem regresji log-liniowej. Szczegółowy opis analiz statystycznych i kategoryzacji trendów znajduje się w pracy Piksy i Nowaka (2013).

Prace terenowe prowadzono za zgodą Ministerstwa Środowiska, Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska i Dyrekcji Tatrzańskiego Parku Narodowego.

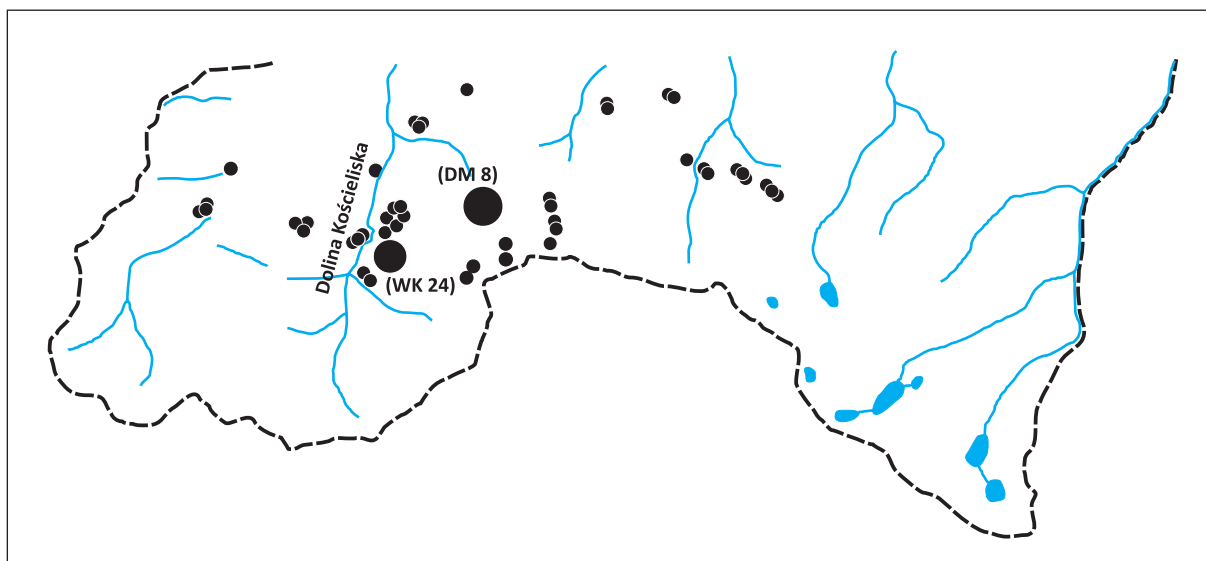
Wyniki

W latach 1997–2015, podczas kolejnych zim, w jaskiniach Tatr Polskich przeprowadzono 780 kontroli, w trakcie których stwierdzono hibernację łącznie 22 719 nietoperzy z 14 gatunków (tab. 1).

Najliczniej i najczęściej hibernującym taksonem okazał się nocek wąsatek s.l. – jego udział sięgał niemal 69%. Stosunkowo licznie obserwowano także nocka dużego (14,27%) i mroczka pozłocistego (7,77%). Kilkuprocentowym udziałem charakteryzowały się nocek *Natterera*, nocek rudy i gacek brunatny. Liczebność pozostałych gatunków była znikoma – udział żadnego z nich nie przekraczał 0,1% (tab. 1). Ponad 70% zliczonych nietoperzy zasiedlało siedem największych zimowisk. Przynależności gatunkowej 1625 nietoperzy nie udało się określić.

W monitorowanych każdego roku 20 jaskiniach odnotowywano wyraźny wzrost liczebności hibernujących nietoperzy. W rozbiciu na poszczególne gatunki ustalono, że w przypadku czterech nastąpił wzrost liczebności, a w przypadku dwóch liczebność utrzymywała się na stałym poziomie (tab. 1). Liczebność pozostałych gatunków nietoperzy była zbyt niska, żeby dało się określić zmiany ilościowe.

W latach 2004–2014 w okresie rojenia przy otworach jaskiń Tatr odłowiono ponad 9000 nietoperzy z 16 gatunków. Regularne odłowy nietoperzy prowadzono przy otworach trzech jaskiń (tab. 2). W jaskiniach cechujących



Ryc. 1. Usytuowanie jaskiń w Tatrach Polskich, w których prowadzony był zimowy monitoring nietoperzy. Regiony z dużym nagromadzeniem jaskiń – Dolina Miętusia (DM) i Wąwóz Kraków (WK) – oznaczono większymi punktami. Liczebność penetrowanych jaskiń w tych obszarach podano w nawiasach

Fig. 1. Location of surveyed caves in the Polish Tatra Mountains. Regions with a high density of caves – the Miętusia Valley (DM) and Cracow Gorge (WK) – are marked with filled circles, and the number of caves there is given in parentheses

się odmiennymi warunkami mikroklimatycznymi (lodowe vs. Nielodowe) oraz leżącymi na innych wysokościach odnotowano różnice w strukturze dominacyjnej zgrupowań rojących się nietoperzy. Przy otworach jaskiń lodowych najliczniej odławiano zimnolubnego mroczka poźlocistego (udział 58,7%), a w przypadku pozostałych jaskiń – nocka wąsatka. Udział nocka wąsatka w zgrupowaniach był większy w wyżej usytuowanych jaskiniach (88% w Jaskini Wielkiej Litworowej, 1907 m n.p.m.) niż w tych leżących niżej (36,4% w Jaskini Czarnej, 1294 m n.p.m.). Obserwowano także różnice w bogactwie gatunkowym. Jaskinie leżące na niższych wysokościach charakteryzowały się większym bogactwem gatunkowym (Jaskinia Czarna – 16 gatunków, Jaskinia Wielka Litworowa – 11 gatunków).

Dyskusja

Z badań wynika, że jaskinie Tatr – pomimo surowego mikroklimatu i zimy dłuższej niż w innych regionach Polski – są chętnie i licznie wykorzystywane przez nietoperze jako kwatery zimowe oraz miejsca rojenia.

W trakcie badań prowadzonych w okresie zimowym stwierdzono obecność 14 z 15 gatunków nietoperzy regularnie hibernujących i 19 odnotowanych dotychczas w jaskiniach Polski (Nowak, 2001; Nowak i Grzywiński, 2012). Jaskinie Tatr, obok jaskiń Wyżyny Krakowskiej (gdzie stwierdzono hibernację 18 gatunków nietoperzy) (Nowak i Grzywiński, 2012) i Wyżyny Częstochowskiej (z 15 gatunkami) (Postawa i Zygmunt, 2000), są regionem o największym bogactwie gatunkowym fauny zimującej w Polsce.

Cechą charakterystyczną fauny nietoperzy hibernujących w jaskiniach Tatr Polskich, wyróżniającą ją na tle innych regionów Polski oraz większości regionów Europy, jest

dominacja liczebna nietoperzy z grupy *mystacinus* i liczna obecność mroczka poźlocistego.

Ten typ zimowych zgrupowań znany jest tylko z północnej Europy, z Norwegii (Siivonen i Wermundsen, 2008), oraz jaskiń lodowych Słowacji (Bobáková, 2002). Tatry wydają się kluczowym regionem hibernacji tych dwóch taksonów nietoperzy w Polsce i w tej części Europy.

Pod względem struktury dominacyjnej zgrupowania zimujących nietoperzy jaskiń Tatr różnią się zasadniczo od chiropterofauny pozostałej części Karpat Polskich. W większości jaskiń Beskidów, Pogórzy i Pienin dominuje do niedawna nieobecny w Tatrach Polskich podkowiec mały (Mleczek, 2002; Mysłajek i in., 2008; Szkudlarek i in., 2008; Gubała i Piksa, 2012), a udział w zgrupowaniach najliczniej obserwowanego w jaskiniach Tatr *M. mystacinus* sensu lato sięga maksymalnie 2,9% – Beskid Śląski (Mysłajek i in., 2008). Nieco liczniej w jaskiniach Karpat fliszowych i Pienin obserwowany jest nocek duży (15% – Beskid Śląski), z kolei mroczek poźlocisty albo nie występuje w ogóle (Mleczek, 2002; Mysłajek i in., 2008), albo występuje bardzo rzadko (Szkudlarek i in., 2008; Gubała i Wołoszyn, 2009; Gubała i Piksa, 2012).

Tatry są jedynym regionem alpejskim, w którym prowadzony jest regularny zimowy monitoring hibernujących nietoperzy. Podczas tych badań, w latach 1997–2015, obserwowano zmiany zarówno jakościowe, jak i ilościowe. Wśród zmian jakościowych najbardziej interesujące jest pojawienie się w hibernakulach Tatr Polskich gatunków termofilnych: podkowca małego i nocka orzęsionego (Nowak, 2001 i 2011; Piksa i Nowak, 2013). W jaskiniach Tatr Polskich gatunki te nie były obserwowane ani przed rokiem 2001, ani w materiale kostnym z holocenu (Kowalski, 1955; Wołoszyn, 1970; Piksa, 1998; Piksa i Wołoszyn, 2001). Ich

Tab. 1. Liczebność (N), dominacja (D), frekwencja (F) oraz charakter długoterminowych zmian liczebności nietoperzy hibernujących w jaskiniach Tatr Polskich w latach 1997–2015

Tab. 1. Number (N), dominance (D), frequency (F) and character of long-term changes in the number of hibernating bats in caves, in the Polish Tatra Mountains, in years 1997–2015

Gatunek	Liczebność N	Dominacja D (%)	Frekwencja F (%)	Trend ¹
Podkowiec mały <i>Rhinolophus hipposideros</i>	1	0,00	0,14	–
Nocek duży <i>Myotis myotis</i>	3011	14,27	46,85	stabilny
Nocek Bechsteina <i>Myotis bechsteini</i>	13	0,06	1,72	–
Nocek Natterera <i>Myotis nattereri</i>	575	2,73	25,93	stabilny
Nocek wąsatek <i>Myotis mystacinus</i> s.l.	14 508	68,78	86,96	silny wzrost*
Nocek rudy <i>Myotis daubentonii</i>	388	1,84	26,36	umiarkowany wzrost*
Nocek łydkowłosy <i>Myotis dasycneme</i>	10	0,05	1,29	–
Nocek orzęsiony <i>Myotis emarginatus</i>	22	0,10	2,29	–
Mroczek pozłocisty <i>Eptesicus nilssonii</i>	1639	7,77	56,45	umiarkowany wzrost*
Mroczek późny <i>Eptesicus serotinus</i>	17	0,08	2,29	–
Gacek brunatny <i>Plecotus auritus</i>	894	4,24	46,56	umiarkowany wzrost*
Gacek szary <i>Plecotus austriacus</i>	7	0,03	1,00	–
Mopek <i>Barbastella barbastellus</i>	9	0,04	1,29	–
Chiroptera Species indeterminata	1625	–	–	–
Razem	22 719			silny wzrost*

* Istotny statystycznie ($p < 0,01$).

¹ Trend był obliczany na podstawie danych z regularnie, corocznie kontrolowanych 20 jaskiń (Czarna, Goryczkowa, Groby, Kalacka, Miętusia, Miętusia Wyżnia, Mylna, Nad Mostkiem Niżnia, Nad Potokiem, Obłąkowa, Okna Zbójnickie Niżnie, Piwnica Miętusia, Pod Oknem, Pod Zamkiem, Przejiorowa, Psia, Za Smrekiem, Zakosista, Zbójcka Dziura, Zimna).

pojawienie się można wiązać z ocieplaniem się klimatu i ekspansją w nowe rejony.

Obserwowane są także istotne zmiany ilościowe (Piksa i Nowak, 2013). W schronieniach zimowych Tatr liczebność nietoperzy sukcesywnie rośnie. Dotyczy to zwłaszcza czterech gatunków: nocka wąsatka s. str., nocka rudego, mroczka pozłocistego i gacka brunatnego. Podobny trend w odniesieniu do tych gatunków obserwowany jest w schronieniach zimowych wielu rejonów Europy: w przypadku nocka wąsatka m.in. na Słowacji (Uhrin i in., 2010), w Belgii i Holandii (Dijkstra i in., 2006; Kervyn i in., 2009),

w przypadku nocka rudego – w Belgii (Dijkstra i in., 2006) i wybranych regionach Słowacji (Uhrin i in., 2010), w przypadku gacka brunatnego – w jaskini Szachownica (Lesiński, 2011), a w przypadku mroczka pozłocistego – w największym schronieniu zimowym tego gatunku w Europie, czyli opuszczonej kopalni „Simon i Juda” w Czechach (Řehák i Gaisler, 1999).

Badania prowadzone przy otworach jaskiń Tatr w okresie letnim i jesiennym wykazały, że nietoperze roją się w jaskiniach Tatr, a ich bogactwo gatunkowe i liczebność są tu zaskakująco duże (Piksa, 2008; Piksa i in., 2011a). W okre-

Tab. 2. Liczebność poszczególnych gatunków nietoperzy odłowionych w okresie rojenia w wybranych jaskiniach Tatr Polskich
Tab. 2. Number of bats of each species caught during swarming in the selected caves in the Polish Tatra Mountains

Gatunek nietoperza	Jaskinia			Razem
	Czarna	Lodowa w Ciemniaku	Wielka Litworowa	
Nocek duży <i>Myotis myotis</i>	210	8	14	232
Nocek ostrouszny <i>Myotis blythii</i>	1			1
Nocek Bechsteina <i>Myotis bechsteinii</i>	32		4	36
Nocek Natterera <i>Myotis nattereri</i>	258	4	145	407
Nocek wąsatek <i>Myotis mystacinus</i>	677	87	4934	5698
Nocek Brandta <i>Myotis brandtii</i>	134	10	148	292
Nocek Alkatoe <i>Myotis alcathoe</i>	2	1		3
Nocek rudy <i>Myotis daubentonii</i>	302	17	38	357
Nocek orzęsiony <i>Myotis emarginatus</i>	40		4	44
Nocek łydokwłósy <i>Myotis dasycneme</i>	1			1
Mroczek pozłocisty <i>Eptesicus nilssonii</i>	76	261	9	346
Mroczek późny <i>Eptesicus serotinus</i>	2			2
Mroczek posrebrzany <i>Vespertilio murinus</i>	4	4	7	15
Gacek brunatny <i>Plecotus auritus</i>	116	53	303	472
Mopek <i>Barbastella barbastellus</i>	1		2	3
Borowiec <i>Nyctalus noctula</i>	3			3
Razem	1859	445	5608	7912

się rojenia w Tatrach Polskich odłowiono łącznie 16 gatunków nietoperzy. Dotychczas ani w Polsce, ani w większości regionów Europy nie obserwowano w trakcie rojenia tak dużego bogactwa gatunkowego (Rivers i in., 2006; Glover i Altringham, 2008; Parsons i in., 2003). Na uwagę zasługuje odnotowanie dwóch gatunków nietoperzy nowych dla fauny Polski: nocka ostrousznego (Piksa, 2006) i nocka Alkatoe (Niermann i in., 2007). Liczebność nietoperzy biorących udział w rojeniu była bardzo wysoka: w ciągu jednej nocy odławiano ich nawet 380 (Piksa, 2008), a w niektórych jaskiniach obserwowano przylot 2000 osobników (Piksa i in., 2011a).

Podobnie jak w okresie hibernacji, gatunkiem najliczniej odławianym przy otworach większości jaskiń Tatr był nocek wąsatek (Piksa, 2008; Piksa i in., 2011a). Tatry są jedynym regionem w Polsce i Europie, w którym ten gatunek tak licznie się roi (Furmankiewicz i Górniak, 2002; Johnson i in., 2006; Rivers i in., 2006; Glover i Altringham, 2008). Obserwacje z Tatr pokazują, że nawet najwyższej leżącej jaskinie, usytuowane w obszarach niesprzyjających obecności nietoperzy, mogą być ważnymi miejscami ich masowego rojenia (Piksa, 2008).

Nieco odmienną strukturą dominacyjną zgrupowań rojących się nietoperzy charakteryzują się jaskinie lodowe

Tatr, w których gatunkiem dominującym jest wybitnie zimnolubny mroczek pozłocisty (Piksa i in., 2011b). Nietoperz ten w okresie rojenia w większości regionów Europy albo nie był stwierdzany (Parsons i in., 2003; Glover i Altringam, 2008), albo odławiano go nielicznie (Furmankiewicz i Górniak, 2002). Poza Tatrami gatunek ten licznie roi się jedynie w niektórych jaskiniach na terenie Łotwy (Šuba, 2008).

Z badań prowadzonych w okresie hibernacji i rojenia wynika, że jaskinie Tatr są bardzo ważnym miejscem hibernacji i rojenia nietoperzy. Fauna nietoperzy charakteryzuje się dużym bogactwem gatunkowym. W jaskiniach Tatr w okresie hibernacji i rojenia odnotowano obecność 19 gatunków nietoperzy. Cechą charakterystyczną chiropterofauny jaskiń Tatr, wyróżniającą ją na tle większości regionów jaskiniowych Polski i Europy, jest liczna obecność nocka wąsatka. Rezultaty dotychczasowych badań pokazują, że Tatry są jednym z kluczowych obszarów zimowania i rojenia nietoperzy nie tylko w Polsce, lecz także w Europie. Należy jednak pamiętać, że tylko niewielka część strefy podziemnej Tatr została spenetrowana pod kątem obecności nietoperzy. Poza tym duże kubatury próżni skalnych i niemożność skontrolowania wszystkich zakamarków jaskiń (szczeliny skalne, kominy, studnie, zawaliska itp.) powodują, że duża część nietoperzy znajduje się poza zasięgiem wzroku obserwatora. Można więc domniemywać, że w jaskiniach Tatr z pewnością hibernuje i roi się znacznie więcej nietoperzy, niż wynika to z dotychczas przeprowadzonych badań.

Literatura

- Bobáková L., 2002, *Quantitative and qualitative characteristics of bat fauna of the Dobšinská Ice Cave (E Slovakia)*, „Lynx”, 33: 47–58.
- Ciechanowski M., Szkudlarek R., Dudek I., Piksa K., 2004, *Aktywność nietoperzy w otworach kryjówek podziemnych poza okresem hibernacji w Polsce – przegląd dotychczasowych danych*, „Nietoperze”, 1–2: 85–94.
- Davis W. H., 1964, *Fall swarming at bats at Dixon cave, Kentucky*, „Bulletin of the National Speleological Society”, 26: 82–83.
- Degn H. J., Andersen B. B., Baagøe H., 1995, *Automatic registration of bat activity through the year at Mønsted Limestone Mine, Denmark*, „Zeitschrift für Saugertierkunde”, 60: 129–135.
- Dijkstra V., Verheggen L., Weinreich H., Daemen B., 2006, *Wintertellingen van vleermuizen in Limburg*, „Natuurhistorisch Maandblad”, 95: 36–40.
- Furmankiewicz J., Górniak J., 2002, *Seasonal changes in number and diversity of bats species (Chiroptera) in the Stolec mine (SW Poland)*, „Przyroda Sudetów Zachodnich”, 2: 49–70.
- Glover A. M., Altringam J. D., 2008, *Cave selection and use by swarming bat species*, „Biological Conservation”, 141: 1493–1504.
- Godawa J., 1989, *Nowe stanowiska Myotis daubentoni w Tatrach*, „Biuletyn CIC”, 1: 15.
- Gubała W. J., Piksa K., 2012, *Nietoperze hibernujące w polskiej części Pienin*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyzn”, 68: 175–185.
- Kepel A., 1995, *Nietoperze zimujące w jaskiniach tatrzańskich – wyniki spisów przeprowadzonych w sezonach 1992/93, 93/94, 94/95*, „Przegląd Przyrodniczy”, 6: 75–80.
- Kepel A., Olejnik E., 1998, *Bats hibernating in caves on the Polish Tatra Mountains*, „Myotis”, 36: 31–35.
- Kowalski K., 1953, *Materiały do rozmieszczenia i ekologii nietoperzy jaskiniowych w Polsce*, „Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici”, 6: 541–567.
- Kowalski K., 1955, *Fauna jaskiń Tatr Polskich*, „Ochrona Przyrody”, 23: 283–333.
- Kowalski M., Lesiński G., 1991, *Changes in numbers of bats in Szachownica Cave (central Poland) during 10 years*, „Myotis”, 29: 35–38.
- Kunz T. H., 1982, *Roosting ecology of bats* [w:] Kunz T. H. (red.), *Ecology of bats*, New York, Plenum Press: 1–55.
- Lesiński G., Ignaczak M., Kowalski M., 2011, *Increasing bat abundance in a major winter roost in central Poland over 30 years*, „Mammalia”, 75: 163–167.
- Mleczek T., 2002, *Zimowe spisy nietoperzy na Pogórzu Karpackim*, „Nietoperze”, 3: 163–175.
- Mysłajek R. W., Szura C., Figura M., 2008, *Zimowe spisy nietoperzy w Beskidzie Śląskim w latach 2007–2008*, „Nietoperze”, 9: 121–131.
- Niermann I., Biedermann M., Bogdanowicz W., Brinkmann R., Bris Y. L., Ciechanowski M., Dietz C., Dietz I., Estók P., von Helversen O., Houédec A. L., Paksuz P., Petrov B. P., Özkan B., Piksa K., Rachwald A., Roue S. Y., Sachanowicz K., Schorcht W., Tereba, A., Mayer F., 2007, *Biogeography of the recently described Myotis alcathoe von Helversen and Heller 2001*, „Acta Chiropterologica”, 9: 361–378.
- Nowak J., 2001a, *Nocek orzęsiony Myotis emarginatus (Geoffroy 1806), nowy gatunek dla fauny Tatr*, „Studia Chiropterologica”, 2: 97–99.
- Nowak J., 2001b, *Poczet nietoperzy jaskiniowych Polski*, „Jaskinie”, 24: 31–35.
- Nowak J., 2011, *Lesser horseshoe bat Rhinolophus hipposideros (Bechstein, 1800), a new species for the Tatra National Park fauna*, „Vespertilio”, 15: 155–157.
- Nowak J., Gawlak A., Wojtaszyn G., 2001, *Nocek lydkowłosy Myotis dasycneme (Boie 1825) w Tatrach*, „Nietoperze”, 2: 63–67.
- Nowak J., Grzywiński W., 2012, *Zimowe spisy nietoperzy na Wyżynie Krakowskiej w latach 2008–2012 na tle historii badań*, „Prądnik”, 22: 135–156.
- Parsons K. N., Jones G., Davidson-Watts I., Greenaway F., 2003, *Swarming of bats at underground sites in Britain – implications for conservation*, „Biological Conservation”, 111: 63–70.
- Piksa K., 1998, *The chiropterofauna of the Polish Tatra Mts*, „Vespertilio”, 3: 93–100.
- Piksa K., 2006, *First record of Myotis blythii in Poland*, „Lynx n. s.”, 37: 197–200.
- Piksa K., 2008, *Swarming of Myotis mystacinus and other bat species at high elevation in the Tatra Mountains, southern Poland*, „Acta Chiropterologica”, 10: 69–79.

- Piksa K., Bogdanowicz W., Tereba A., 2011a, *Swarming of bats at different elevations in the Carpathian Mountains*, „Acta Chiropterologica”, 13: 113–122.
- Piksa K., Nowak J., 2000, *The bat fauna of the Polish Tatra Caves* [w:] Wołoszyn B. W. (red.), *Approaches to biogeography and ecology of bats. Proceedings of the VIIIth European Bat Research Symposium, 23–27 August 1999, Kraków*, 1: 181–190.
- Piksa K., Nowak J., 2002a, *Noteworthy records of northern bat *Eptesicus nilssonii* (Chiroptera: Vespertilionida) in the Tatra Mountains*, „Acta Zoologica Cracoviensia”, 45: 321–324.
- Piksa K., Nowak J., 2002b, *Nowe zimowe stanowiska nocka *Bechsteina Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) w jaskiniach Polskich Karpat*, „Nietoperze”, 3: 237–241.
- Piksa K., Nowak J., 2013, *The bat fauna hibernating in the caves of the Polish Tatra Mountains, and its long-term changes*, „Central European Journal of Biology”, 8: 448–460.
- Piksa K., Siuda K., Skwarek M., 2011b, *Argasid and Spinturnicid mite load on swarming bats in the Tatra Mountains, Poland*, „Folia Parasitologica”, 58: 322–325.
- Piksa K., Wołoszyn B. W., 2001, *The postglacial bat remains from the Polish Tatra caves*, „Lynx n. s.”, 32: 301–311.
- Postawa T., Gałosz W., Wołoszyn B. W., 1994, *Wyniki zimowych spisów nietoperzy zebrane z pojedynczych stanowisk z różnych rejonów Polski* [w:] Wołoszyn B. W. (red.), *Zimowe spisy nietoperzy w Polsce: 1988–1992. Wyniki i ocena skuteczności*, Kraków, CIC ISEZ: 175–185.
- Postawa T., Gas A., 2009, *Do the thermal conditions in maternity colony roost determine the size of young bats? Comparison of attic and cave colonies of *Myotis myotis* in Southern Poland*, „Folia Zoologica”, 58: 396–408.
- Postawa T., Zygmunt J., 2000, *Zmiany liczebności nietoperzy (Chiroptera) w jaskiniach Wyżyny Częstochowskiej w latach 1975–1999*, „Studia Chiropterologica”, 1: 83–114.
- Raesly R. L., Gates J. G., 1987, *Winter habitat selection by North temperate cave bats*, „American Midland Naturalist”, 118: 15–31.
- Řehák Z., Gaisler I., 1999, *Long-term changes in the number of bats in the largest man-made hibernaculum of the Czech Republic*, „Acta Chiropterologica”, 1: 113–123.
- Rivers N. M., Butlin R.K., Altrigham J. D., 2006, *Autumn swarming behaviour of Natterer's bats in the UK: Population size, catchment area and dispersal*, „Biological Conservation”, 127: 215–226.
- Sket B., 2008, *Can we agree on an ecological classification of subterranean animals?*, „Journal of Natural History”, 42: 1549–1563.
- Siivonen Y., Wermundsen T., 2008, *Characteristics of winter roosts of bat species in southern Finland*, „Mammalia”, 42:50–56.
- Šuba J., 2008, *Swarming of northern bats *Eptesicus nilssonii* at underground hibernacula in Latvia* [w:] XI European Bat Research Symposium, Cluj–Napoca, Romania, 17–22 August 2008. Abstracts of the XIth European Bat Research Symposium, Cluj–Napoca, Romania: 144.
- Szkudlarek R., Węgiel A., Węgiel J., Paszkiewicz R., Mleczek T., Szatkowski B., 2008, *Nietoperze Beskidu Śląskiego i Niskiego*, „Nietoperze”, 9: 19–58.
- Uhrin M. i in., 2010, *Changes in abundance of hibernating bats in central Slovakia (1992–2009)*, „Biologia”, 65: 349–361.
- Wołoszyn B. W., 1967, *Współczesna i holoceńska fauna ssaaków z jaskini Szczelina Chochołowska w Tatrach*, „Prace Muzeum Ziemi”, 11: 291–298.
- Wołoszyn B. W., 1970, *Holoceńska fauna nietoperzy (Chiroptera) z jaskiń tatrzańskich*, „Folia Quaternaria”, 35: 1–52.
- Wołoszyn B. W., 1988, *Chiroptera* [w:] *Encyclopedia Biospeleologica*, t. 2: 1267–1296.

Znaczenie badań aeromykologicznych na terenach chronionych

The role of aeromycological researching in protected areas

Wojciech Pusz¹, Włodzimierz Kita¹, Tomasz Zwijacz-Kozica²

¹ Uniwersytet Przyrodniczy, Katedra Ochrony Roślin,
pl. Grunwaldzki 24a, 53-363 Wrocław; e-mail: wojciech.pusz@up.wroc.pl

² Tatrzański Park Narodowy,
Kuźnice 1, 34-500 Zakopane; e-mail: tzwijacz@tpn.pl

Streszczenie

Celem prowadzonych badań aeromykologicznych było określenie składu gatunkowego grzybów występujących w powietrzu w wybranych masywach górskich, ze szczególnym uwzględnieniem grzybów patogenicznych dla roślin. Badania te wykonywano w latach 2013–2014 w masywach górskich zlokalizowanych na południowej granicy Polski: w Bieszczadach (Tarnica), Pieninach (przełęcz Krowiarki), Tatrach (Kasprowy Wierch), masywie Babiej Góry (Babia Góra) oraz Karkonoszach (Szrenica), na wysokości ponad 1000 m n.p.m., w odstępach trzymiesięcznych. Badania przeprowadzono metodą zderzeniową przy użyciu urządzenia Air Ideal 3P. Największym udziałem na wszystkich stanowiskach charakteryzował się gatunek *Cladosporium cladosporioides*. Wykazano również występowanie innych gatunków patogenicznych dla roślin: *Botrytis cinerea*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Rhizoctonia solani* czy też *Alternaria alternata*. Badania aeromykologiczne prowadzone na terenach chronionych mogą mieć duże znaczenie nie tylko dla ekosystemów naturalnych, lecz także dla leśnictwa i rolnictwa. Stwierdzone w powietrzu zarodniki grzybów gatunków, tj. *B. cinerea* czy *S. sclerotiorum*, mogą infekować rośliny dziko rosnące, w tym gatunki chronione.

Słowa kluczowe: aeromykologia, grzyby patogeniczne, góry, tereny chronione

Abstract

The aim of the study is to determine the species composition of airborne fungi in selected mountain ranges with particular emphasis on plant pathogenic fungi. Aeromycological survey were conducted in the years 2013–2014 in the mountain ranges located in the southern Polish border. The study was conducted in the Bieszczady (Tarnica top), Pieniny (Krowiarki Pass), the Tatra Mountains (Kasprowy top) Babia Góra Massif (Babia Góra top) and in the Giant Mountains (Szrenica top) at an altitude of over 1.000 me-

ters above sea level, at 3 monthly intervals. Were made by using a collision Air Ideal 3P. The biggest share in all positions characterized by *Cladosporium cladosporioides*. Also demonstrated the existence of other species of plant pathogenic as *Botrytis cinerea*, *Sclerotinia sclerotiorum*, *Rhizoctonia solani* and *Alternaria alternata*. Aeromycological survey conducted in protected areas may have important implications not only for natural ecosystems, but also for forestry and agriculture.

Keywords: aeromycology, pathogenic fungi, mountains, protected areas

Wstęp

Grzyby występują w każdym środowisku, także w powietrzu. Stanowią jeden z elementów bioaerozolu, są zdolne do przebywania i przetrwania w powietrzu przez dłuższy czas (Dowd i Maier, 1999). Grzyby znajdujące się w powietrzu mogą stanowić zagrożenie dla osób chorych na alergie – powodować różnego rodzaju zaburzenia zdrowia, w tym objawy astmy (Asan i in., 2002; Kurup i in., 2002; Ogórek i in., 2012a, 2012b). W związku z tym jednym z głównych celów badań aeromykologicznych jest określenie, czy w powietrzu obecne są zarodniki grzybów zagrażającym ludziom (Asan i in., 2002; Bugajny i in., 2004; Klarič i Pepeljnjak, 2006; Topbas i in., 2006; Palmas i Cosentino, 2009; Ianovici i in., 2011; Ogórek i in., 2012).

Grzyby występujące w powietrzu mogą nie tylko negatywnie oddziaływać na człowieka i zwierzęta, lecz także stanowić zagrożenie dla roślin – jako potencjalne źródło infekcji (Meredith, 1973; Dowd i Maier, 1999; Ogórek i in., 2012b). W powietrzu mogą znajdować się także organy mikroorganizmów (propagule), zdolne do tworzenia szkodliwych dla ludzi i zwierząt toksyn, np. endotoksyn czy mykotoksyn (Raisi i in., 2012). W związku z powyższym niektórzy badacze widzą w badaniach aeromykologicznych jeden z elementów sygnalizacji pojawu chorób roślin (Dowd i Maier, 1999; Brachaczek i in., 2010). Almaguer-Chávez

i in. (2012) badali stężenie jednostek tworzących kolonie (przede wszystkim zarodników) na plantacjach ryżu. Ustaliłi, że monitoring aeromykologiczny może zaliczać się do mechanizmów sygnalizacji pojawu chorób roślin (Leyronas i Nicot, 2012). Tego typu badania mogą stanowić podstawę tworzenia map dystrybucji/występowania zarodników grzybów szkodliwych dla ludzi i patogenicznych dla roślin (Tomassetti i in., 2011). Ma to szczególne znaczenie w przypadku grzybów, które są zdolne do przemieszczania się na większe odległości z wiatrem (Palti i Cohen, 1980; Leyronas i Nicot, 2012) mimo naturalnych barier, takich jak wysokie góry (Nagarajan i Saharan, 2007; Vaish i in., 2011). Część badaczy odnotowywała na terenach górskich występowanie wielu gatunków grzybów patogenicznych dla roślin. W rejonie Zagrzebia, na wysokości 800–900 m n.p.m., Klarič i Pepeljnjak (2006) stwierdzili w powietrzu górskim obecność zarodników grzybów z rodzajów *Cladosporium*, *Alternaria*, a także *Fusarium*, *Sclerotinia* czy *Botrytis*. Potwierdzają to obserwacje innych autorów (Pepeljnjak i Šegvič, 2003; Magyar i in., 2012; Ogórek i in., 2012; Pusz i in., 2013). Badania aeromykologiczne na terenach górskich stanowią jednak znikomą część wszystkich prac aeromykologicznych (Xia i in., 2012; Pusz i in., 2013).

Celem prowadzonych prac jest określenie składu gatunkowego grzybów występujących w powietrzu w wybranych masywach górskich, ze szczególnym uwzględnieniem grzybów patogenicznych dla roślin.

Metodyka badań

Badania aeromykologiczne były wykonywane w latach 2013–2014 w masywach górskich zlokalizowanych na południowej granicy Polski: w Bieszczadach (Tarnica), Pieninach (przełęcz Krowiarki), Tatrach (Kasprowy Wierch), masywie Babiej Góry (Babia Góra) oraz Karkonoszach (Szrenica), na wysokości ponad 1000 m n.p.m., w odstępach trzymiesięcznych. Badania przeprowadzono metodą zderzeniową przy użyciu urządzenia Air Ideal 3P. Urządzenie zostało zaprogramowane na pobieranie prób o objętości 50 l powietrza. Każdy pomiar wykonano w trzech powtórzeniach po trzy szalki (razem dziewięć szalek na każdy pomiar). Podczas pobierania próbek urządzenie było umieszczone na wysokości 1,5 m od podłoża. Szalki przechowywano w ciemności, w temperaturze pokojowej (20–22°C) przez 7–10 dni. Kolejnym etapem doświadczenia było oznaczenie wyrosłych grzybów oraz określenie liczby kolonii w przeliczeniu na metr sześcienny powietrza.

Liczba kolonii grzybów wyrosłych na szalce została przeliczona na 1 m³ powietrza według wzoru:

$$X = (a \times 1000) / V,$$

gdzie X oznacza liczbę jednostek tworzących kolonie (JTK) w 1 m³ powietrza, a – sumę kolonii grzybów, które wyrosły na szalce pobranej próbki powietrza atmosferycznego, V – objętość pobranego powietrza atmosferycznego w litrach.

Wyniki

W roku 2013 wykonano dwie serie badań: latem (lipiec) i jesienią (listopad). W lecie stwierdzono występowanie 14 gatunków grzybów w Bieszczadach, 7 w Pieninach, 4 w Tatrach, 6 w Beskidach oraz 8 w Karkonoszach. Największym udziałem na wszystkich stanowiskach charakteryzował się gatunek *C. cladosporioides* (odpowiedzialny m.in. za czerń zbóż i czerń kapustowatych). Wykazano również występowanie innych gatunków patogenicznych dla roślin: *B. cinerea*, *S. sclerotiorum*, *Rh. solani* czy *A. alternata*. Z kolei w okresie jesiennym odnotowano 12 gatunków grzybów w Bieszczadach, 12 w Pieninach, 7 w Beskidach, 9 w Tatrach oraz 5 w Karkonoszach. Największym udziałem charakteryzowały się następujące grzyby: *Clonostachys rosea* – w Bieszczadach; ten sam gatunek i dodatkowo *C. cladosporioides* – w Pieninach; głównie grzyby z rodzaju *Cladosporium* – w pozostałych masywach.

W roku 2014 wykonano cztery serie badań o każdej porze roku. W styczniu stwierdzono obecność 4 gatunków grzybów w Bieszczadach, 6 w Pieninach, 3 w Beskidach oraz 1 w Karkonoszach. W Bieszczadach największym udziałem charakteryzował się grzyb *C. cladosporioides*, a w Pieninach największy udział w ogólnej liczbie stwierdzonych zarodników grzybów miał *Penicillium notatum*. Podobnie było w masywie Babiej Góry. Z kolei w Tatrach w styczniu nie odnotowano obecności żadnych kolonii grzybów. Wiosną stwierdzono obecność 10 gatunków grzybów w Bieszczadach, 8 w Pieninach, 2 w Tatrach, 5 w Beskidach oraz 4 w Karkonoszach. Największym udziałem w Bieszczadach charakteryzowały się grzyby *A. alternata* oraz *C. cladosporioides*. Podobnie było w Pieninach, masywie Babiej Góry i Karkonoszach. W Tatrach dominował gatunek *C. rosea*. Podczas obserwacji letnich zanotowano obecność zarodników 9 gatunków grzybów w powietrzu w Bieszczadach, 6 w Pieninach, 6 w Tatrach, 4 w Beskidach i 6 w Karkonoszach. W tym terminie największym udziałem procentowym w powietrzu w Bieszczadach charakteryzowały się grzyby *Acremonium strictum* i *B. cinerea*. W Pieninach było podobnie jak w okresie wiosennym, czyli największy udział miały grzyby *A. alternata* oraz *C. cladosporioides*. Zbliżone wyniki uzyskano w Tatrach. W powietrzu masywu Babiej Góry najwięcej było zarodników *B. cinerea*, a w Karkonoszach – *P. notatum* i *C. cladosporioides*. Ostatnia obserwacja przypadła na jesień. Wówczas w powietrzu w Bieszczadach stwierdzono obecność 11 gatunków grzybów, w Pieninach – 10, w Tatrach – 10, w Beskidach – 9, a w Karkonoszach – 10. Największym udziałem w Bieszczadach i Pieninach charakteryzował się grzyb *C. cladosporioides*, w Tatrach dominował zaś *C. rosea*. Ten sam gatunek oraz *A. strictum* występowały najliczniej w masywie Babiej Góry, w Karkonoszach był to natomiast *C. cladosporioides*.

W powietrzu w rejonie Kasprowego Wierchu w ciągu 2 lat obserwacji wykazano obecność zarodników grzybów należących do 19 gatunków. Z analizy składu gatunkowego grzybów występujących w powietrzu w rejonie Kasprowego Wierchu wynika, że największym udziałem

charakteryzowały się grzyby *A. alternata* i *C. cladosporioides*. Mogą być one współodpowiedzialne za choroby liści oraz organów owocowania, np. owocostanów czy też łuszczyn. Najwyższe stężenie JTK/m³ *A. alternata* było w okresie letnim, w obydwu latach pobierania prób (tab. 1). Z kolei najwyższe wartości JTK grzyba *C. cladosporioides* stwierdzono

w lecie i jesienią. W drugim roku badań wykazano, że w powietrzu w rejonie Kasprowego Wierchu występuje znacznie więcej gatunków patogenicznych dla roślin niż w roku 2013. Wykazano obecność takich patogenów, jak *Drechslera sorokiniana*, *Epicoccum nigrum*, *Fusarium equiseti* czy *S. sclerotiorum*.

Tab. 1. Grzyby stwierdzone w powietrzu w rejonie Kasprowego Wierchu (JTK/m³ – jednostki tworzące kolonie w 1 m³ powietrza)

Tab. 1. *Fungi occurrence in the air in Kasprowy Wierch region (CFU/m³ – colony forming unit in 1 m³ of the air)*

Gatunek grzyba	2013		2014		
	lato	jesień	wiosna	lato	jesień
<i>Acremoniella atra</i>					60
<i>Acremonium spp.</i>		40			
<i>Alternaria alternata</i>	2400	40		2460	180
<i>Aureobasidium pullulans</i>		40			
<i>Cladosporium cladosporioides</i>	240	220	80	980	220
<i>Cladosporium herbarum</i>		620			
<i>Drechslera sorokiniana</i>				20	
<i>Epicoccum nigrum</i>					40
<i>Fusarium equiseti</i>					220
<i>Clonostachys rosea</i>			140		240
<i>Penicillium commune</i>			40		
<i>Penicillium luteum</i>					
<i>Penicillium melagrimum</i>				60	
<i>Penicillium notatum</i>					60
<i>Penicillium waksmanii</i>		40			
<i>Phoma exigua</i>		40			
<i>Rhizoctonia solani</i>	20				40
<i>Sclerotinia sclerotiorum</i>					240
<i>Trichothecium roseum</i>				60	
Kolonia jasna niezarodnikująca		80	680	380	340
Kolonie drożdżoidalne	60	140	20	860	160
Razem	2720	1240	960	4820	1800

Podsumowanie

Badania aeromikologiczne prowadzone na terenach chronionych mogą mieć duże znaczenie nie tylko dla ekosystemów naturalnych, lecz także dla leśnictwa i rolnictwa. Stwierdzone w powietrzu zarodniki grzybów gatunków, tj. *B. cinerea* czy *S. sclerotiorum*, mogą infekować rośliny dziko rosnące, w tym gatunki chronione.

Literatura

- Almaguer-Chávez M., Rojas-Flores T., Dobal-Amador V., Batista-Mainegra A., Rives-Rodríguez N., Jesus-Aira M., Hernández-Lauzardo A. N., Hernández-Rodríguez A., 2012, *Aerobiological dynamics of potentially pathogenic fungi in a rice agroecosystem in La Habana, Cuba*, „Aerobiologia”, 28: 177–183.
- Asan A., Ilhan S., Sen B., Erkara I. P., Filik C., Cabuk A., Demirei R., Ture M., Okten S. S., Tokur S., 2004, *Airborne Fungi and Actinomycetes concentrations in the air of Eskisehir City (Turkey)*, „Indoor and Built Environment”, 13: 63–74.
- Brachaczek A., Kaczmarek J., Bilicka M., Jędryczka M., 2010, *Wpływ terminu wykonywania jesiennych zabiegów fungicydowych na nasilenie objawów suchej zgnilizny kapustnych na rzepaku w regionie Dolnego Śląska*, „Progress in Plant Protection”, 50: 620–624.
- Bugajny A., Knopkiewicz M., Piotraszewska-Pająk A., Sekulska-Stryjakowska M., Stach A., Filipiak M., 2005, *On the microbiological quality of the outdoor air in Poznań, Poland*, „Polish Journal of Environmental Studies”, 14: 287–293.
- Dowd S. C., Maier R. M., 1999, *Aeromicrobiology* [w:] Maier R. M., Pepper I. L., Gerba C. P. (red.), *Environmental Microbiology*, San Diego, Academic Press: 91–122.
- Ianovici N., Dumbrava-Dodoaca M., Filimon M. M., Sinitian A., 2011, *A comparative aeromycological study of the incidence of allergenic spores in outdoor environment*, „Analele Universității din Oradea – Fascicula Biologie”, 18: 88–98.
- Klarič M. S., Pepeljnjak S., 2006, *A year-round aeromycological study in Zagreb area, Croatia*, „Annals of Agricultural Environmental Medicine”, 13: 55–64.
- Kurup V. P., Shen H. D., Vijay H., 2002, *Immuno-biology of fungal allergens*, „International Archives of Allergy and Immunology”, 129: 181–191.
- Leyronas Ch., Nicot P. C., 2012, *Monitoring viable airborne inoculum of Botrytis cinerea in the South-East of France over 3 years: relation with climatic parameters and the origin of air masses*, „Aerobiologia”, 29: 291–299, DOI: 10.1007/s10453-012-9280-0.

- Magyar D., Szöke C., Koncz Z., Szécsi A., Bobvos J., 2012, *Identification of airborne propagules of the Gibberella fujikuroi species complex during maize production*, „Aerobiologia”, 28: 263–271.
- Meredith D. S., 1973, *Significance of spore release and dispersal mechanism in plant disease epidemiology*, „Annual Review of Phytopathology”, 11: 313–342.
- Nagarajan S., Saharan M. S., 2007, *Epidemiology of Puccinia triticina in Gangetic Plain and planned containment of crop losses. Wheat Production in Stressed Environments*, „Developments in Plant Breeding”, 12: 71–76.
- Ogórek R., Lejman A., Płaskowska E., Bartnicki M., 2012a, *Fungi in the mountain trails of the Snieznik Massif*, „Mikologia Lekarska”, 19: 57–62.
- Ogórek R., Lejman A., Pusz W., Miłuch A., Miodyńska P., 2012b, *Charakterystyka i taksonomia grzybów z rodzaju Cladosporium*. „Mikologia Lekarska”, 19: 80–85.
- Palmas F., Cosentino S., 2009, *Comparison between fungal airspore concentration at two different sites in the South of Sardinia*, „Grana”, 29: 87–95.
- Palti J., Cohen Y., 1980, *Downy mildew of Cucurbits (Pseudoperonospora cubensis): the fungus and its hosts, distribution, epidemiology and control*, „Phytoparasitica”, 8: 109–147.
- Pepeljnjak S., Šegvič M., 2003, *Occurrence of fungi in air and on plants in vegetation of different climatic regions in Croatia*, „Aerobiologia”, 19: 11–19.
- Pusz W., Kita W., Dancewicz A., Weber R., 2013, *Airborne fungal spores of subalpine zone of the Karkonosze and Izerskie Mountains (Poland)*, „Journal of Mountain Sciences”, 10: 940–952, DOI: 10.1007/s11629-013-2704-7.
- Raisi L., Aleksandropoulou V., Lazaridis M., Katsivela E., 2012, *Size distribution of viable, cultivable, airborne microbes and their relationship to particulate matter concentration and meteorological conditions in a Mediterranean site*, „Aerobiologia”, 29: 233–248, DOI: 10.1007/s10453-012-9276-9.
- Tomassetti B., Lombardi A., Cerasani E., Di Sabatino A., Pace L., Ammazalorso D., Verdecchia M., 2011, *Mapping of Alternaria and Pleospora concentrations in Central Italy using meteorological forecast and neural network estimator*, „Aerobiologia”, 29: 55–70, DOI: 10.1007/s10453-012-9262-2.
- Topbas M., Tosun I., Can G., Kaklikkaya N., Aydin F., 2006, *Identification and seasonal distribution of airborne fungi in urban outdoor air in an Eastern Black Sea Turkish Town*, „Turkish Journal of Medical Sciences”, 36: 31–36.
- Vaish S. S., Ahmed S. B., Prakash K., 2011, *First documentation on status of barley diseases from the high altitude cold arid Trans-Himalayan Ladakh region of India*, „Crop Protection”, 30: 1129–1137.
- Xia Y., Conen F., Alewell C., 2012, *Total bacterial number concentration in free tropospheric air above the Alps*, „Aerobiologia”, 29: 153–159, DOI: 10.1007/s10453-012-9259-x.

Charakterystyka genetyczna populacji głuszca w Tatrzańskim Parku Narodowym na tle innych karpaccich populacji tego gatunku

Population genetic of Capercaillie from Tatra National Park in comparison with other Carpathian strongholds

Robert Rutkowski¹, Piotr Krzan², Ewa Suchecka¹

¹ Polska Akademia Nauk, Muzeum i Instytut Zoologii, Pracownia Techniki Molekularnych i Biometrycznych, ul. Wilcza 64, 00-679 Warszawa; e-mail: robertrut@miiz.waw.pl

² Tatrzański Park Narodowy, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane; e-mail: pkrzan@tpn.pl

Streszczenie

W niniejszym opracowaniu zaprezentowano wyniki analiz genetycznych populacji tatrzańskiej głuszca. Do badań wykorzystano 221 prób odchodów i piór, zbieranych corocznie w okresie zimowo-wiosennym w latach 2012–2014. Głównymi celami prowadzonych prac były próba oszacowania liczebności populacji tatrzańskiej głuszca oraz określenie zmienności genetycznej tej populacji. Następnie wyniki porównywano z sąsiednimi populacjami z gorczańskiej ostoi głuszca (GOG) oraz Babiogórskiego Parku Narodowego (BPN). Badania prób nieinwazyjnych wykazały, że na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN) mogło występować ok. 60 osobników, a w poszczególnych sezonach zbiorów liczba genotypów wahała się od 22 do 24. Jednak tylko 9 z oznaczonych genotypów stwierdzono w więcej niż jednym sezonie. Również jedynie ok. połowy wszystkich genotypów odnotowano w więcej niż jednej próbie. Poziom zmienności genetycznej populacji z TPN jest nieco wyższy niż w GOG i bardzo zbliżony do zmienności genetycznej w BPN.

Słowa kluczowe: głuszc, Tatry, Tatrzański Park Narodowy, zmienność genetyczna, próby nieinwazyjne, mikrosatelity

Abstract

We present the results of preliminary genetic analysis of Capercaillie population from Polish part of the Tatra Mountains. We collected 221 non-invasive samples from several localities within borders of Tatra National Park in winter-spring period between 2012 and 2014 year. The main aim of the study was to evaluate the number of individuals in Polish Tatras and estimate genetic diversity of this population. The results were compared with genetic variability

estimators obtained for Capercaillie populations from Gorce Mountains and Babia Góra National Park. Genetic analysis suggested presence of about 60 individuals within investigated area. From 22 to 24 genotypes were identified in particular seasons but only 9 of them were found in more than one season. Similarly, only about a half of genotypes were identified in more than one non-invasive sample. The comparison of microsatellite polymorphisms among mountain populations of Capercaillie from Poland suggested similar level of genetic variability in Tatras and Babia Góra National Park and slightly reduced genetic variability in Gorce Mountains.

Keywords: Capercaillie, Tatras, Tatra National Park, genetic diversity, non-invasive sampling, microsatellites

Wstęp

Genetyka populacyjna i ekologia molekularna odgrywają ważną rolę w projektowaniu i planowaniu nowoczesnych działań związanych z ochroną gatunków zagrożonych wyginięciem (Hedrick, 2001; Carty i in., 2009; Avise, 2010). Potrzeba aktywnej ochrony ptaków głuszcowatych i zarządzania ich naturalnymi populacjami od wielu lat stymuluje badania z zakresu genetyki populacyjnej (np. Segelbacher i in., 2002; Liukkonen-Anttila i in., 2004; Rutkowski i in., 2007; Höglund i in., 2011). Metody molekularne, pozwalające na analizę materiału genetycznego na poziomie DNA (kwasu deoksyrybonukleinowego), przyczyniły się do poznania licznych aspektów biologii i ekologii kuraków leśnych, w tym także głuszca. Zbadanie tych aspektów za pomocą tradycyjnych metod byłoby albo niemożliwe, albo bardzo trudne (Segelbacher i in., 2003, 2007; Regnaut i in., 2006; Höglund i in., 2007; Lebigre i in., 2008; Rutkowski i in., 2009, 2013).

Krajowa populacja głuszca jest słabo scharakteryzowana pod względem genetycznym. Wiadomo, że spadek liczby

osobników w XX w., fragmentacja siedlisk i izolacja ostatnich ostoi tego gatunku doprowadziły do zmniejszenia się zmienności genetycznej (Rutkowski i in., 2005, 2007). Wyniki badań zasugerowały także, że w porównaniu z populacjami nizinnymi polska populacja karpacka może cechować się wysokim poziomem zmienności genetycznej (Rutkowski i in., 2005). W badaniach tych uwzględniono materiał genetyczny osobników z Gorców i Beskidu Śląskiego, natomiast głuszcze z Tatr nie były do tej pory analizowane.

Celem niniejszej pracy jest charakterystyka genetyczna populacji głuszcza zasiedlającej TPN. W ramach badań oszacowano liczbę osobników oraz – na podstawie nieinwazyjnie pozyskiwanego materiału biologicznego – określono ich zmienność genetyczną. Wyniki porównano ze wskaźnikami zmienności genetycznej w GOG i BPN.

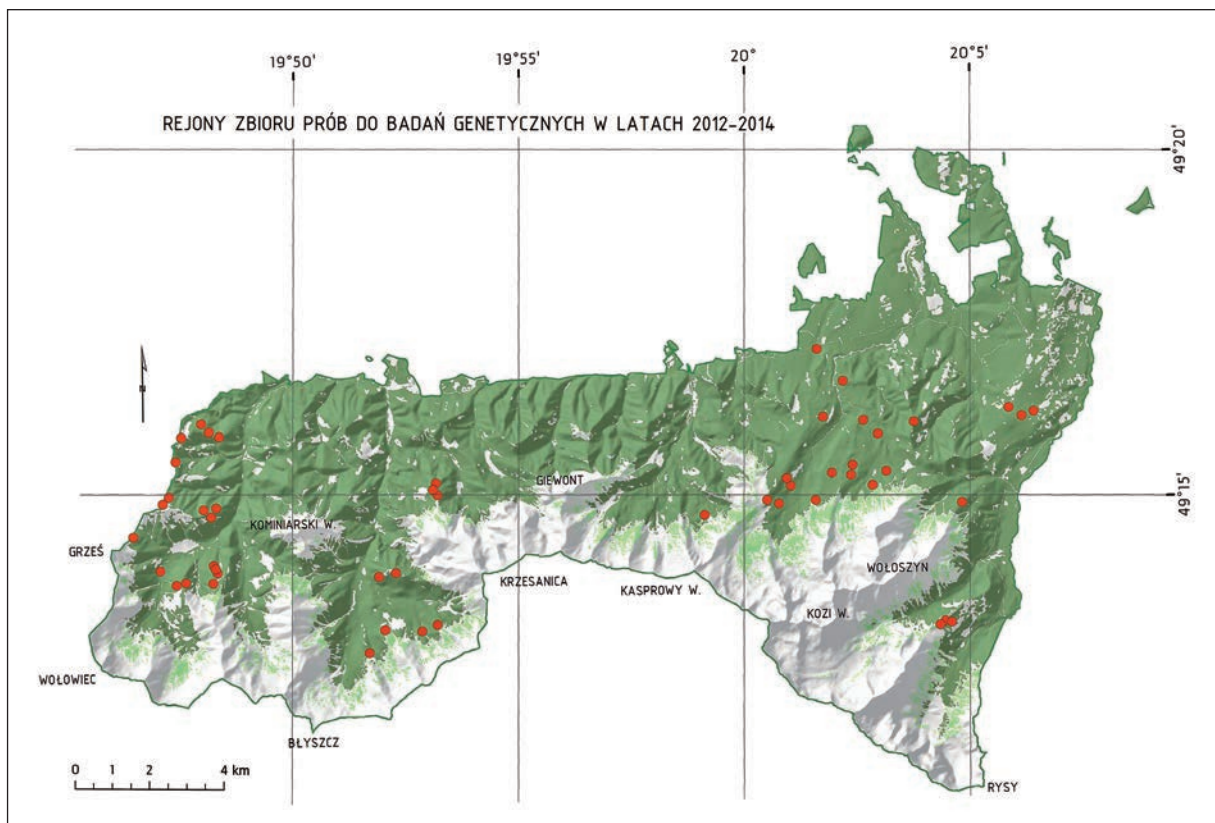
Materiał i metody

W badaniach wykorzystano materiał nieinwazyjny (czyli próby biologiczne pozyskiwane od osobników bez potrzeby ich chwytania: odchody i pióra głuszców) zebrany na terenie TPN. W latach 2012–2014 pozyskano łącznie 221 prób, w tym 218 odchodów i 3 pióra. Zbiory prób przeprowadzono corocznie, od stycznia do maja, w okresie zalegania pokrywy śnieżnej. Sprawdzano miejsca znanych tokowisk, rejony częstych obserwacji ptaków, a także pozostałe lokalizacje, w których głuszcze mogły występować. Położenie terenów, na których dokonywano zbiorów,

przedstawiono na rycinie 1. W roku 2013 ze względu warunki atmosferyczne (intensywne opady śniegu) zebrano znacznie mniej prób niż w sezonach 2012 i 2014. Odchody zbierano w terenie w taki sposób, by ograniczyć prawdopodobieństwo pozyskania wielu niezależnych prób od tego samego osobnika. Knoty zbierane w pojedynczych tropach zabezpieczano jako pojedyncze próby, a w miejscach większej koncentracji odchodów pobierano próbki pod poszczególnymi drzewami noclegowymi i z wnętrza przyzmy. Znalezione odchody suszono w temperaturze pokojowej, następnie umieszczano w pojemniku z żelazem krzemionkowym, opisywano i przekazywano do analiz laboratoryjnych.

DNA było izolowane z piór i odchodów zgodnie z metodyką opisaną przez Rutkowskiego i in. (2005, 2012). Uzyskany materiał posłużył do opracowania profili genetycznych (genotypów) dla zebranych prób. Profile tworzone na podstawie 12 markerów mikrosatelitarnych (Segelbacher i in., 2000; Caizergues i in., 2001; Piertney i Höglund, 2001). Analiza sekwencji mikrosatelitarnych była przeprowadzana z wykorzystaniem automatycznego sekwencjonatora CEQ8000.

Analiza obejmowała kilka etapów. W pierwszej kolejności zidentyfikowano próby o jednakowych genotypach. Przyjmując, że pochodzą od tych samych osobników, określono liczbę osobników występujących na terenie TPN. Następnie na podstawie wskaźników polimorfizmu markerów mikrosatelitarnych uzyskanych dla poszczególnych osobników ustalono poziom zmienności genetycznej badanej



Ryc. 1. Lokalizacje rejonów zbioru prób odchodów i piór głuszców na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego
 Fig. 1. Sampling sites within the area of Tatra National Park

populacji. Do analizy zostały wykorzystane programy GenAlEx v. 6 (Peakall i Smouse, 2001), FSTAT v. 2.9.3 (Goudet, 2001) i Genepop on the Web v. 4.0.10 (Raymond i Rousset, 1995; Rousset, 2008). Trzeci etap polegał na określeniu różnic w poziomie zmienności genetycznej w obrębie populacji oraz poziomu zróżnicowania genetycznego populacji z TPN, GOG i BPN.

Wyniki

Spośród 221 analizowanych prób wiarygodne genotypy udało się określić dla 144 (65%). W tej puli wykryto 57 różnych genotypów. Liczba genotypów stwierdzonych w poszczególnych sezonach wahała się nieznacznie: od 22 do 24 (tab. 1). Blisko połowa genotypów ($N = 25$) została wykryta w więcej niż jednej niezależnie zebranej próbie.

Tab. 1. Informacje o liczbie prób zebranych (Z), w których udało się określić wiarygodne genotypy (WG), oraz o liczbie różnych genotypów (LG) stwierdzonych w poszczególnych sezonach badań. Łączna wartość LG nie stanowi sumy wartości w poszczególnych sezonach, gdyż niektóre genotypy stwierdzono na terenie TPN w więcej niż jednym sezonie badań

Tab. 1. Information about number of samples collected (Z), number of samples with reliable genotypes (WG) and number of unique genotypes (LG) identified in separate seasons.

The value of LG does not constitute a sum of values for each season because some of genotypes were identified in more than one season

	2012	2013	2014	Łącznie
Z	89	53	79	221
WG	62	29	53	144
LG	24	22	24	57

Pozostała część genotypów występowała tylko w pojedynczych próbach.

Spośród 57 zidentyfikowanych genotypów tylko 9 stwierdzono w więcej niż jednym sezonie badań, a zaledwie 2 występowały na terenie badań we wszystkich trzech sezonach.

Polimorfizm analizowanych markerów mikrosatelitarnych ustalony w trakcie badań przedstawiono w tab. 2. W przypadku większości loci stwierdzono od 5 do 7 alleli, a heterozygotyczność obserwowana zawierała się w przedziale 0,5–0,8 (tab. 2). W przypadku dwóch loci (Bg10 i TUT1) odkryto zarówno istotny niedobór heterozygot, jak i istotną wartość współczynnika inbredu (F_{IS}). Średnia obserwowana heterozygotyczność populacji z TPN wynosiła nieco ponad 0,6 i była istotnie niższa od heterozygotyczności oczekiwanej na podstawie prawa Hardy'ego-Weinberga (tab. 2).

Porównanie wskaźników zmienności genetycznej, opartych na liczbie alleli mikrosatelitarnych występujących w poszczególnych loci (ryc. 2.), wykazało, że pod względem poziomu zmienności genetycznej populacja tatrzańska

Tab. 2. Charakterystyka polimorfizmu badanych markerów mikrosatelitarnych w populacji głuszcza z TPN na podstawie 57 zidentyfikowanych genotypów. A – liczba alleli w locus; N_e – efektywna liczba alleli; H_O – heterozygotyczność obserwowana; H_E – heterozygotyczność oczekiwana z prawa Hardy'ego-Weinberga; HWE – wynik testu bezpośredniego na odstępstwo od równowagi Hardy'ego-Weinberga; F_{IS} – współczynnik inbredu; * – istotne odchylenie od równowagi Hardy'ego-Weinberga ($P < 0.05$) lub istotna wartość FIS

Tab. 2. Polymorphisms of microsatellite markers, analysed in population of Capercaillie from TPN, based on 57 identified genotypes. A – number of allele in locus; N_e – effective number of alleles; H_O – heterozygosity observed; H_E – heterozygosity expected from Hardy-Weinberg Equilibrium; HWE – the results of Fisher exact test for Hardy-Weinberg Equilibrium; F_{IS} – inbreeding coefficient; * – significant deviation from Hardy-Weinberg Equilibrium ($P < 0.05$) or significant value of FIS

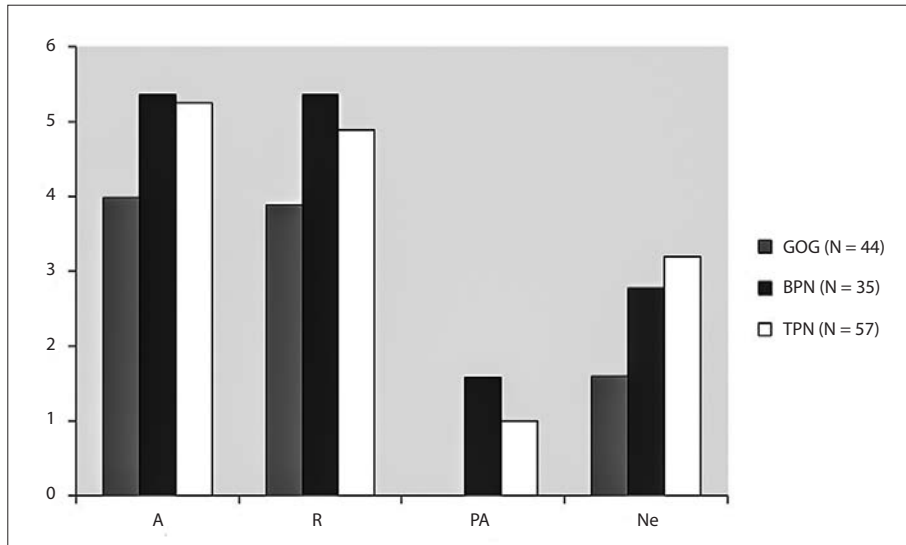
Locus	A	N_e	H_O	H_E	HWE	F_{IS}
BG16	4	3,08	0,786	0,675		-0,146
TTT1	5	2,03	0,500	0,507		0,032
TUT2	5	3,56	0,893	0,719	*	-0,224
BG12	5	2,78	0,464	0,640	*	0,292
TuD4	6	3,06	0,679	0,673		0,011
TUT4	6	5,09	0,714	0,804		0,129
TUT3	6	2,25	0,500	0,556		0,119
BG18	6	3,63	0,821	0,724		-0,116
BG10	5	2,20	0,321	0,545	*	0,426
TuD5	7	3,55	0,679	0,718		0,073
TUT1	3	2,15	0,161	0,534	*	0,706
BG14	5	4,09	0,800	0,756		-0,042
Średnia	5,25	3,12	0,610	0,654	*	0,078

jest zbliżona do głuszców z BPN (średnia wartość $A = 5,36$ i $5,25$ odpowiednio dla BPN i TPN; średnia wartość $R = 5,36$ i $4,88$ odpowiednio dla BPN i TPN). W TPN stwierdzono najwyższą efektywną liczbę alleli (N_e). Wydaje się, że najniższy poziom zmienności genetycznej spośród analizowanych stanowisk karpaccich ma GOG. Natomiast w osłoi tatrzańskiej stwierdzono najwyższy poziom heterozygotyczności (ryc. 3).

Dyskusja

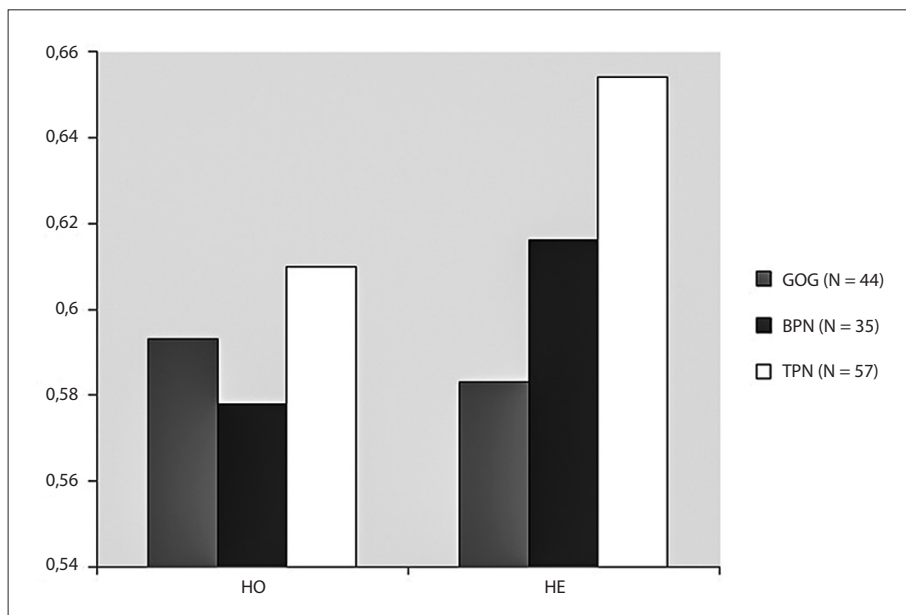
Próby zebrane w latach 2012–2014 do analiz genetycznych potwierdziły obecność głuszcza na terenach większości tokowisk, na których gatunek ten występował w latach wcześniejszych, jednak nie odkryto obecności tych ptaków na dawnych stanowiskach w centralnej części TPN. Może to wynikać ze zmian biotopów (np. w rejonie Krokwi) lub niewystarczającej liczby patroli terenowych.

Materiał nieinwazyjny stanowi niezwykle cenne źródło informacji genetycznej – bardzo często wykorzystywane w przypadku gatunków rzadkich, prowadzących skryty



Ryc. 2. Porównanie wskaźników zmienności genetycznej opartych na liczbie alleli mikrosatelitarnych w trzech krajowych populacjach karpaccich: gorceńskiej ostoi głuszca (GOG, N = 44), Babogórskim Parku Narodowym (BPN, N = 35) i Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN, N = 57). A – średnia liczba alleli występujących w badanych loci mikrosatelitarnych; R – średnia liczba alleli skorygowana na wielkość próby (Petit i in., 1998); PA – średnia liczba alleli „prywatnych”; Ne – efektywna liczba alleli

Fig. 2. Comparison of genetic diversity in three Carpathian strongholds: Gorce Mountains (GOG, N = 44), Babia Góra National Park (BPN, N = 35) and Tatras National Park (TPN, N = 57). A – mean number of allele per locus; R – allelic richness (Petit et al., 1998); PA – mean number of private alleles; Ne – effective number of alleles



Ryc. 3. Porównanie wskaźników zmienności genetycznej opartych na poziomie heterozygotyczności osobników w trzech krajowych populacjach karpaccich: gorceńskiej ostoi głuszca (GOG, N = 44), Babogórskim Parku Narodowym (BPN, N = 35) i Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN, N = 57). HO – heterozygotyczność obserwowana; HE – heterozygotyczność oczekiwana na podstawie prawa Hardy’ego-Weinberga

Fig. 3. Comparison of genetic diversity in three Carpathian strongholds: Gorce Mountains (GOG, N = 44), Babia Góra National Park (BPN, N = 35) and Tatras National Park (TPN, N = 57). HO – heterozygosity observed; HE – heterozygosity expected from Hardy-Weinberg equilibrium

tryb życia lub zagrożonych wyginięciem, w tym także w badaniach ptaków głuszcowych (Rutkowski i in., 2005, 2007, 2012; Regnat i in., 2006a; Jacob i in., 2010). Materiał genetyczny pozyskiwany z takich prób jest jednak zanieczyszczony i pofragmentowany, a ekstrakty charakteryzują się niskim stężeniem DNA (Taberlet i in., 1999; Fernando i in., 2003; Regnaut i in., 2006b). Jednym z następstw użycia materiału nieinwazyjnego mogą być więc niedokładności w określaniu genotypów mikrosatelitarnych poszczególnych osobników. Otrzymane wyniki świadczą o tym, że na terenie TPN w okresie objętym badaniami mogło występować ok. 60 osobników. Jest to liczba bardzo zbliżona do szacowanej w terenie liczebności głuszca w Tatrach (Zawadzka i Zawadzki, 2003), co może oznaczać, że błędy wynikające z wykorzystania materiału nieinwazyjnego były na tyle rzadkie, że nie wpłynęły na uzyskane wyniki. Aby dokładnie określić liczbę głuszców w TPN, trzeba kontynuować badania genetyczne z zastosowaniem procedur ograniczających błędy w genotypowaniu mikrosatelitarnym, np. procedury wieloprobówkowej, czyli kilkukrotnych powtórzeń analiz laboratoryjnych danej próby (Taberlet i in., 1999). Takie metody pozwolą na weryfikację poprawności uzyskiwanych genotypów.

Poziom zmienności genetycznej populacji z TPN jest zbliżony do zmienności genetycznej w BPN, z kolei populacja głuszców w GOG cechuje się nieco niższą od tej grupy zmiennością genetyczną. Głuszce z TPN mają najwyższą heterozygotyczność spośród analizowanych populacji karpackich. Sugeruje to, że na terenie TPN nie dochodzi do kojarzeń w pokrewieństwie, a więc efektywna wielkość populacji i pula genetyczna są na tyle zasobne, że kojarzenia zachodzą losowo. Populacja z TPN stanowi zapewne część większej populacji tatrzańskiej. Pula genetyczna jest prawdopodobnie zasilana przez osobniki ze Słowacji, a być może także przez osobniki z innych polskich ostoi głuszca w Karpatach. Określenie poziomu przepływu genów i migracji osobników między TPN a innymi rejonami występowania głuszca wymaga dalszych badań.

Wyniki dotychczasowych badań populacji głuszca z wykorzystaniem metod genetyki molekularnej sugerują wyraźny związek między stopniem rozdrobnienia populacji i izolacji poszczególnych ostoi a poziomem zmienności genetycznej osobników (Segelbacher i in., 2003; Rutkowski i in., 2005). Populacje z Europy Środkowej, składające się z niewielkiej liczby osobników i zasiedlające pofragmentowane środowisko, charakteryzują się niższymi wskaźnikami zmienności genetycznej (np. niższą liczbą alleli mikrosatelitarnych i heterozygotycznością) od populacji borealnych (Rosja, Skandynawia), liczących miliony osobników, występujących w środowisku o charakterze ciągłym (Rutkowski i in., 2007). W przypadku szacowania poziomu zmienności genetycznej na podstawie markerów mikrosatelitarnych trudno jest porównywać wyniki z różnych prac, m.in. dlatego, że w poszczególnych badaniach są analizowane różne loci mikrosatelitarne lub różna ich liczba. Niemniej jednak wydaje się, że populacja z TPN jest zbliżona pod względem liczby alleli i heterozygotyczności do metapopulacji alpejskiej (Segelbacher i in., 2003). Procesy prowadzące do

podziału populacji są mniej nasilone w rejonach górskich niż na terenach nizinnych, szczególnie w przypadku środowisk leśnych, co potwierdzają badania także innych polskich kuraków, np. jarzątka (*Bonasa banasia*) (Rutkowski i in., 2012). Wydaje się więc, że populacja z TPN jest obecnie o wiele mniej narażona na negatywne następstwa procesów genetycznych niż polskie nizinne populacje głuszca.

Literatura

- Awise J. C., 2010, *Perspective: conservation genetics enters the genomics era*, „Conservation Genetics”, 11: 665–669.
- Caizergues A., Dubois S., Mondor G., Rasplus J. F., 2001, *Isolation and characterisation of microsatellite loci in black grouse (*Tetrao tetrix*)*, „Molecular Ecology Notes”, 1: 36–38.
- Carty J., Ljungqvist C., Prest D., Segura C., Zimmering H., 2009, *How can molecular genetics help us to prioritize taxa for conservation?*, „Journal of Conservation Biology”, 1: 38–45.
- Fernando P., Vidya T. N. C., Rajapakse C., Dangolla A., Melnick D. J., 2003, *Reliable noninvasive genotyping: Fantasy or reality?*, „Journal of Heredity”, 94: 115–123, DOI: 10.1093/jhered/esg022.
- Goudet J., 2001, *FSTAT V2.9.3, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices*, <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>.
- Hedrick P. W., 2001, *Conservation genetics: where are we now?*, „Trends in Ecology & Evolution”, 16: 629–636.
- Höglund J., Larsson J. K., Jansman H. A. H., Segelbacher G., 2007, *Genetic variability in European black grouse (*Tetrao tetrix*)*, „Conservation Genetics”, 8: 239–243.
- Höglund J., Larsson J. K., Corrales C., Santafé G., Baines D., Segelbacher G., 2011, *Genetic structure among black grouse in Britain: Implications for designing conservation units*, „Animal Conservation”, 14: 400–408.
- Jacob G., Debrunner R., Gugerli F., Schmid B., Bollmann K., 2010, *Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples*, „Conservation Genetics”, 11: 33–44, DOI: 10.1007/s10592-008-9794-8.
- Kalinowski S. T., 2005, *A computer program for performing rarefaction on measures of allelic diversity*, „Molecular Ecology”, 5: 187–189.
- Lebigre C., Alatalo R. V., Forss H. E., Siitari H., 2008, *Low levels of relatedness on black grouse leks despite male philopatry*, „Molecular Ecology”, 17: 4512–4521.
- Liukkonen-Anttila T., Ratti O., Kvist L., Helle P., Orell M., 2004, *Lack of genetic structuring and subspecies differentiation in the capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Finland*, „Annales Zoologici Fennici”, 41: 619–643.
- Paekal R., Smouse P. E., 2001, *GenALEx V6: Genetic Analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research*, <http://www.anu.edu.au/BoZo/GenALEx/>.
- Petit R. J., El Mousadik A., Pons O., 1998, *Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers*, „Conservation Biology”, 12: 844–855.

- Piertney S. B., Höglund J., 2001, *Polymorphic microsatellite DANN markers in black grouse (Tetrao tetrix)*, „Molecular Ecology”, 1: 303–304.
- Raymond M., Rousset F., 1995, *GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenism*, „Journal of Heredity”, 86: 248–249.
- Regnaut S., Christe P., Chapuisat M., Fumagalli L., 2006a, *Genotyping faeces reveals facultative kin association on capercaillie's leks*, „Conservation Genetics”, 7: 665–674.
- Regnaut S., Lucas F. S., Fumagalli L., 2006b, *DNA degradation in avian faecal samples and feasibility of non-invasive genetic studies of threatened capercaillie populations*, „Conservation Genetics”, 7: 449–453. DOI: 10.1007/s10592-005-9023-7.
- Rousset F., 2008, *Genepop'007: a complete reimplementation of the Genepop software for Windows and Linux*, „Molecular Ecology Resources”, 8: 103–106.
- Rutkowski R., Keller M., Jagólkowska P., 2007, *Species and subspecies – molecular genetics in studies of European Tetraonidae / Populacje i podgatunki – genetyka molekularna w badaniach europejskich głuszcowatych Tetraonidae*, „Notatki Ornitologiczne” 48: 260–274 [in Polish with English summary].
- Rutkowski R., Keller M., Jagólkowska P., 2012, *Population genetics of the hazel hen Bonasa bonasia in Poland assessed with non-invasive samples*, „Central European Journal of Biology”, 7: 759–775.
- Rutkowski R., Suchecka E., Zawadzka D., 2013, *Migracyjność zależna od płci a genetyczna struktura populacji kuraków leśnych*, „Postępy Techniki w Leśnictwie”, 122: 28–33.
- Rutkowski R., Zawadzka D., Jagólkowska P., Zawadzki J., 2009, *Badania genetyczne głuszca – weryfikacja danych ekologicznych i kierunków ochrony* [w:] Anderwald D. (red.), *Zdobycze nauki i techniki dla ochrony przyrody w lasach*, „Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej”, 21: 75–83.
- Rutkowski R., Niewęglowski H., Dziedzic R., Kmieć M., Goździewski J., 2005, *Genetic variability of Polish population of the Capercaillie Tetrao urogallus*, „Acta Ornithologica”, 40: 27–34.
- Segelbacher G., Storch I., 2002, *Capercaillie in the Alps: genetic evidence of metapopulation structure and population decline*, „Molecular Ecology”, 11: 1669–1677.
- Segelbacher G., Höglund J., Storch I., 2003, *From connectivity to isolation: Genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe*, „Molecular Ecology”, 12: 1773–1780.
- Segelbacher G., Wegge P., Sivkov A. V., Höglund J., 2007, *Kin groups in closely spaced capercaillie leks*, „Journal of Ornithology”, 148: 79–84, DOI: 10.1007/s10336-006-0103-3.
- Segelbacher G., Paxton R. J., Steinbruck G., Trontelj P., Storch I., 2000, *Characterization of microsatellites in capercaillie Tetrao urogallus (AVES)*, „Molecular Ecology”, 9: 1934–1935.
- Taberlet P., Luikart G., Waits L. P., 1999, *Noninvasive genetic sampling: Look before you leap*, „Trends in Ecology and Evolution”, 14: 323–327, DOI: 10.1016/S0169-5347(99)01637-7.
- Zawadzka D., Zawadzki J., 2003, *Głuszcak*, „Monografie Przyrodnicze”, Klub Przyrodników, Świebodzin, 11.

Aktualne rozmieszczenie płazów na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego na tle badań prowadzonych w drugiej połowie XX wieku

Current distribution of amphibians in Tatra National Park compared to previous studies from the second half of the XXth century

Izabela Sadza¹, Stanisław Bury², Wioleta Oleś¹, Bartłomiej Zając²,
Krystyna Żuwała¹, Maciej Pabijan^{1,2}

¹ Uniwersytet Jagielloński, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Zakład Anatomii Porównawczej, ul. Gronostajowa 9, 30-387 Kraków; e-mail: izabela.sadza@gmail.com

² Uniwersytet Jagielloński, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Instytut Nauk o Środowisku, ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków

Streszczenie

W ostatnich dziesięcioleciach fauna płazów uległa na wielu obszarach znacznemu zubożeniu. Kluczowe jest zatem szczegółowe rozpoznanie stanu populacji płazów, a także zmian ich liczebności w czasie i przestrzeni. Herpetofauna Tatrzańskiego Parku Narodowego była niejednokrotnie badana w XX w., a ostatnie dostępne dane pochodzą sprzed ok. 30 lat. Celami niniejszej pracy są ustalenie obecnego wzorca rozmieszczenia płazów oraz porównanie go z danymi historycznymi. W artykule zaprezentowano badania prowadzone w latach 2013–2014 (kontynuacja jest planowana na lata 2015–2016), w sezonie najwyższej aktywności płazów na terenach górskich, czyli od kwietnia do sierpnia. Każde stanowisko rozrodcze płazów (zbiorniki wodne) kontrolowano minimum dwukrotnie w sezonie.

Odnotowano 323 stanowiska (od niewielkich kolein po duże stawy wysokogórskie), z czego 219 (68%) było zasiedlanych przez płazy. Na obszarze objętym badaniami odnotowano 6 gatunków: *Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Bombina variegata*, *Ichthyosaura (Mesotriton) alpestris*, *Lissotriton montandoni*, *Salamandra salamandra*. W przypadku czterech gatunków (*B. variegata*, *L. montandoni*, *I. alpestris*, *S. salamandra*) stwierdzono spadek liczby stanowisk w porównaniu z danymi historycznymi. Dla salamandry plamistej (1 stanowisko z 10 historycznych) i kumaka górskiego (7 stanowisk z 22 historycznych) jest to spadek znaczący. W przypadku trzech gatunków wykazano niższy zasięg pionowy (*B. variegata*, *I. alpestris*, *S. salamandra*), a dwóch – nieznacznie wyższy (*B. bufo*, *L. montandoni*). Zasięg występowania rozrodczej populacji żaby trawnej (*R. temporaria*) nie zmienił się w ostatnim czasie. Najważniejsze z zaobserwowanych zagrożeń to zarastanie otwartych przestrzeni i polan przez świerka, naturalna sukcesja niewielkich zbiorników wodnych oraz śmiertelność płazów na drogach.

Słowa kluczowe: płazy, Tatry, monitoring, rozmieszczenie

Abstract

Amphibian species richness has significantly decreased in many areas in recent decades. Therefore understanding population dynamics is key in preventing declines in species diversity. The amphibian fauna of Tatra National Park (TPN) was surveyed repeatedly in the twentieth century, with the most recent data collected about 30 years ago. The aim of this study was to determine current local species distributions and to compare present data with historical records. We report preliminary inventory data from 2013–2014 (a continuation is planned in 2015–2016). Fieldwork was carried out from April to August. Each water reservoir was surveyed at least twice per season.

A total of 323 water reservoirs of various size (from small water-filled wheel ruts to large alpine ponds) were surveyed of which 219 (68%) were inhabited by 6 species of amphibians: *Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Bombina variegata*, *Ichthyosaura (Mesotriton) alpestris*, *Lissotriton montandoni*, *Salamandra salamandra*. In the case of 4 species (*B. variegata*, *L. montandoni*, *I. alpestris*, *S. salamandra*) we found a decrease in numbers of inhabited localities in comparison with historical data. In particular, the fire salamander (1 locality of 10 historic) and the yellow-bellied toad (7 localities of 22 historic) declined substantially. In the case of 3 species a lower vertical range was observed (*B. variegata*, *I. alpestris*, *S. salamandra*), and for 2 it was slightly higher (*B. bufo*, *L. montandoni*). *R. temporaria* has not changed its local distribution. The most important threats include the overgrowth of open areas and meadows by spruce, natural succession of small water bodies and road mortality.

Keywords: amphibians, Tatra Mountains, monitoring, distribution

Wstęp

Postępujący spadek różnorodności biotycznej jest obecnie jednym z największych problemów ochrony przyrody. Przyczyn, dla których na wielu obszarach liczba gatunków maleje z roku na rok, jest dużo. Wśród najważniejszych wymieniane są: wzrost chemicznych zanieczyszczeń środowiska (Hall i Henry, 1992), inwazje gatunków obcych, a przede wszystkim zanik i fragmentacja siedlisk (Wells, 2007). Płazy – jako zwierzęta związane z dwoma środowiskami: wodnym i lądowym – są szczególnie wrażliwe na wszelkie zmiany w otoczeniu (Fisher i Shaffer, 1996). Spadek liczebności wybranych gatunków dotyczy również populacji w obrębie obszarów chronionych, które z założenia powinny zabezpieczać faunę i florę przed wpływem niekorzystnych czynników.

Do właściwej oceny stanu zachowania gatunków niezbędny jest wieloletni monitoring, jednak tylko nieliczne obszary w Polsce, w tym chronione, są objęte monitoringiem herpetologicznym. W Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN) skład i rozmieszczenie batrachofauny były badane kilkakrotnie (Fudakowski, 1965; Juszczyk, 1987; Młynarski i Zemanek, 1996; Świerad, 1988, 2003). Niemniej tylko jedna praca (Świerad, 2003) przedstawia pełne opracowanie całego obszaru TPN, gdzie badania prowadzone były w latach 1980–1984. Porównanie tych informacji z wynikami aktualnych badań pozwala na określenie trendów

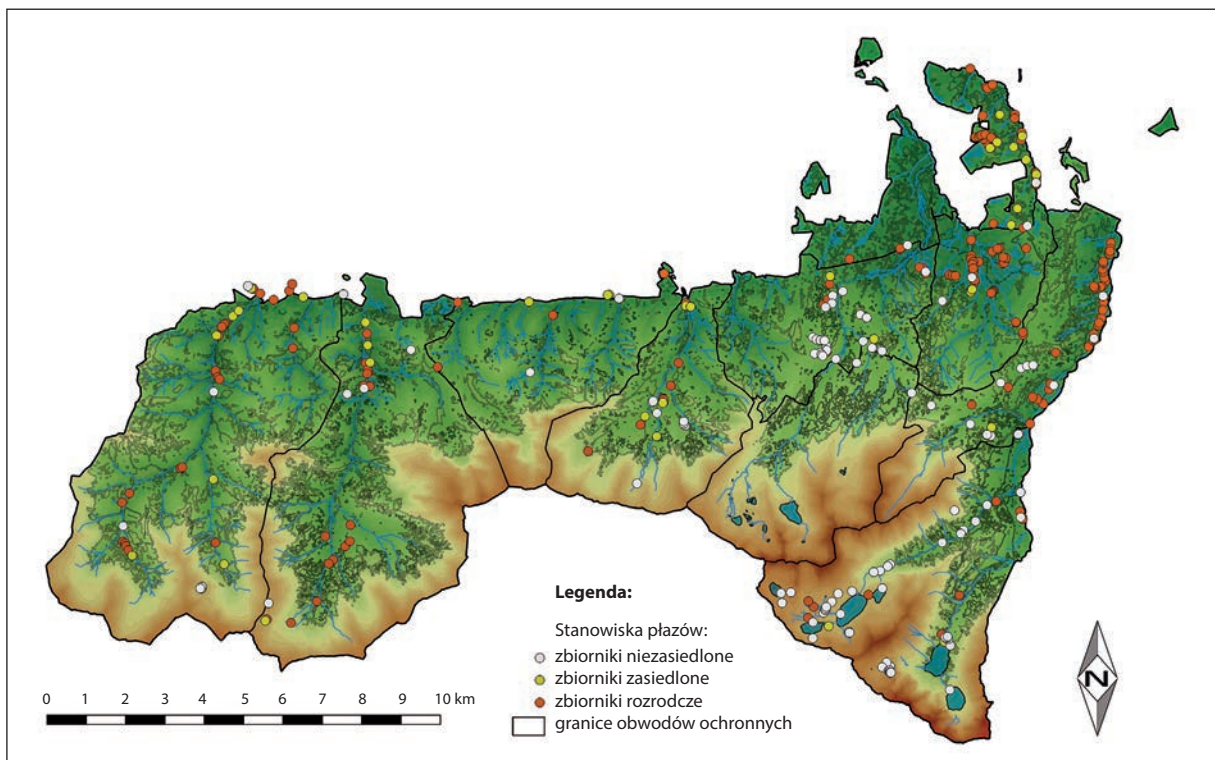
populacyjnych wykazywanych przez poszczególne gatunki na przestrzeni dziesięcioleci. Skład gatunkowy płazów i liczebność osobników mogą bowiem ulegać zmianom w związku z dynamicznymi procesami przyrodniczymi typowymi dla obszarów górskich oraz wskutek działalności człowieka, na którą składają się głównie gospodarka leśna i turystyka wraz z infrastrukturą (Świerad, 2003).

Niniejszy artykuł ma na celu przedstawienie aktualnego rozmieszczenia płazów w TPN na tle danych historycznych. Wyniki, które prezentujemy, mają charakter wstępny i opisowy, ponieważ są efektem jedynie części prac przewidzianych w projekcie inwentaryzacji i monitoringu herpetologicznego. Ukończenie prac planowane jest w roku 2016.

Materiały i metody badań

Wyniki inwentaryzacji płazów w TPN dotyczą obserwacji prowadzonych w latach 2013–2014 oraz są zestawiane z wcześniejszymi opracowaniami z tego zakresu (Młynarski, 1962, 1976; Fudakowski, 1965; Kaźmierczak, 1966; Malinowski, 1973; Juszczyk, 1987; Świerad, 1988, 2003; Młynarski i Zemanek, 1996; Zwijacz-Kozica, 1991). Prezentowane przez nas dane (Sadza, 2014) obejmują obszar TPN poza obwodem ochronnym Gąsienicowa, którego inwentaryzację przewidziano na późniejszy etap projektu – lata 2015 i 2016 (ryc. 1).

Badania terenowe prowadzono w okresie najwyższej aktywności rozrodczej płazów na terenach górskich, czyli od kwietnia do sierpnia. Stanowisk rozrodczych poszukiwano za pomocą map topograficznych oraz informacji zebranych z literatury i od pracowników terenowych TPN.



Ryc. 1. Rozmieszczenie zbiorników wodnych na terenie TPN zinwentaryzowanych w latach 2013–2014
 Fig. 1. Distribution of water bodies in Tatra National Park inventoried in 2013–2014

Każdy z odnotowanych zbiorników wodnych kontrolowano każdego roku co najmniej dwukrotnie: wiosną i latem. Tak zaplanowane badania miały na celu stwierdzenie obecności gatunków odbywających gody krótko i masowo w okresie wczesnej wiosny oraz tych, które mają wydłużony okres godów i są odnotowywane dopiero w miesiącach późniejszych (Bonk i Pabijan, 2010), tj. w czerwcu i lipcu. Płazy wykrywano metodą dokładnej obserwacji zbiornika oraz jego okolic i/lub przy użyciu czepaka herpetologicznego. Poszczególne gatunki oznaczano na podstawie klucza do płazów Polski (Berger, 2000) z uwzględnieniem etapu rozwojowego (osobniki dorosłe, świeżo przeobrażone oraz larwy i skrzek). Zbiorniki, w których obserwowano jedynie dorosłe osobniki (niewykazujące aktywności rozrodczej), klasyfikowano jako zasiedlone. Za stanowiska rozrodcze uznawano zaś te zbiorniki, w których podczas przynajmniej jednej kontroli stwierdzono obecność osobników w trakcie godów, larwy bądź skrzek.

Wyniki i dyskusja

W trakcie badań zinwentaryzowano 323 zbiorników wodnych, z których 219 zasiedlały płazy; 181 zbiorników zaklasyfikowano jako stanowiska rozrodcze (ryc. 1). Liczba zbiorników wykazanych obecnie jest wyższa od podawanej we wcześniejszych opracowaniach (Świerad, 2003). Na badanym przez nas obszarze Świerad (2003) podaje 58 stanowisk, które uznaje za reprezentatywne dla tego terenu. Niniejsza praca obejmuje natomiast wszystkie wykryte zbiorniki na badanym obszarze TPN zasiedlone przez płazy. Najczęściej są to zbiorniki niewielkie, zajmujące po-

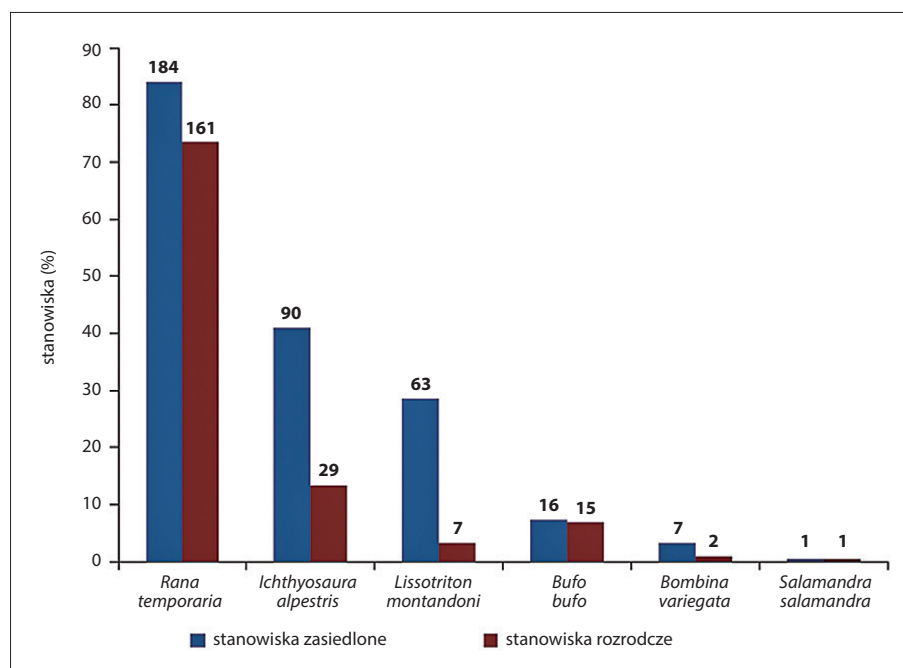
Tab. 1. Bogactwo gatunkowe płazów w inwentaryzowanych zbiornikach wodnych (Sadza, 2014 – zmodyfikowano)

Tab. 1. *Amphibian species richness in surveyed ponds (Sadza, 2014 – modified)*

Liczba gatunków w zbiorniku	Liczba stanowisk	% wszystkich stanowisk
5	1	0,5
4	7	3,2
3	42	19,2
2	37	16,9
1	132	60,2
Suma	219	100

wierzchnię do 10 m² (120 z 219 stanowisk), w większości pochodzenia antropogenicznego (128 stanowisk) – głównie koleiny. Płazy zasiedlają również naturalne zbiorniki, przede wszystkim stawy (49 stanowisk; Sadza, 2014).

Wykazano obecność sześciu gatunków płazów. Są to: żaba trawna (*Rana temporaria*), ropucha szara (*Bufo bufo*), kumak górski (*Bombina variegata*), traszka górska [*Ichthyosaura (Mesotriton) alpestris*], traszka karpacka (*Lissotriton montandoni*) i salamandra plamista (*Salamandra salamandra*). W obrębie poszczególnych stanowisk różnorodność gatunkowa płazów była stosunkowo niska. W większości zbiorników wykryto tylko jeden gatunek, jedynie na Polanie Huciska (1002 m n.p.m.) odnotowano występowanie pięć gatunków płazów w jednym zbiorniku (tab. 1).



Ryc. 2. Zestawienie liczby stanowisk na terenie TPN zasiedlonych przez poszczególne gatunki płazów, w tym stanowiska rozrodcze; wartości nad słupkami oznaczają liczbę stanowisk (Sadza, 2014)
Fig. 2. Comparison of amphibian localities in the Tatra National Park inhabited by various species of amphibians, including breeding ponds; the number over the column is the number of localities (Sadza, 2014)

W literaturze znaleźć można informacje o występowaniu na badanym obszarze jeszcze jednego gatunku – traszki zwyczajnej (*Lissotriton vulgaris*), notowanej uprzednio w Stawie Toporowym Niżnim (Sembrat i in., 1957; Świerad, 1988, 2003). Jednak obecności tej traszki od wielu lat nie potwierdzono. Z kolei obserwacja pojedynczego osobnika żaby zielonej (*Pelophylax sp.*) przy granicy Parku, podawana przez Malinowskiego (1973), dotyczy prawdopodobnie przypadkowego zawleczenia; wskazują na to wymagania siedliskowe gatunku (Juszczak, 1987; Świerad, 2003).

Bieżące badania wykazały, że najczęściej spotykany w TPN gatunek płaza, tj. żaba trawna (*R. temporaria*), zasiedla niemal cały badany obszar. We wcześniejszych kompleksowych badaniach na terenie TPN (Świerad, 2003) zanotowano 55 stanowisk, spośród których potwierdzono współcześnie 23; dodatkowo wykazano 172 nowe lokalizacje. Żaba trawna występuje zarówno na stanowiskach położonych w najniższych częściach Parku, jak i na tych zlokalizowanych wysoko w górach. Najwyższe odnotowane obecnie stanowisko występowania i rozrodu zlokalizowano w Dolinie Pięciu Stawów Polskich na wysokości 1775 m n.p.m. (ryc. 3a). Pionowy zasięg występowania tego gatunku w Tatrach nie uległ zmianie na przestrzeni ostatnich 20 lat – populacje rozrodcze do 1800 m n.p.m. notowali bowiem wcześniej Młynarski i Zemanek (1996) oraz Świerad (2003). Wzmianki literaturowe dotyczące obserwacji na większych wysokościach, ok. 2000 m n.p.m. i wyżej, dotyczyły pojedynczych osobników poza okresem godowym (Młynarski, 1976; Młynarski i Zemanek, 1996; Świerad, 2003).

Kolejny pod względem liczebności gatunek – traszka górska (*I. alpestris*) – był historycznie obserwowany w podobnym zakresie wysokości jak żaba trawna, jednak mniej licznie i na mniejszej liczbie stanowisk. W poprzednich badaniach stwierdzono obecność tego gatunku na 55 stanowiskach, spośród których obecnie potwierdzono 22; dodatkowo odnaleziono 68 nowych lokalizacji. Traszka górska wykazuje dziś niższy zasięg wysokościowy niemalże na całym obszarze TPN (ryc. 3b), a jej najwyżej położone stanowisko to Siwe Stawki na wysokości 1733 m n.p.m. Z kolei Świerad (2003) obserwował ten gatunek na wysokości 1800 m n.p.m. (Stara Koleba). W latach 2013–2014 nie stwierdzono traszki górskiej w Wyżniej Dolinie Chochołowskiej ani w Dolinie Pięciu Stawów Polskich (ryc. 3b).

Traszkę karpacką zanotowano w poprzednich latach na 33 stanowiskach, spośród których obecnie potwierdzono 15; dodatkowo odnaleziono 48 nowych lokalizacji. Zasięg wysokościowy tego gatunku uległ zmianom głównie w Tatrach Zachodnich (ryc. 3c). W rejonie Doliny Chochołowskiej traszka karpacka nie jest już bowiem wykazywana w Dolinie Wyżniej Chochołowskiej czy Dolinie Jarząbczej. Obecnie najwyżej położone stanowisko w tym rejonie znajduje się na Polanie Trzydniowiańskiej (1098 m n.p.m.). Z kolei w rejonie Doliny Kościeliskiej gatunek jest obecny nie tylko na Niżniej Polanie Pyszniańskiej (1300 m; Świerad, 2003), lecz także powyżej (na wysokości 1511 m n.p.m.). We wschodniej części Parku najwyższe współczesne stanowisko znajduje się na 1147 m n.p.m. (Brzeziny), podczas gdy historyczny zasięg wysokościowy traszki karpackiej był

w tej części TPN nieco wyższy (1350 m n.p.m. – Polana Waksmundzka; Świerad, 2003).

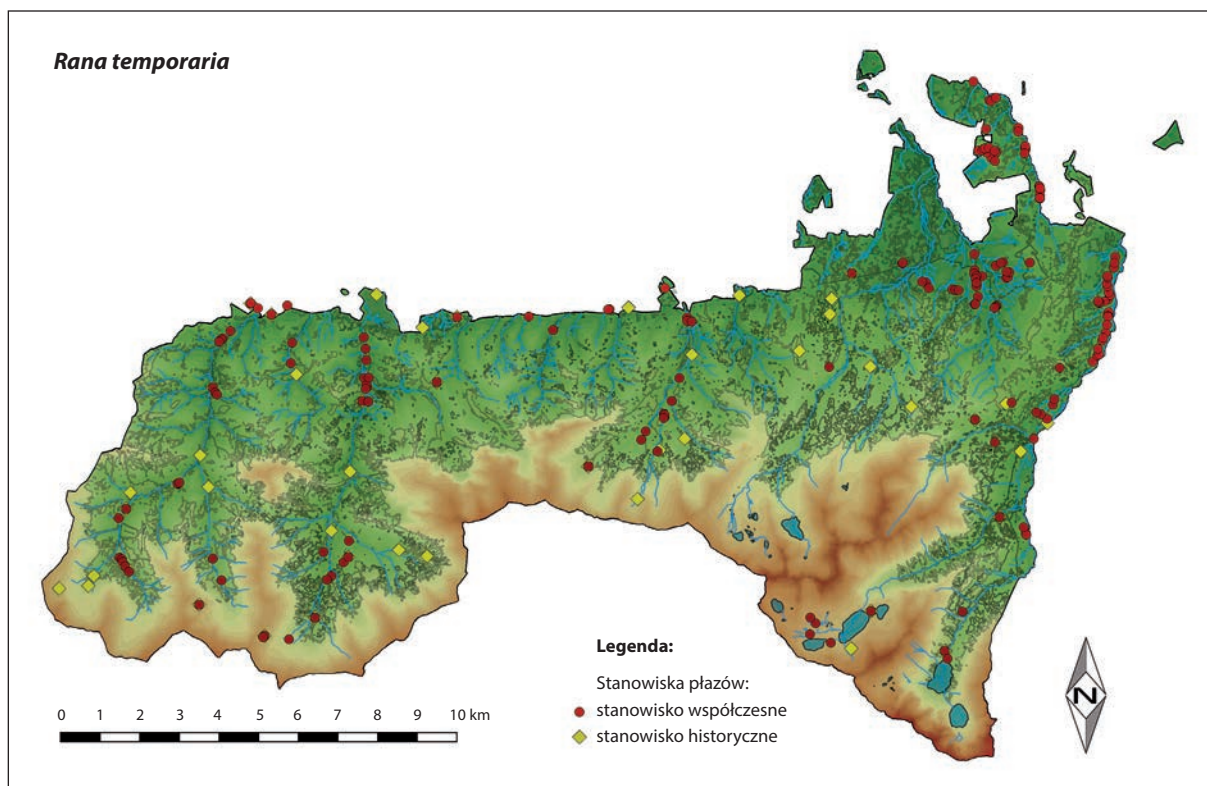
Ropucha szara stosunkowo licznie występuje w rejonie Doliny Chochołowskiej (ryc. 3d). Poza tym terenem odnotowuje się ją sporadycznie (stary kamieniołom w Brzezinach, Staw Smreczyński). Dane literaturowe wskazują 12 stanowisk, spośród których obecnie potwierdzono 9; dodatkowo odnaleziono 7 nowych lokalizacji. Ropucha wykazuje zmianę lokalnego zasięgu występowania: w rejonie Doliny Chochołowskiej gatunek ten stwierdzono ok. 135 m wyżej, a w rejonie Doliny Kościeliskiej – 75 m niżej w stosunku do danych Świerada (2003).

Pozostałe dwa gatunki, czyli kumak górski i salamandra płamista, wykazują największy spadek liczby stanowisk na terenie Tatr spośród występujących tutaj gatunków płazów. Kumaka górskiego zanotowano na 7 stanowiskach spośród 22 historycznych. Obecnie osobniki tego gatunku spotkać można jedynie w najniższej położonych częściach Parku i w Tatrach Zachodnich (Polana Huciska – ok. 1000 m n.p.m., Dolina Lejowa – 993 m n.p.m.; ryc. 3e). Wyjątkiem jest obserwacja kumaka na wysokości 1344 m n.p.m. w rejonie Tatr Wysokich (ryc. 3e). Z kolei salamandrę płamistą stwierdzono na tylko 1 stanowisku (946 m n.p.m. – Dolina Strążyńska; ryc. 3f) spośród 10 historycznych lokalizacji. Ponadto jedna niepotwierdzona informacja (M. Owca, inf. ustna) pochodzi z terenu Kośnych Hamrów na wysokości ok. 800 m n.p.m. Jeszcze w latach 80. XX w. osobniki tego gatunku były notowane niemal do 1190 m n.p.m. (Polana Rusinowa; Świerad, 2003).

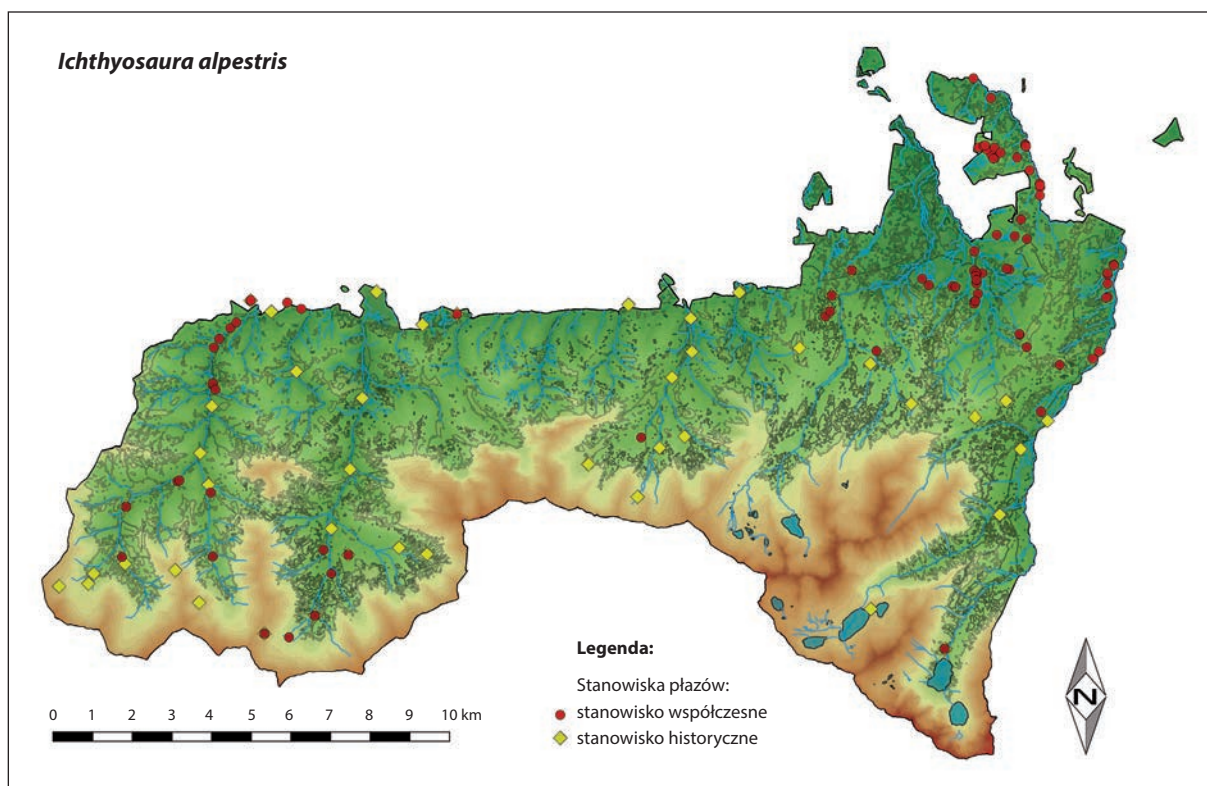
Uwagi do zagrożeń

Wstępne wyniki inwentaryzacji z dwóch sezonów (2013–2014) dowodzą spadku liczby stanowisk co najmniej czterech spośród sześciu gatunków płazów występujących w TPN, przy czym dla dwóch z nich (kumak górski, salamandra płamista) jest to spadek znaczny i alarmujący. Lokalny zasięg wszystkich gatunków – z wyjątkiem żaby trawnej – różni się od historycznego.

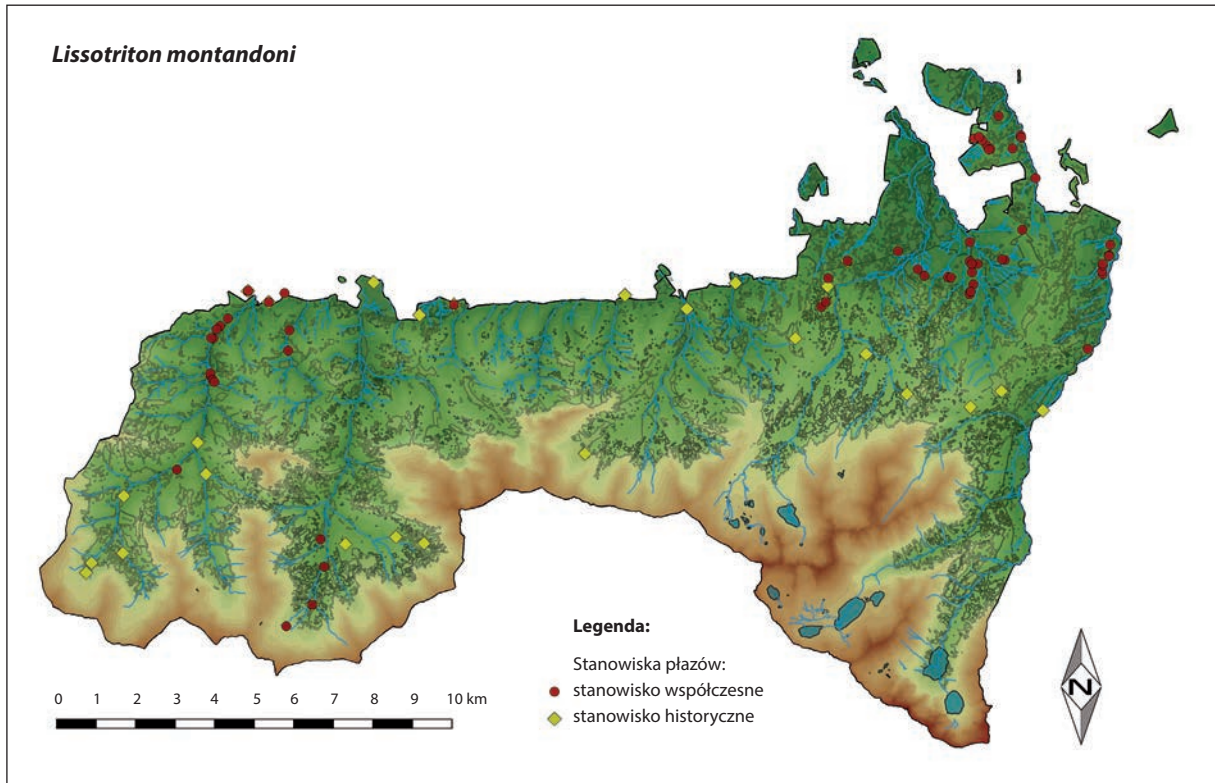
W kontekście ochrony płazów w TPN należy pamiętać, że wymarcie lokalnych populacji (np. zamieszkujących wyżej położone stawy polodowcowe) i kolonizacja nowych obszarów to procesy naturalne. Wynikają one ze znacznych wahań w liczebności osobników w lokalnych populacjach (Wells, 2007) oraz z tego, że siedliska rozrodcze płazów – drobne zbiorniki wodne – są krótkotrwałymi elementami krajobrazu i stopniowo zanikają. Ponadto z przeprowadzonych obserwacji wynika, że na początku sezonu rozrodczego skrzek płazów w zbiornikach wodnych TPN często przemarza, natomiast latem niektóre zbiorniki zupełnie wysychają; w obu przypadkach larwy wszystkich płazów giną. To z kolei oznacza, że warunki środowiskowe w TPN dla większości gatunków są skrajnie i niekorzystne. Należy się zatem spodziewać znacznych rocznych wahań liczebności poszczególnych gatunków płazów oraz zmian w lokalnych zasięgach. Niemniej jednak poważny spadek liczebności populacji salamandry płamistej i kumaka górskiego daje podstawę, aby rozpatrywać potencjalny



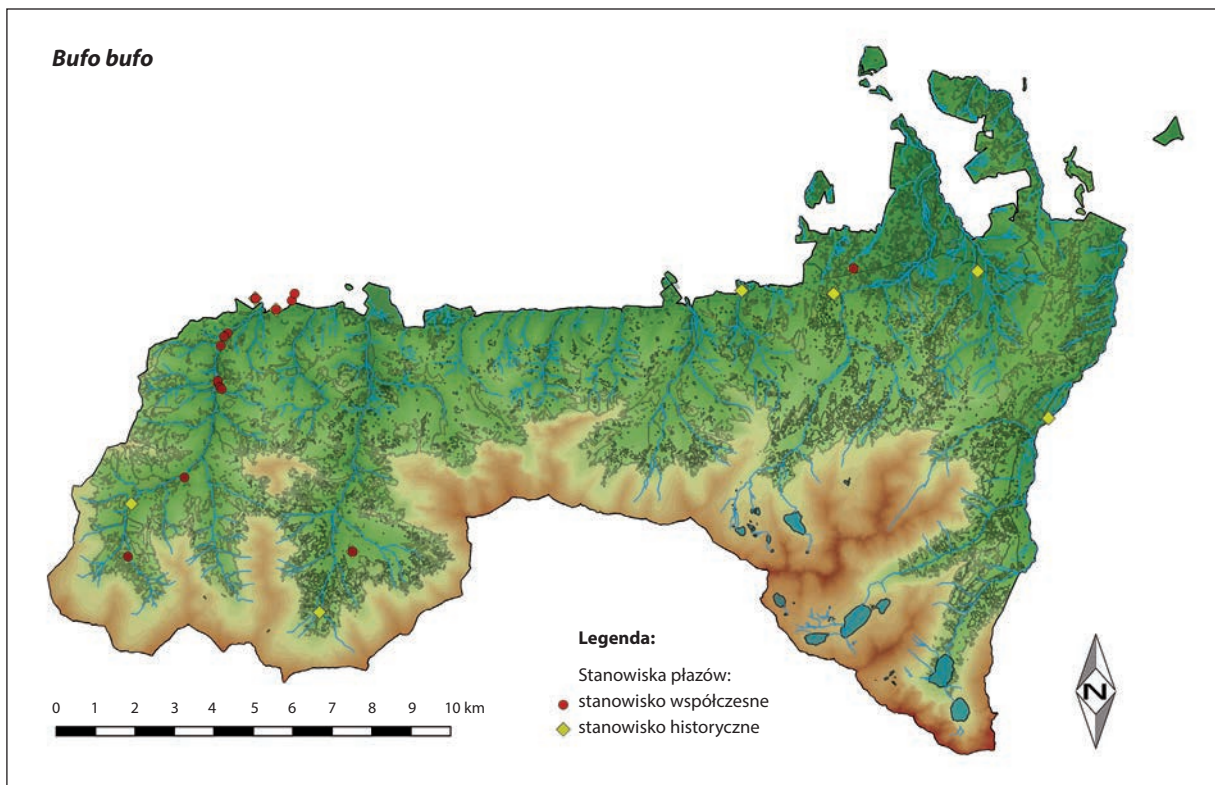
Ryc. 3a. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: a – żaba trawna
 Fig. 3a. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: a – common frog



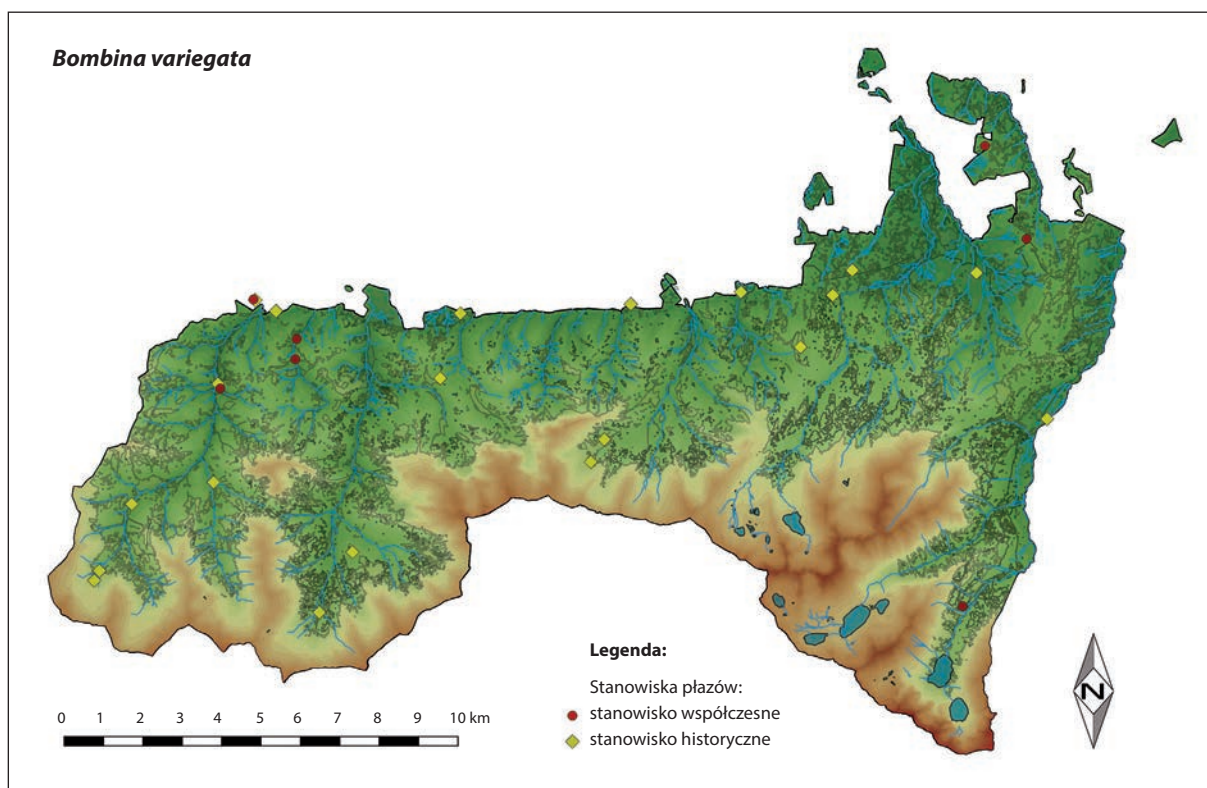
Ryc. 3b. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: b – traszka górską
 Fig. 3b. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: b – alpine newt



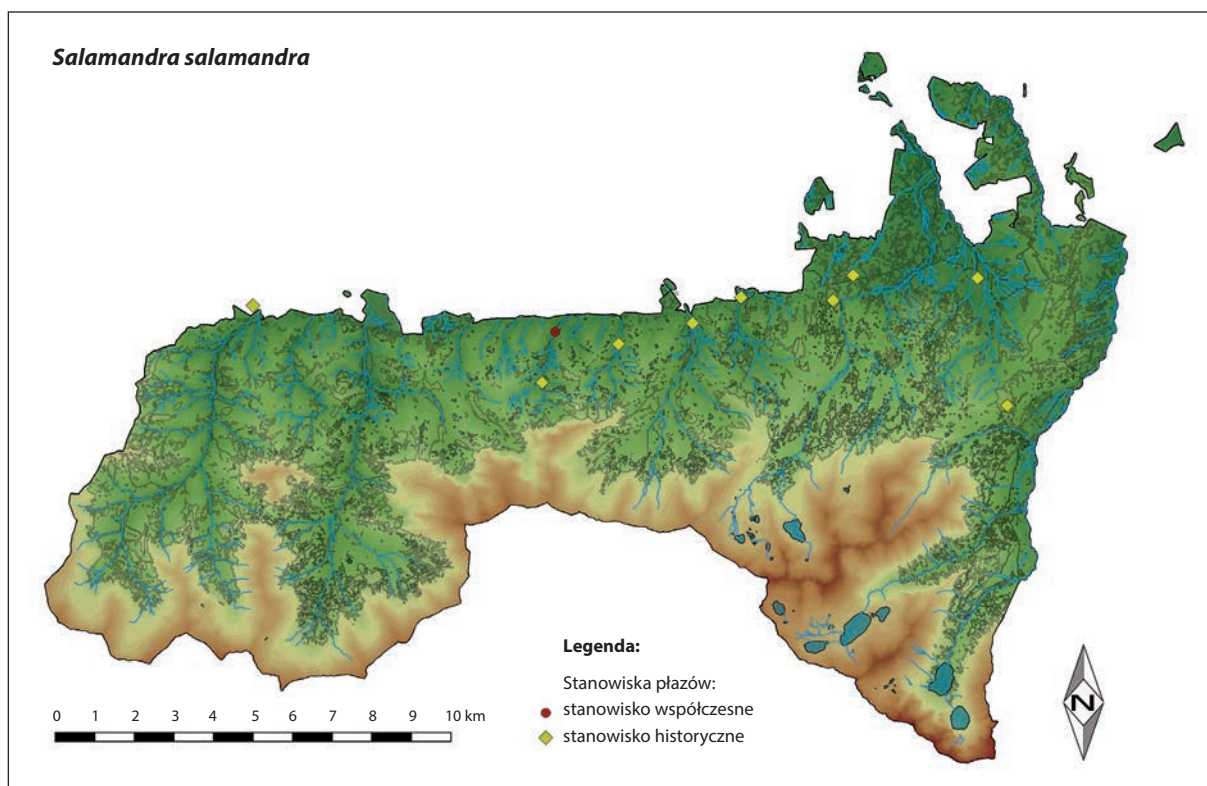
Ryc. 3c. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: c – traszka karpacka
 Fig. 3c. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: c – Carpathian newt



Ryc. 3d. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: d – ropucha szara
 Fig. 3d. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: d – common toad



Ryc. 3e. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: e – kumak górski
 Fig. 3e. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: e – yellow-bellied toad



Ryc. 3f. Rozmieszczenie współczesnych i historycznych stanowisk płazów w TPN: f – salamandra plamista
 Fig. 3f. Distribution of present and historical localities of amphibians in Tatra National Park: f – fire salamander

negatywny wpływ działalności człowieka na stan zachowania płazów w TPN.

Jednym z czynników szkodliwych dla płazów było wprowadzenie monokultur świerkowych w reglu dolnym. Spowodowało to duży spadek liczby siedlisk dogodnych dla salamandry plamistej, której środowiskiem życia są lasy liściaste i mieszane (Zakrzewski, 2007). Negatywnym skutkiem tych nasadzeń było również zakwaszenie ekosystemów wodnych i glebowych. Jest to niekorzystne dla rozrodu płazów, gdyż w wodzie o pH poniżej 6,6 nie spotyka się larw salamandry w naturze (Zakrzewski, 2007), a rozwój larw innych gatunków płazów w takim środowisku zostaje spowolniony (Świerad, 2003).

Większość zbiorników rozrodczych płazów ulokowanych w najniższych częściach TPN jest pochodzenia antropogenicznego. Dotyczy to zwłaszcza kolein powstałych w wyniku ruchu kołowego związanego z transportem drewna. Choć powstałe koleiny stwarzają dogodne warunki do rozrodu płazów górskich, szczególnie traszek, takie miejsca są narażone na rozjeżdżanie przez pojazdy, a także na zanieczyszczenia, np. olej wyciekający ze sprzętu ciężkiego.

Znaczenie ma też intensywny ruch turystyczny. Możliwe są incydenty zdeptania niewielkich i trudnych do zauważenia, świeżo przeobrażonych płazów lub wyrzucania śmieci do niektórych zbiorników, jak również zniszczenie zbiorników podczas przebudowy lub renowacji szlaków. Przykład takiego miejsca stanowi obecnie Dolina Lejowa, w której zbiorniki zasiedlone przez kilka rzadkich w Tatrach płazów (np. kumaka górskiego) leżą tuż przy szlaku, niemal na niego zachodząc. Podczas ewentualnego remontu szlaku po zniszczeniach wywołanych wiatrołomem zimą 2013/2014 powinno się zatem uwzględnić utworzenie zbiorników kompensacyjnych w bezpośrednim sąsiedztwie.

Istotny wpływ na śmiertelność płazów ma ruch samochodowy na drogach asfaltowych przecinających szlaki migracyjne płazów (droga Oswalda Balzera). Zalecanym działaniem jest montowanie zabezpieczeń (płotków), które ograniczą liczbę kolizji płazów z kołami pojazdów. Na ogół płotki zabezpieczające ustawia się jedynie w okresie migracji wiosennych, kiedy ryzyko śmiertelności na drogach znacznie wzrasta. Poza okresem godowym przemieszczenia są często pomijane z powodu znacznie mniejszej liczby zwierząt migrujących w przeliczeniu na jednostkę czasu. Odgrywają jednak nie mniejszą rolę, zważywszy na wakacyjny wzrost natężenia ruchu drogowego w Tatrach i jesienne wędrówki płazów do miejsc zimowania.

Podziękowania

Składamy serdeczne podziękowania za pomoc w realizacji prac terenowych pracownikom TPN, w szczególności: dr. inż. Tomaszowi Skrzydłowskiemu, dr. inż. Tomaszowi Zwijaczowi-Kozicy, mgr. inż. Łukaszowi Pęksie, mgr. inż.

Janowi Krzeptowskiemu, a także pracownikom terenowym i członkom Koła Przyrodników Studentów Uniwersytetu Jagiellońskiego, zwłaszcza mgr Weronice Banot. Badania są współfinansowane przez Tatrzański Park Narodowy, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi oraz Radę Kół Naukowych Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie. Zezwolenia na prowadzenie prac wydali dyrektor TPN i minister środowiska (DLP.pn-4102-309/23214/13/KW).

Literatura

- Bonk M., Pabijan M., 2010, *Changes in a regional batrachofauna in south-central Poland over a 25 year period*, „North-Western Journal of Zoology”, 6(2): 225–244.
- Fisher R. N., Shaffer H. B., 1996, *The decline of amphibians in California's Great Central Valley*, „Conservation Biology”, 10: 1387–1397.
- Fudakowski J., 1965, *Świat zwierzęcy Tatr*, Warszawa, Państwowe Zakłady Wydawnictwa Szkolnych.
- Hall R. J., Henry P. F. P., 1992, *Assessing effects of pesticides on amphibians and reptiles*, „Herpetology Journal”, 2: 65–71.
- Juszczak W., 1987, *Płazy i gady krajowe*, Warszawa, PWN.
- Każmierczak T., 1966, *Nowe stanowisko traszki górskiej Triturus alpestris Laur. w Tatrach Zachodnich*, „Przegląd Zoologiczny”, 10(2): 203–205.
- Malinowski J., 1973, *Płazy bezogoniaste w biotopie „Stawków pod Capkami” przy granicy Tatrzańskiego Parku Narodowego*, „Chrońmy Przyrodę Ojczyznę”, 2: 56–59.
- Młynarski M., 1976, *Nasze płazy*, Warszawa, Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne.
- Młynarski M., Zemanek M., 1996, *Gady i płazy* [w:] Mirek Z. (red.), *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego. Tatry i Podtatrze*, t. 3, Kraków–Zakopane, TPN.
- Sadza I., 2014, *Płazy na wybranych stanowiskach Tatrzańskiego Parku Narodowego*, praca magisterska, Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- Sembrat K., Kościelski B., Nowakówna J., 1957, *Równoczesne występowanie w Stawie Toporowym Niżnim (Tatry) trzech gatunków traszek: traszki karpackiej, górskiej i zwyczajnej*, „Przegląd Zoologiczny”, 1: 253–254.
- Świerad J., 1988, *Płazy Karpat polskich w ujęciu wertykalnym*, Katowice, Instytut Kształcenia Nauczycieli w Warszawie, Oddział Doskonalenia Nauczycieli w Katowicach.
- Świerad J., 2003, *Płazy i gady Tatr, Podhala i Doliny Dunajca oraz ich ochrona*, Kraków, Wydawnictwo Naukowe Akademii Pedagogicznej.
- Wells K. W., 2007, *The ecology and behaviour of amphibians*, Chicago, University Chicago Press.
- Zakrzewski M., 2007, *Salamandra plamista. Rozmieszczenie, biologia i zagrożenia*, Kraków, Wydawnictwo Naukowe Akademii Pedagogicznej.
- Zwijacz-Kozica T., 1991, *Niecodzienne miejsce hibernacji salamandry plamistej*, „Wszelchświat”, 92(5): 107.

Znaczenie badań nad motylami środowisk górskich na przykładzie rodzaju *Erebia* Dalman, 1816 (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae)

The importance of mountain butterflies research, in example of *Erebia* Dalman, 1816 (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae)

Agnieszka Sala

Uniwersytet Wrocławski, Instytut Biologii Środowiskowej, Zakład Biologii, Ewolucji i Ochrony Bezkręgowców,
ul. Przybyszewskiego 63/77, 51-148 Wrocław

Uniwersytet Jagielloński, Muzeum Zoologiczne,
ul. Gronostajowa 5, 30-387 Kraków; e-mail: agnieszka.sala.89@gmail.com

Streszczenie

Do rodzaju *Erebia* Dalman, 1816 zaliczają się 94 holarktyczne gatunki motyli. Większość z nich to gatunki górskie, będące relikdami glacialnymi, często endemicznymi. Znanych jest wiele podgatunków i form występujących lokalnie. Z terenu Polski wykazano 11 gatunków, z czego 5 występuje jedynie w Tatrach, a 1 (*E. sudetica*) znany jest tylko z 1 stanowiska i jego obecność w kraju pozostaje dyskusyjna. Do tej pory nie zostało opracowane żadne kompletne drzewo filogenetyczne tego rodzaju. Monitoring liczebności i rozmieszczenia motyli powinien być prowadzony stale, zwłaszcza na terenach górskich. Jest to o tyle ważne, że obecnie zachodzą intensywne zmiany w gospodarowaniu siedliskiem naturalnym wielu gatunków, co w połączeniu ze zmianami klimatycznymi powoduje przemieszczanie się zasięgu gatunków. Wykazano, że europejskie motyle przesuwają swój zasięg na północ i na wyższe położenia górskie. Ocieplenie klimatu stanowi istotne zagrożenie dla zachowania bioróżnorodności, pojmowanej jako bogactwo gatunków, wewnątrzgatunkowa różnorodność genetyczna oraz różnorodność ekosystemów i krajobrazów. Dzięki zrozumieniu procesów, które w przeszłości doprowadziły do modyfikacji wzorców występowania zmian klimatycznych w czasie, można w pewnym stopniu przewidzieć, jak będzie wyglądał zasięg gatunków preferujących poszczególne siedliska. Taka wiedza jest szczególnie istotna dla zachowania gatunków zagrożonych i utrzymania obecnego poziomu bioróżnorodności w skali globalnej.

Keywords: butterflies, Lepidoptera, *Erebia*, Tatra Mountains, endemism, biodiversity, climate changes, bioindicator

Abstract

Genus *Erebia* Dalman, 1816 contains 94, holarctic butterflies with great amount of subspecies. Most of them are

glacial relict, often endemic. In Poland occurs 11 species, of which 5 lives only in Tatra Mountains and one (*E. sudetica*) is known from only one place. There is a need to create reliable phylogenetic tree, and provide some faunistic research on those species. It is important, taking into account that we currently observe habitat and climatic changes. In response, European butterflies tend to expand northwards or (if it is possible) to higher altitudes. Climate changes have great influence in biodiversity at all levels and butterflies can be useful tool in predict future geographical patterns. This knowledge is important in species conservation and to maintain high level of biodiversity in the world. *Erebia* species, as a taxon widespread in holarctic region, with great number of current study, could be a great bioindicator for mountain areas.

Słowa kluczowe: motyle, Lepidoptera, *Erebia*, Tatry, endemizm, bioróżnorodność, zmiany klimatu, bioindykator

Wstęp

Charakterystyka i filogeografia rodzaju Erebia Dalman, 1816

Do rodzaju *Erebia* – górówka – należą 94 gatunki (Brower i Andrew, 2008) motyli dziennych z rodziny Nymphalidae. Ich cykl życiowy związany jest ze środowiskami trawiastymi, a roślinami pokarmowymi stadiów larwalnych są trawy i turzyce. Wszystkie znane gatunki to polifagi w obrębie rodziny Poaceae lub oligofagi. W zależności od gatunku zasiedlają strome, kamieniste stoki, najczęściej o nachyleniu południowym, wysokogórskie hale i łąki oraz leśne prześwity na różnych wysokościach bezwzględnych (Wipking i Mengelkoch, 1994; Buszko i Masłowski, 2008). Z zoogeograficznego punktu widzenia występują w krainie holarktycznej, jednak aż 90% gatunków można spotkać

jedynie w Palearktyce. Przypuszcza się, że obecność górówek w Nearktyce to efekt późniejszej kolonizacji tej krainy (Albre, 2007).

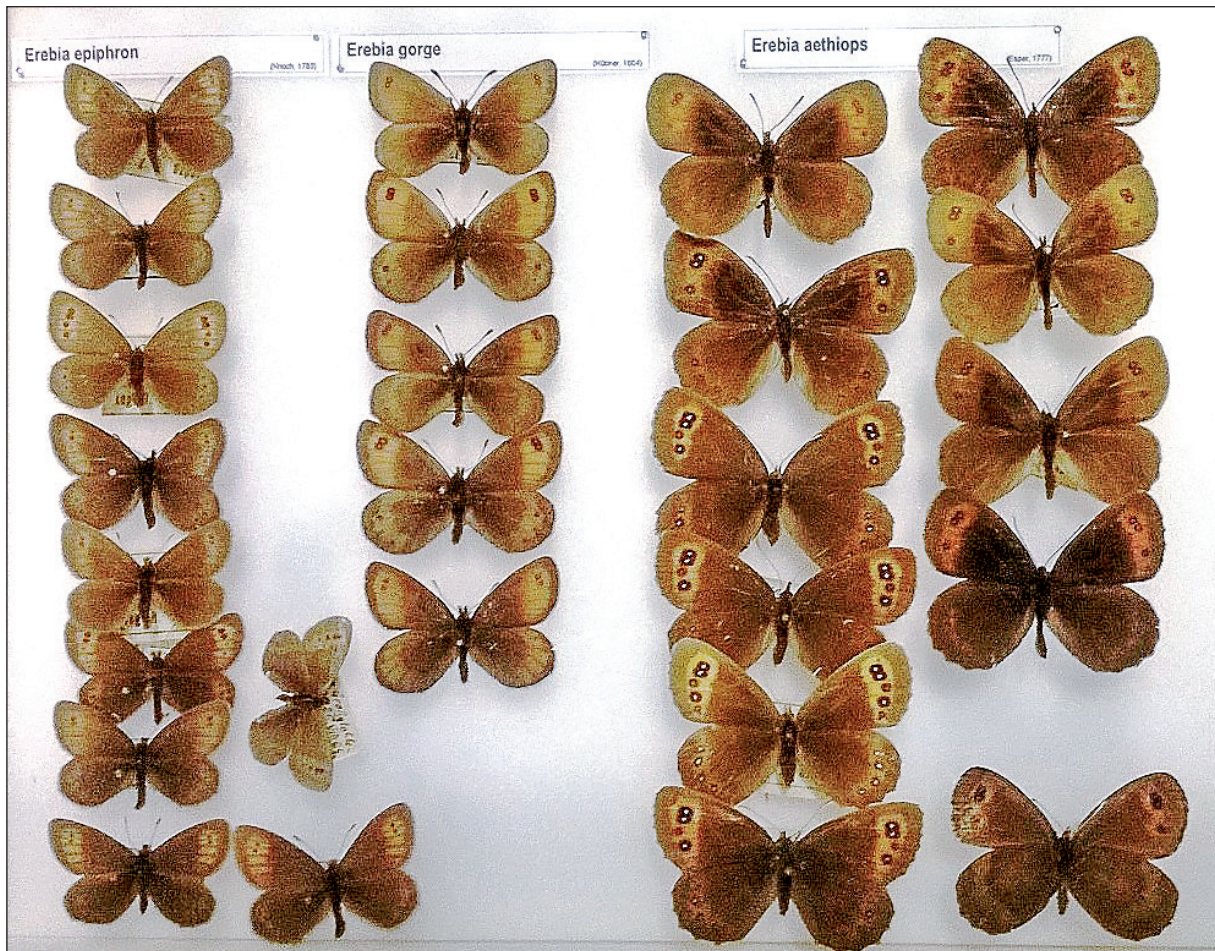
Pośród 46 europejskich gatunków górówek aż 18 (39%) występuje jedynie w Alpach, a 13 (28%) to endemity poszczególnych fragmentów tych gór (Higgins i Riley, 1970; Pyrcz, 2010). Wbrew polskiej nazwie rodzajowej niektóre gatunki górówek zasiedlają również obszary nizinne (Buszko i Masłowski, 2008). Aktualny, dysjunktywny zasięg występowania niektórych gatunków górówek, takich jak *E. pandrose*, ograniczony do obszarów górskich, jest wynikiem zlodowceń plejstocenijskich. Rozrastający się wówczas łądólód powodował zawężanie zasięgów (pionowych i poziomych) do refugium, w których gatunki mogły przetrwać do nastania interglacjału i ponownego rozszerzenia zasięgu (Schmitt i Haubrich, 2008; Cupedo, 2014). Refugia te były rezerwuarami pul genetycznych występujących obecnie w środkowej Europie gatunków palearktycznych. Lodowiec stał się barierą geograficzną rozdzielającą poszczególne populacje i prowadzącą do dywergencji genetycznej – w wyniku działania kumulującego dryfu genetycznego. To zjawisko dotyczyło m.in. populacji tatrzańskich (Knutelski, 2005; Pawłowski, 2006; Pyrcz, 2010). W literaturze naukowej powszechnie przyjmuje się, że dryf gene-

tyczny powodował w tej sytuacji dywergencję genetyczną oraz powstanie podgatunków izolowanych geograficznie (Schmitt i Haubrich, 2008; Cupedo, 2014).

Aktualny stan wiedzy na temat taksonomii rodzaju

Górówki są średniej wielkości motylami o ciemnym, melanistycznym ubarwieniu, charakterystycznym dla wielu gatunków górskich (Pullin, 2013). Poszczególne taksony różnią się wzorem na skrzydłach, szczególnie występowaniem, liczbą i wielkością białych lub brązowych oczek oraz opasek na przednich skrzydłach, a także barwą spodu skrzydeł. Są to jednak różnice subtelne, a poszczególne osobniki w obrębie gatunku wykazują dużą zmienność (Buszko i Masłowski, 2008) (ryc. 1). Cechy ewolucyjnie niezmiennie, a więc o dużym znaczeniu taksonomicznym, zaznaczają się w zróżnicowaniu budowy aparatów genitalnych. Fakt ten powszechnie wykorzystują lepidopterolodzy – zarówno do oznaczania gatunków, jak i badań nad ich zależnościami filogenetycznymi. Nie inaczej jest w przypadku górówek.

Próby sklasyfikowania tego rodzaju podjęli jako pierwsi Elves i Chapman, niezależnie, w tym samym roku (1898). Pierwszy z wymienionych badaczy podsumował ówczesny stan wiedzy na temat 54 gatunków i kilkudziesięciu



Ryc. 1. Zróżnicowanie wewnątrz- i zewnątrzgatunkowe motyli z rodzaju *Erebia*. Zbiory Muzeum Przyrodniczego w Jeleniej Górze
Fig. 1. Inter- and intraspecific diversity between *Erebia* species. Collections from The Natural History Museum in Jelenia Góra

podgatunków – szczegółowo określił zasięg występowania każdego z nich. Z kolei Chapman stworzył klasyfikację opartą na różnicach pomiędzy męskimi narządami rozrodczymi. Wyróżnił w niej 56 gatunków, które podzielił na 9 grup (Albre, 2007). Największą i najbardziej znaczącą jak do tej pory pracą dotyczącą taksonomii górówek jest jednak *Monograph of the genus Erebia*. Jej autor – Warren (1936), opierając się na morfologii męskich aparatów genitalnych i obecności łusek androkonalnych, dokonał podziału 69 gatunków na 15 grup. Podział ten, z niewielkimi zmianami, obowiązuje do dziś. Nie da się przecenić również wkładu de Lesse'a (1949), który jako pierwszy scharakteryzował 64 żeńskie aparaty genitalne górówek, przyjmując podobny do zastosowanego przez Warrena podział na grupy. Jednak zarówno opisy, jak i rysunki zawarte w tej pracy są schematyczne i niedokładne.

Współcześnie rozwój technologii pozwala na lepsze zobrazowanie różnic anatomicznych, chociażby za pomocą fotografii mikroskopowej, a co za tym idzie – na precyzyjniejsze i bardziej obiektywne wnioskowanie. Dlatego też obecnie trwają intensywne badania nad rodzajem *Erebia*, lecz poszczególne prace dotyczą zazwyczaj niewielkiej grupy gatunków o ograniczonym zasięgu lub wręcz jednego podgatunku. Przykładami mogą być badania Belika (1997), Dubatolova i in. (1998), Cupedo (2007) oraz Šemelákovej i in. (2013). Ukazują się również liczne publikacje poświęcone zróżnicowaniu genetycznemu poszczególnych populacji w obrębie pojedynczych gatunków, np. Schmitt i in. (2005), Schmitt i Haubrich (2008). Albre (2007) podjął udaną próbę ustalenia zależności taksonomicznych między 10 gatunkami w obrębie grupy *Erebia tyndarus*. Wykorzystał do tego techniki molekularne, oparte na DNA mitochondrialnym. Istnieje potrzeba stworzenia rzetelnego drzewa filogenetycznego, bazującego na danych molekularnych i morfologicznych, obejmującego zależności taksonomiczne między gatunkami zarówno w obrębie poszczególnych grup, jak i całości rodzaju (Brower i Andrew, 2008).

Wykorzystanie motyli w badaniach bioróżnorodności

Definicje i miary bioróżnorodności

Różnorodność gatunkowa (ang. *biodiversity*) oznacza zróżnicowanie organizmów żyjących na lądzie, w morzach, wodach słodkich i w zespołach ekologicznych, których te organizmy są częścią, na wszystkich poziomach organizacji życia. Obejmuje więc różnorodność genetyczną, gatunkową i ekosystemową. Jest to definicja zgodna z konwencją z Rio de Janeiro z 1992 r. (Pyrz, 2010; Sienkiewicz, 2010).

Najczęściej badaniom podlega bioróżnorodność gatunkowa, mierzona na trzy różne sposoby:

- w obrębie wyznaczonego obszaru (np. lasu, łąki, jeziora) – różnorodność alfa;
- w poprzek ekotonu (np. wzdłuż gradientu wysokościowego lub środowiskowego) – różnorodność beta;
- za pomocą tempa, w jakim zmienia się różnorodność, gdy zwiększany jest badany obszar – różnorodność gamma (Pullin, 2013).

W praktyce najczęściej wykorzystuje się pierwszy typ bioróżnorodności (Pullin, 2013), ponieważ względnie łatwo go zastosować. Pozostałe dwie miary wciąż pozostają wyzwaniem dla współczesnych badaczy.

Motyle jako bioindykatory

Badanie różnorodności alfa często sprowadza się do wykorzystania gatunków wskaźnikowych lub morfogatunków, umożliwiających szybsze (a dzięki temu często skuteczniejsze z punktu widzenia ochrony ekosystemów) szacowanie różnorodności biotycznej (Pullin, 2013). Metoda bazująca na morfogatunkach, zaproponowana w 1993 r. przez Olivera i Beattiego, jest szybka, ale niedokładna. Za jej pomocą można zbadać jedynie zróżnicowanie na poziomie genetycznym, natomiast istnienie gatunków kryptycznych i morfologicznego zróżnicowania wewnątrzgatunkowego jest ignorowane. Wiele grup bezkręgowców bardzo trudno zidentyfikować bez użycia specjalistycznych metod, takich jak wspomniana wcześniej preparacja narządów genitalnych. Bardzo dobrze widać to na przykładzie rodzaju *Erebia*. Motyle te mogą być jednak z powodzeniem wykorzystywane do badań nad bioróżnorodnością jako organizmy wskaźnikowe. Według Pearsona (1994) takson o potencjale bioindykatora charakteryzuje się następującymi cechami:

- ma dobrze znaną i ustaloną taksonomię,
- ekologia i historia naturalna gatunku są dobrze znane,
- badania terenowe gatunku pozostają względnie łatwe,
- występuje w szerokim zakresie siedlisk i ma duży zasięg geograficzny,
- może być gatunkiem wyspecjalizowanym ku poszczególnemu siedlisku,
- obserwowane u niego wzorce uwidaczniają się również u innych taksonów,
- powinien mieć potencjalne znaczenie gospodarcze (Pullin, 2013).

Motyle dzienne (Lepidoptera: Rhopalocera), podobnie jak ptaki i rośliny naczyniowe, stanowią jedną z najczęściej badanych grup organizmów żywych. Potencjał motyli jako bioindykatorów uwidacznia się dzięki ich krótkiemu cyklowi życiowemu (zazwyczaj rocznemu, a w przypadku górówek – niekiedy 2-letniemu). Wykazują większą wrażliwość na zmiany w środowisku niż wiele innych grup taksonomicznych. Ponieważ zasiedlają nawet niewielkie obszary, można przypuszczać, że zmiany w ich rozmieszczeniu i liczebności są reprezentatywne dla wielu środowisk lądowych oraz innych zwierząt zamieszkujących te same habitaty (Settele i in., 2008). Monitoring motyli jest więc potencjalnym narzędziem do szacowania trendów w bioróżnorodności na dużą skalę (van Swaay i van Stren, 2005; Settele i in., 2008; Pyrz, 2010; EEA, 2013). W krajach Europy stan wiedzy na temat występowania poszczególnych gatunków jest jednak różny. Na przykład Holandia i Wielka Brytania, czyli państwa, w których różnorodność gatunkowa i stopień endemizmu motyli są stosunkowo niskie, dysponują kompletnymi opracowaniami faunistycznymi, podczas gdy dane z południa Europy są fragmentaryczne (de Groot i in., 2009). Aby monitoring motyli był skutecz-

nym narzędziem w biologii konserwatorskiej, należy dążyć do zmniejszenia tej dysproporcji wiedzy. Można to osiągnąć poprzez prowadzenie ogólnoeuropejskich programów monitoringu motyli. Dla chronionych gatunków priorytetowych na terenie państw Unii Europejskiej prowadzi się monitoring zasięgu i jakości populacji. Program ten dotyczy jednak tylko niewielkiego procentu ogółu motyli. Dobrym przykładem, obejmującym więcej gatunków, jest program The European Grassland Butterfly Indicator, w ramach którego dane o rozmieszczeniu i liczebności motyli są zbierane przez wolontariuszy. Pozyskane informacje zostają następnie wykorzystane jako podstawa skutecznej ochrony gatunków zagrożonych (EEA, 2013).

W kontekście ochrony przyrody istotne jest wyznaczanie terenów szczególnie cennych nie tylko ze względu na dużą bioróżnorodność, lecz także stopień endemizmu. Istnieją obszary, które nie wykazują dużej różnorodności, jednak są siedliskiem taksonów niespotykanych nigdzie indziej. Dobry przykład stanowią odizolowane od lądu Hawaje (Pullin, 2013). Należy zauważyć, że w związku z ograniczoną powierzchnią, większą różnorodnością ekologiczną, czynnikami historycznymi i geograficzną izolacją obszary górskie z reguły charakteryzują się większym udziałem endemitów niż tereny nizinne (Pyrz, 2010).

Według Pawłowskiego (2006) Tatry stanowią centrum endemizmu zachodniokarpackiego, który wyróżnia się na tle pasm ościennych. Odmienność ta objawia się koncentracją dużej liczby endemitów wysokogórskich na izolowanym, niewielkim obszarze, podczas gdy we wschodnich i południowych Karpatach oraz Sudetach endemity mają charakter nie tylko wysokogórski, lecz także reglaowy. En-

demizm tatrzański zaznacza się również w obrębie rodzaju *Erebia* na poziomie subgatunkowym. Dla całych Karpat Varga (1975) wyróżnił 13 endemicznych podgatunków górówek, w tym 2 o zasięgu ograniczonym jedynie do Tatr: *Erebia gorge rudkowskii* (Bang-Haas, 1933) i *Erebia pandrose roberti* (Peschke, 1920; Habel i in., 2010). Należy również podkreślić, że spośród 11 gatunków występujących w Polsce, mianowicie: *E. aethiops* (Esper, 1777), *E. epiphron* (Knoch, 1783), *E. euryale* (Esper, 1805), *E. ligea* (Linnaeus, 1758), *E. medusa* (Denis i Schiffermüller, 1775), *E. sudetica* (Staudinger, 1861), *E. pandrose* (Borkhausen, 1788), *E. pharte* (Hübner, 1804), *E. pronoe* (Esper, 1780) (ryc. 2), *E. gorge* (Hübner, 1804) i *E. manto* (Denis i Schiffermüller, 1775), ostatnich 5 można spotkać jedynie w Tatrach (Buszko i Maślowski, 2008).

Motyle a zmiany klimatu

Wśród czynników wpływających obecnie na rozmieszczenie i liczebność europejskich motyli dziennych na pierwszym miejscu wymienia się z jednej strony intensyfikację użytkowania terenów uprawnych, z drugiej – zaniechanie jakiegokolwiek gospodarki (wypas, pokos), głównie na terenach górskich i wilgotnych. Preferowane przez znaczną część motyli dziennych ekosystemy łąkowe nie stanowią na wielu obszarach klimaksowego stadium sukcesji (EEA, 2013). Pozostawione działaniu natury, szybko zarastają krzewami i drzewami. Dlatego też stan zachowania łąk uzależniony jest od działalności człowieka. Tradycyjna, ekstenywna gospodarka, łącząca wypas, regularne wysokie koszenie i zbiór siana, zapewnia idealne warunki do życia i rozwoju motyli. Niestety, takie zabiegi są już dziś rzad-



Ryc. 2. Elementy tatrzańskiego endemizmu wysokogórskiego – górówka pronoe (*Erebia pronoe*) na kwiecie dziewięcisiłu bezłodygowego (*Carlina acaulis* L.)

Fig. 2. Elements of Tatra's high mountains endemism – Water Ringlet (*Erebia pronoe*) on stemless carline thistle (*Carlina acaulis* L.) flower

kością, i to nawet w Tatrach, gdzie użytkowanie hal ogranicza się do kulturowego wypasu owiec w kilku wyznaczonych miejscach.

Poza zmianami w użytkowaniu siedlisk otwartych znaczenie dla rozmieszczenia i liczebności motyli dziennych mają zmiany klimatyczne. W całej historii Ziemi zmienność klimatu jest oczywiście regułą, nie zaś wyjątkiem. Jednak przez ostatnie 250 lat działalności gospodarczej człowieka wpływ przemysłu, emisji gazów cieplarnianych i zanieczyszczeń zaznaczył się tak bardzo, że nastąpiło ocieplenie, którego zakresu i tempa nie notowano w historii Ziemi przynajmniej od 1600 r. (Futuyma, 2008; Habel i in., 2010). Ocieplenie klimatu przynosi wzrost temperatury wody i zawartości dwutlenku węgla w oceanach. Podnosi się poziom morza i zachodzą zmiany w cyklu hydrologicznym na całej planecie. Jako że w przeszłości następujące po sobie zlodowacenia i ocieplenia kształtowały zasięg występowania gatunków, nie powinno nikogo dziwić, że obecnie również obserwuje się ciągle zmiany w fizjologii, fenologii oraz rozmieszczeniu roślin i zwierząt na całym świecie.

W Alpach i Górach Skalistych piętra roślinności przesuwają się w górę stoków (Habel i in., 2010). Motyle migrujące, by zachować niszę ekologiczną (temperaturową), do której są przystosowane, mogą zmienić czas, kierunek lub miejsce docelowe wędrówki. Gatunki osiadłe przesuwają swój zasięg w kierunku wyższych szerokości geograficznych i – jeśli to możliwe – na wyższe położenia górskie. Zjawisko to zostało udokumentowane na przykładzie 35 osiadłych gatunków motyli. W minionym stuleciu 63% z nich przesunęło swój zasięg o 35–240 km na północ (Parmesan i in., 1999; Habel i in., 2010). Tam, gdzie zmiany zasięgu

nie są możliwe z powodu braku dogodnych siedlisk i odpowiednich roślin pokarmowych, następuje stopniowe wymieranie gatunków.

Settele i in. (2008) posłużyli się metodą modelowania nisz, by opracować *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Przyjęli trzy hipotetyczne scenariusze w zależności od podjętych decyzji ekonomiczno-gospodarczych: od scenariusza zrównoważonego rozwoju aż do wolnego, niczym nieskrępowanego handlu i przemysłu. Na podstawie danych dotyczących występowania wszystkich gatunków europejskich motyli dziennych naszkicowali perspektywy zmian ich zasięgu. Nie da się ukryć, że wyniki były mało optymistyczne, a co za tym idzie – żywo dyskutowane na arenie światowej. Najbardziej ekstremalny scenariusz zakładał, że gdyby motyle nie mogły migrować, to do 2080 r. 24% gatunków utraciłoby ponad 95% aktualnie zamieszkiwanych nisz klimatycznych, a 78% gatunków – 50% tych siedlisk. Bardziej optymistyczne scenariusze nie pozostawiały jednak większej nadziei. Bez względu na przyjętą wersję wydarzeń Settele i in. prognozują, że europejskim motyloom grozi zagłada. Należy zaznaczyć, że we wszystkich scenariuszach zastosowano jedno uproszczenie – brak migracji.

Górskie endemity, takie jak motyle z rodzaju *Erebia*, charakteryzują się niewielkim potencjałem dyspersyjnym. Nie są zdolne do przemieszczania się na północ w poszukiwaniu dogodnych terenów do kolonizacji. Ponadto, biorąc pod uwagę zaniechanie gospodarowania siedliskami łąkowymi (ryc. 3), można uznać, że są szczególnie narażone na negatywne skutki ocieplenia klimatu (de Groot i in., 2009). Aby zmniejszyć tempo wymierania gatunków, trzeba – po konsultacji z naukowcami – podjąć decyzje polityczne,



Ryc. 3. Południowe stoki Bobrowca – naturalne siedlisko dużej populacji *Erebia pronoe*, aktualnie zarastające kosodrzewiną i świerkami

Fig. 3. South slopes of Bobrowiec Mt. – natural habitat for abundant population of *Erebia pronoe*, currently overgrowing by mountain pine and spruce

prawne i ekonomiczne. Tworzenie rezerwatów w celu chronienia naturalnych siedlisk, zmniejszenie poziomu zanieczyszczeń i redukcja emisji gazów cieplarnianych – to wyzwania stojące przed rządzącymi. Trudny do przecenienia wkład w ochronę przyrody wnoszą biolodzy, w tym taksonomie (Futuyma, 2008). Dostarczają bowiem wiedzy niezbędnej do określenia, które obszary Ziemi są najcenniejsze przyrodniczo i jakie kroki należy poczynić, aby ochronić je przed zniszczeniem.

Wnioski

Motyle dzienne są dobrymi organizmami wskaźnikowymi w badaniach różnorodności biologicznej oraz tempa zmian zachodzących w środowisku. Wybrane taksony o rozległych zasięgach geograficznych, dużej liczebności gatunkowej i dobrze poznanej taksonomii mogą posłużyć do ekstrapolacji wzorców bioróżnorodności na wyższych poziomach systematycznych (Pyrz, 2010). Rodzaj *Erebia* – jako rozpowszechniony w całej Palearktyce, o znanej historii ewolucji oraz poznanych cyklach życiowych i biologii poszczególnych gatunków – może stanowić dobry przykład grupy wskaźnikowej dla środowisk górskich. Niewątpliwie znaczną niedogodnością jest wciąż słabo poznana filogeneza rodzaju, wymagająca kompleksowych badań: terenowych, morfologicznych i molekularnych. W tym kontekście nie można jednak zapomnieć o roli badań faunistycznych, które mogą służyć do modelowania i szacowania tempa zmian w środowisku przyrodniczym.

Podziękowania

Dziękuję panu Leszkowi Kośnemu z Muzeum Przyrodniczego w Jeleniej Górze za umożliwienie mi pracy na znajdującym się tam zbiorze lepidopterologicznym oraz Jarosławowi Wencie (TPN) za pomoc we wskazaniu stanowisk górówek w Tatrach.

Literatura

- Albre J., 2007, *Le Complexe Erebia tyndarus (Lepidoptera, Nymphalidae): Biogéographie, Evolution et Théorie des Refuges Froids Interglaciaires*, praca doktorska, <http://thesesups.ups-tlse.fr/477/>.
- Albre J., Gers C., Legal L., 2008, *Molecular phylogeny of the Erebia tyndarus (Lepidoptera, Rhopalocera, Nymphalidae, Satyrinae) species group combining CoxII and ND5 mitochondrial genes: A case study of a recent radiation*, „Molecular Phylogenetics and Evolution”, 47: 196–210.
- Belik A. G., 1997, *On the correct placement of Erebia epipodea Butler, 1868 within the genus Erebia Dalman, 1816 (Lepidoptera: Satyridae)*, „Journal of Research on the Lepidoptera”, 36: 16–23.
- Brower A. V. Z., 2008, *Erebia Dalman 1816. Alpines. Version 08 October 2008 (under construction)*, <http://tolweb.org/Erebia/91435/2008.10.08>.
- Buszko J., Masłowski J., 2008, *Motyle dzienne Polski*, Nowy Sącz, Wydawnictwo Koliber.
- Chapman T. A., 1898, *A review of the genus Erebia, based on the examination of the male appendages*, „Transactions of the Royal Entomological Society of London”, 3: 209–240.
- Cupedo F., 2007, *Geographical variation and Pleistocene history of the Erebia pandrose–sthenyio complex (Nymphalidae; Satyrinae)*, „Nota Lepidopterologica”, 30: 329–353.
- Cupedo F., 2014, *Reproductive isolation and intraspecific structure in Alpine populations of Erebia euryale (Esper, 1805) (Lepidoptera, Nymphalidae, Satyrinae)*, „Nota Lepidopterologica”, 37: 19–36.
- Dubatolov V. V., Korshunov Y. P., Gorbunov P. Y., Kosterin O. E., Lvovsky A. L., 1998, *A review of Erebia ligea-complex (Lepidoptera, Satyridae) from Eastern Asia*, „Transactions of the Lepidopterological Society of Japan”, 49: 177–193.
- EEA, 2013, *The European Grassland Butterfly Indicator: 1990–2011* (EEA Technical report No 11/2013), Luxembourg.
- Elwes H. J., 1898, *XII. A revision of the genus Erebia*, „Transactions of The Royal Entomological Society of London”, 46: 169–207.
- Futuyma D. J., 2008, *Ewolucja*, Warszawa, Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego.
- de Groot M., Rebušek F., Grobelnik V., Godevič M., Šalamun A., Verovnik R., 2009, *Distribution modeling as an approach to the conservation of a threatened alpine endemic butterfly (Lepidoptera: Satyridae)*, „European Journal of Entomology”, 106: 77–84.
- Habel J. C. (red.), 2010, *Relict Species. Phylogeography and Conservation Biology*, Heidelberg–Dordrecht–London–New York, Springer.
- Higgins L. G., Riley N. D., 1970, *A Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe*, London, Collins.
- Knutelski S., 2005, *Różnorodność, ekologia i chorologia ryjkowców Rezerwatu Biosfery „Tatry” (Coleoptera: Curculionoidea)*, „Monografie Faunistyczne”, 23: 1–340.
- de Lesse H., 1949, *Contribution à l'étude du genre Erebia: Description des armatures génitales femelles*, „Revue Française d'Entomologie”, 16: 165–198.
- Oliver I., Beattie A. J., 1993, *A possible method for the rapid assessment of biodiversity*, „Conservation Biology”, 7: 562–568.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J. K., Thomas C. D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W. J., Thomas J. A., Warren M., 1999, *Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming*, „Nature”, 399: 579–583.
- Pawłowski J., 2006, *Wysokogórskie relacje faunistyczne między Tatrami a ościennymi masywami środkowej Europy na tle różnic i podobieństw z dalszymi systemami górskimi*, „Roczniki Bieszczadzkie”, 14: 179–191.
- Pearson D. L., 1994, *Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity*, „Philosophical Transactions of the Royal Society”, 345: 75–79.
- Pullin A. S., 2013, *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*, Warszawa, PWN.

- Pyrz T. W., 2010, *Wybrane zagadnienia z taksonomii, zoogeografii i ewolucji faun górskich na przykładzie grupy modelowej motyli z płemienia Pronophilini (Nymphalidae)*, Olsztyn, Wydawnictwo Mantis.
- Schmitt T., Haubrich K., 2008, *The genetic structure of the mountain forest butterfly *Erebia euryale* unravels the late Pleistocene and postglacial history of the mountain coniferous forest biome in Europe*, „Molecular Ecology”, 17: 2194–2207.
- Schmitt T., Cizek O., Konvicka M., 2005, *Genetics of a butterfly relocation: large, small and introduced populations of the mountain endemic *Erebia epiphron silesiana**, „Biological Conservation”, 123: 11–18.
- Šemeláková M., Pristaš P., Panigaj L., 2013, *Phylogenetic relatedness of *Erebia medusa* and *E. epipsodea* (Lepidoptera: Nymphalidae) confirmed*, „European Journal of Entomology”, 110: 379–382.
- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay Ch., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Wlienghart A., Wynhoff I., Schweiger O., 2008, *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*, Sofia–Moscow, Pensoft Publishers.
- Sienkiewicz J., 2010, *Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych”, 45: 7–29.
- van Swaay C. A. M., van Strien A. J., 2005, *Using butterfly monitoring data to develop a European grassland butterfly indicator* [w:] Kühn E. i in. (red.), *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 1. General Concepts and Case studies*, Sofia–Moscow, Pensoft Publishers.
- Varga Z., 1975, *Geographische Isolation und Subspeziation bei den Hochgebirgslepidopteren der Balkanhalbinsel*, „Acta Entomologica Jugoslavica”, 11: 5–39.
- Warren B. C. S., 1936, *Monograph of the Genus *Erebia**, London, British Museum of Natural History.
- Wipking W., Mengelkoch C., 1994, *Control of alternate-year flight activities in high-alpine Ringlet butterflies (*Erebia*, *Satyridae*) and Burnet moths (*Zygaena*, *Zygaenidae*) from temperate environments* [w:] Danks H. V. (red.), *Insect Life-Cycle Polymorphism: Theory, Evolution and Ecological Consequences for Seasonality and Diapause Control*, Netherlands, Springer Science+Business Media Dordrecht: 313–349.

Vstavačovité (*Orchidaceae*) Belianskych Tatier – vstaváčik alpský (*Chamorchis alpina*) v Belianskych Tatrách

Orchids (*Orchidaceae*) of Belianske Tatra Mts. – false orchid (*Chamorchis alpina*) in Belianske Tatra Mts.

Blažena Sedláková¹, Jaroslav Vlčko², Marek Svitok³

¹ Správa Tatranského národného parku,
059 41 Tatranská Štrba, e-mail: blazena.sedlakova@sopsr.sk

² Technická univerzita Zvolen, Lesnícka fakulta,
Ul. T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, e-mail: jaroslav.vlcko@tuzvo.sk

³ Technická univerzita Zvolen, Fakulta ekológie a environmentalistiky,
Ul. T. G. Masaryka, 960 53 Zvolen, e-mail: marek.svitok@tuzvo.sk

Abstrakt

Cieľom bolo zhromaždiť a analyzovať literárne údaje o rozšírení vstavačovitých (*Orchidaceae*) na území Belianskych Tatier. Historický výskyt jednotlivých druhov bol porovnaný so získanými údajmi s najnovšími literárnymi údajmi a s údajmi zistenými na základe vlastného pozorovania v rokoch 2004–2011. V práci sú prezentované a postupne zaradené len rody čelade vstavačovitých, ktorých výskyt bol v sledovanom území zaznamenaný. Ku každému rodu čelade sú jednotlivé druhy so stručným opisom a poznámkami o ekológii, biológii a o ochrane, ohrození a rozšírení v Belianskych Tatrách. Na základe výsledkov o výskyte jednotlivých druhov v území sú porovnané a zhodnotené prírodné a antropogénne faktory, pôsobiace na stanovištiach jednotlivých druhov a v konečnom dôsledku na ohrozenie citlivých jedincov z čelade vstavačovitých. Vstaváčik alpský (*Chamorchis alpina* L. Rich.) sa na Slovensku vyskytuje v subalpínskom a alpínskom stupni Belianskych Tatier a v Červených vrchoch. Výskum podmienok výskytu vstaváčika alpínskeho (*Chamorchis alpina* L. Rich.) bol zameraný na druhové zloženie aktuálnej vegetácie, fytoecologickú charakteristiku, vzťahy populácie a morfológickú charakteristiku druhu na desiatich lokalitách v Belianskych Tatrách. Zhodnotené boli najvýznamnejšie faktory, ktoré ovplyvňujú výskyt druhu, štruktúra geologického podložia, hĺbka pôdy a vegetačné spoločenstvá. Vzťah medzi výskytom vstaváčika alpínskeho na plochách a charakteristikami prostredia (sklonu plochy, hĺbka pôdy, celková pokrývnosť, pokrývnosť širokolistých bylín, graminoidov, machorastov, lišajníkov, obnaženej pôdy, skál a stariny) bol vyhodnotený s využitím zovšeobecnených lineárnych modelov s binomiálnym rozdelením logistickou regresnou analýzou. Pred samotnou analýzou bola vykonaná korelačná analýza a z charakteristík

prostredia bola vylúčená pokrývnosť graminoidov, ktorá bola úzko korelovaná s pokrývnosťou širokolistých bylín. Rozdiely v celkovom druhovom bohatstve rastlín medzi ploškami s výskytom a bez výskytu *Chamorchis alpina* boli vyhodnotené s použitím analýzy rozptylu (ANOVA).

Kľúčové slová: Belianske Tatry, *Orchidaceae*, *Chamorchis alpina*, výskyt, ochrana

Abstract

The aim of this article was to gather and analyze bibliographic data about the distribution of the *Orchidaceae* family in the territory of Belianske Tatra Mts. Past distribution of individual species was compared with the newest bibliographic references and data based on field observation between 2004–2011. In this work I present and classify only those genera of the orchid family, which were recorded during the observed period. For each genus I present individual species with a brief description and notes on ecology, biology and protection, threats and distribution in the Belianske Tatra Mts. On the basis of the data on the distribution of individual species in the studied area I compare and evaluate the natural and human factors influencing the individual species in their habitats and threats to the most vulnerable species of the studied family. The False orchid (*Chamorchis alpina* L. Rich.) is a rare orchid species, occurring at the highest altitudes of the calcareous Belianske Tatra Mountains. A detailed survey of its habitat conditions was concentrated on the vegetation composition phytocoenological characteristics, relations within the population and morphological characteristics of the species. The most important factors influencing the species distribution, geology, soil depth and plant communities were evaluated. The relation between the

distribution of *Chamorchis alpine* and habitat conditions (slope, soil depth, vegetation cover, cover of broad-leaved plants, graminoids, mosses, lichens, bare soil, rocks and decomposed vegetation) were analyzed using generalized linear models with binomial distribution and logit link function. A correlation analysis with individual environmental factors was carried out for data preparation before modelling. The cover of graminoids was excluded from the analysis, since it was closely correlated to the cover of broad-leaved plants. Differences – in total species richness between the study plots with and without the presence of *Chamorchis alpina* were analyzed using the analysis of variance (ANOVA).

Keywords: Belianske Tatra Mountains, *Orchidaceae*, *Chamorchis alpina*, occurrence, distribution, protection

Úvod

Čeľaď vstavačovité (*Orchidaceae*) patrí k najzaujímavejším a zároveň aj k najohrozenejším na svete. Z tohto dôvodu sú takmer všetky druhy zaradené do Dohovoru o medzinárodnom obchode s ohrozenými druhmi (CITES), ktorý ich chráni pred ilegálnym obchodom. Zároveň sú prakticky všetky druhy čeľade vyskytujúce sa na Slovensku chránené Vyhláškou 24/2003, ktorou sa vykonáva zákon 543/2002 Z. z.

Belianske Tatry sú časťou Tatranského národného parku (TANAP). Sú najvyšším karbonátovým pohorím s najsevernejšou polohou na Slovensku. Výskyt druhov čeľade vstavačovitých je zaznamenaný takmer vo všetkých rastlinných spoločenstvách od lesných až po spoločenstvá alpského stupňa.

Cieľom práce bolo zosumarizovať poznatky o výskyte zástupcov čeľade vstavačovité na území Belianskych Tatier a poskytnúť celkový pohľad na zmeny ich výskytu v priebehu niekoľkých rokov. Z hľadiska posúdenia stavu a vývoja sledovaných populácií boli zhodnotené zmeny vlastností biotopov, ktoré nastali po určitej dobe, súčasný stav bol porovnaný s pôvodným charakterom biotopov. Dôraz bol kladený na najviac zraniteľné stanovištia, kde v dôsledku deštruktívnych procesov a zmien spôsobených aktívnou činnosťou človeka v lesných spoločenstvách na území Národnej prírodnej rezervácie (NPR) Belianske Tatry vzniká riziko poškodenia až zničenia vzácných populácií.

Osobitná pozornosť bola venovaná výskumu druhu vstaváčik alpínsky (*Chamorchis alpina*), ktorý sa vyskytuje v subalpínskom a alpínskom stupni. Zber dát pozostával z floristickej charakteristiky, fytoecenologických zápisov a zo zberu vybraných environmentálnych parametrov, získaných na vybraných lokalitách v predmetnom území.

Metodika

Mapovanie vstavačovitých (*Orchidaceae*) na území Belianskych Tatier bolo realizované priebežne počas vykonávania monitoringu ohrozených druhov a iných aktivít na sledovanom území na vybraných lokalitách.

Fytoecenologické zápisy rastlinných spoločenstiev výskytu vstaváčika alpínskeho boli vykonané metódou zú-

riško-montpelliárskej školy (Braun-Blanquet, 1964). Bola použitá päťčlenná Braun-Blanquetova stupnica abundancie a dominancie. Plochy boli založené na vybraných lokalitách optimálneho výskytu druhu.

Vzťah medzi výskytom vstaváčika alpínskeho a charakteristikami prostredia bol vyhodnotený s využitím zovšeobecnených lineárnych modelov s binomiálnym rozdelením a logit spájajúcou funkciou (McCullagh a Nelder, 1989) (tzv. logistická regresná analýza). Pred samotnou analýzou bola vykonaná korelačná analýza a z charakteristík prostredia bola vylúčená pokryvnosť graminoidov, ktorá bola úzko korelovaná s pokryvnosťou širokolistých bylín ($r = -0.72$). Z plného modelu (model, ktorý obsahoval všetky charakteristiky prostredia ako aj identifikátor príslušnosti k ploche) bol finálny model vytvorený na základe testov pomerom vierohodnosti (LR-test – likelihood ratio test). V modeloch boli ponechané len tie premenné, ktorých vypustenie spôsobilo signifikantné zvýšenie deviancie (χ^2 LR-test; Crawley, 2007). Interpretácia sila finálneho modelu bola posúdená na základe McFaddenovho (pseudo)determinačného koeficientu (R^2_{MF}) (McFadden, 1973). V analýzach boli za štatisticky preukazné považované výsledky na hladine významnosti $\alpha = 0.05$.

Rozdiely v celkovom druhovom bohatstve rastlín medzi plôškami s výskytom a bez výskytu *Chamorchis alpina* boli vyhodnotené s použitím analýzy rozptylu (ANOVA). Rovnaká metodika bola použitá aj pri vyhodnocovaní rozdielov v zastúpení dominantných typov pôdneho krytu. Tie boli definované ako premenné reprezentujúce pôdny kryt, ktoré sa vyskytovali na plôškach s frekvenciou väčšou ako 15%. Predmetom boli nasledovné premenné: pokryvnosť stariny, skál, machov a pokryvnosť druhov *Carex firma* a *Dryas octopetala*. Všetky premenné boli pred analýzou logaritmicke transformované kvôli stabilizovaniu rozptylu a zvýšeniu symetrie ich rozdelenia. Podmienky pre použitie ANOVA modelov boli skontrolované na základe grafického zobrazenia reziduálov.

Hĺbka pôdy bol zistená na každej ploche v štyroch radoch pod sebou. Z každej plochy bola odobraná pôdna vzorka. Zvlášť odobraná bola z plôch s výskytom a zvlášť z plôch bez výskytu vstaváčika alpínskeho. Z odobratých vzoriek bola zistená pôdna reakcia pH a konduktivita röntgenovým spektrometrom XRF, DELTA CLASSIC bola vykonaná analýza chemického zloženia pôd na ťažké kovy. Z každej plochy bola odobraná pôdna vzorka. Zvlášť odobraná bola z plôch s výskytom a zvlášť z plôch bez výskytu druhu vstaváčik alpínsky. Z odobratých vzoriek bola zistená pôdna reakcia pH a konduktivita. Röntgenovým spektrometrom XRF, DELTA CLASSIC bola vykonaná analýza chemického zloženia pôd na ťažké kovy.

Výsledky a diskusia

Vertikálna distribúcia zistených druhov

Výskyt druhov čeľade vstavačovité v Belianskych Tatrách bol zaradený do štyroch vegetačných stupňov podľa Jalovičiarovej (1991):

1. Submontánnny stupeň do 800 m n. m. patrí kultúrnej krajine a predstavujú ho obhospodarované lúky, polia a bývalé pasienky. V tomto výškovom stupni sme zaznamenali

nasledovné druhy čeľade *Orchidaceae*: *Cypripedium calceolus*, *Epipactis helleborine* subs. *helleborine* a *Gymnadenia conopsea*.

2. Montánný stupeň sa rozkladá medzi 800 a 1450 (1500) m n. m. Jeho druhová skladba je pozmenená a dominujúcou drevinou je smrek. V tomto výškovom stupni boli zistené nasledovné druhy čeľade *Orchidaceae*: *Cypripedium calceolus*, *Cephalanthera damasonium*, *Cephalanthera rubra*, *Corallorhiza trifida*, *Dactylorhiza fuchsi*, subsp. *fuchsi*, *Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis*, *Epipactis atrorubens* subsp. *atrorubens*, *Epipactis helleborine* subsp. *helleborine*, *Epipactis palustris*, *Epipogium aphyllum*, *Goodyera repens*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera cordata*, *Listera ovata*, *Malaxis monophyllos*, *Neottia nidus - avis*, *Orchis mascula* subsp. *signifera*, *Platanthera bifolia* subs. *latiflora*, *Pseudorchis albida*, *Traunsteinera globosa*.

3. Subalpínsky stupeň je ohraničený hornou hranicou lesa (1450 m n. m.) a hornou hranicou súvislého výskytu druhu *Pinus mugo* vo výške okolo 1800 m n. m. V subalpínskom vegetačnom stupni boli v sledovanom území zistené nasledovné druhy: *Chamorchis alpina*, *Dactylorhiza viridis*, *Epipactis atrorubens*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Orchis mascula* subsp. *signifera*, *Pseudorchis albida*, *Traunsteinera globosa*.

4. Alpínsky stupeň začína približne v 1800 m, je predstavovaný vegetáciou vápencových a kvarcitových skál, alpínskych holí, vápencových sutín a pramenísk horských tokov. V alpínskom vegetačnom stupni boli zistené nasledovné druhy čeľade vstavačovitých: *Chamorchis alpina*, *Dactylorhiza viridis*, *Gymnadenia conopsea*, *Pseudorchis albida*, *Traunsteinera globosa*.

Druhy čeľade vstavačovitých (*Orchidaceae*) v Belianskych Tatrách udávané inými autormi a zistené výskumom boli rozdelené podľa kategórie ohrozenosti podľa IUCN.

V kategórii kriticky ohrozený – **CR** druh *Herminium monorchis* bol zistený v masíve Skalných vrát (Hendrych, 1991), výskumom autorov sa nepodarilo výskyt overiť.

V kategórii ohrozený – **EN** boli zaznamenané druhy *Epipogium aphyllum*, *Gymnadenia conopsea*, *Pseudorchis albida* a *Malaxis monophyllos*.

V kategórii zraniteľný – **VU** bolo zaznamenaných 17 druhov, *Epipactis palustris*, *Cephalanthera damasonium*, *Cephalanthera rubra*, *Epipactis helleborine*, *Listera ovata*, *Goodyera repens*, *Platanthera bifolia*, *Gymnadenia conopsea*, *Traunsteinera globosa*, *Orchis mascula* subsp. *signifera*, *Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis*, *Dactylorhiza sambucina*, *Coeloglossum viride*, *Corallorhiza trifida* a *Chamorchis alpina*.

Do kategórie ohrozenosti menej ohrozený – **LR** bol zaradený jeden druh *Epipactis atrorubens* a bez ohrozenosti je *Neottia nidus-avis*.

Vstaváčik alpínsky

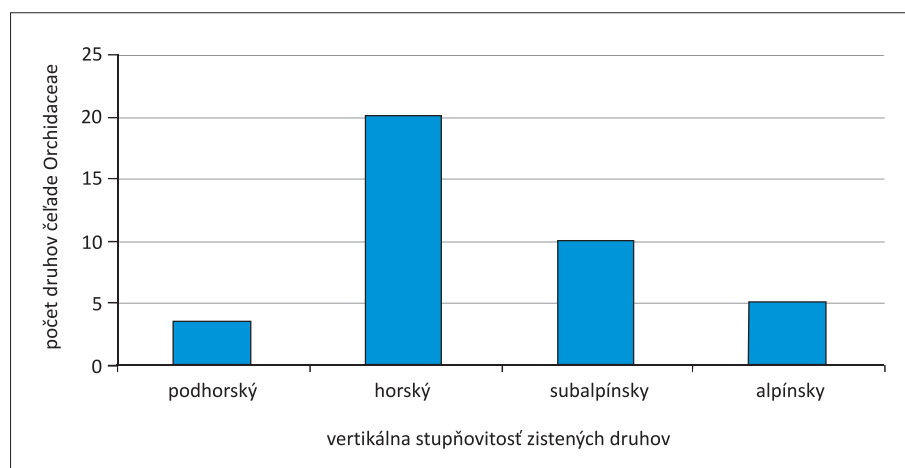
Rod *CHAMORCHIS* L. C. Rich., 1818

Chamorchis alpina (L.) L. C. Rich., 1818

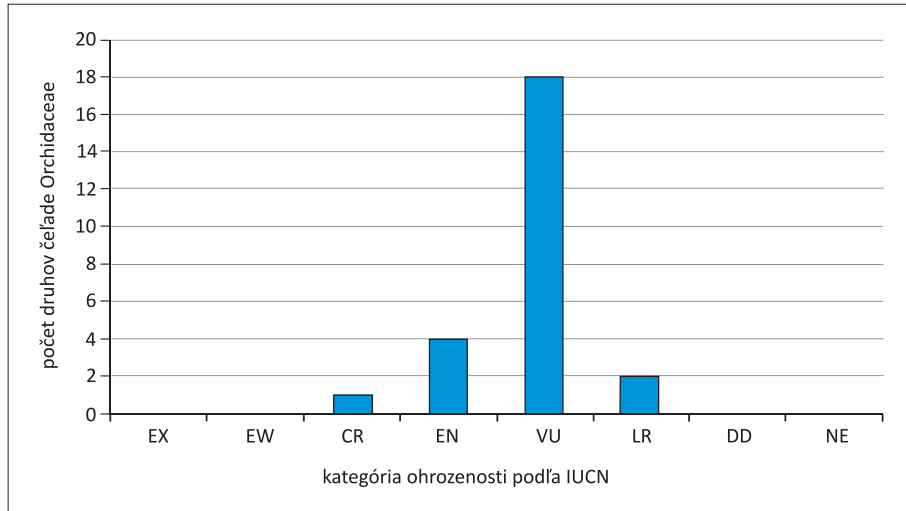
Syn: *Ophrys alpina* L., *Orchis alpina* Scop., *Aceras alpinum* (L.) Steud., *Arachnites alpina* (L.) F. W. Schmidt, *Chamaerepes alpina* (L.) Spreng., *Epipactis alpina* (L.) Schrank, *Herminium alpinum* (L.) Lindl., *Satyrium alpinum* (L.) Pers.

Vstaváčik alpínsky je európsky druh rozšírený v najsevernejšej Európe od Škandinávie (Fínsko, Nórsko, Švédsko) po severnú časť Ruska, v Alpách a Karpatoch (Procházka, 1999). V zozname Jacoba Fellmana (1795–1875), jedného z prvých fínskych botanikov, bol vstaváčik alpínsky pod názvom *Chamaerepes alpina*. Starý údaj o druhu je v severnej časti Ruska (Murmansk, polostrov Rybačij). Druh nebol nájdený v Murmansku viac ako 180 rokov, preto je navrhnutý za regionálne vyhynutý (Blinova a Pertti, 2011).

Izolované lokality výskytu sú v Alpách v Rakúsku, Nemecku, Švajčiarsku, Lichtenštajnsku, Slovinsku, Francúzsku a severnom Taliansku V Karpatoch sa vyskytuje v Poľsku, Rumunsku a na Slovensku v Belianskych Tatrách a v Červených vrchoch (Procházka a Velísek, 1983). V Poľsku sa vyskytuje jedine v Západných Tatrách, kde bol zistený na 23 lokalitách. Centrum výskytu tu má v masíve Červených vrchov, kde sa vyskytuje na 12 lokalitách vo výškovom rozpätí 1455–1900 m n. m. Zistený bol na Malom Giewonte, na Suchom vrchu, Skupniowym Uplaze, 1370 m n. m. – najnižšia lokalita v poľských Tatrách, ďalej na Kopie Królowej Wielkiej (Piękoś-Mirkowa, 2001).



Obr. 1. Vertikálna distribúcia druhov čeľade vstavačovitých (*Orchidaceae*) v Belianskych Tatrách
Fig. 1. The vertical distribution of the *Orchidaceae* family in Belianske Tatra Mts.



Obr. 2. Ohrozenosť zaznamenaných druhov čelade Orchidaceae v Belianskych Tatrách v kategóriách IUCN

Fig. 2. Vulnerability of the Orchidaceae family in the Bielanske Tatra Mts. by IUCN category

V Belianskych Tatrách je výskyt zaznamenaný po celom hrebeni od Muráňa po Jeleniu skalú, v Kopskom sedle a na Belianskej kope. Najnižší výskyt bol zistený na Jelenej skale v nadmorskej výške 1599 m (Sedláková, 2010).

Druh vstaváčik alpínsky je hľuznatý geofyt, ktorý sa rozmnožuje semenami. Podľa publikovaných údajov (Procházka a Velisek, 1983) sa druh rozmnožuje aj vegetatívne, čo je pravdepodobne adaptácia na chladné podnebie a krátke vegetačné obdobie vo všetkých oblastiach výskytu.

V Červenom zozname papraďorastov a semenných rastlín Slovenska (Feráková a kol., 2001) je *Chamorchis alpina* je zaradený do kategórie zraniteľný (Vulnerable) VU.

Charakteristika populácií vstaváčika pozostávala v sledovaní počtu jedincov vstaváčika alpínskeho, kvitnúcich a sterilných jedincov a v počte trsov. Na plochách bola zaznamenaná celková pokrývnosť vegetácie, pokrývnosť širokolistých bylín, graminoidov, machorastov, lišajníkov, stariny, skál a obnaženej pôdy, určený bol tvar reliéfu, sklon plochy, hĺbka pôdy.

Údaje získané z plôch s výskytom vstaváčika boli analyzované s cieľom posúdiť vzťah medzi výskytom tohto druhu a vlastnosťami jeho bezprostredného okolia.

Druh *Chamorchis alpina* mal tendenciu vyskytovať sa na plochách, ktoré mali o niečo vyššie druhové bohatstvo rastlín. Z hľadiska zastúpenia charakteristík pôdneho krytu boli plochy s výskytom *Chamorchis alpina* typické preukazne vyšším zastúpením skál. Pokrývnosť druhu *Dryas octopetala* tiež vykazovala štatisticky preukazné rozdiely medzi párovými plochami, avšak tieto rozdiely nepredstavovali všeobecný trend, ale záviseli od konkrétnej plochy. Pre ostatné hodnotené charakteristiky (pokrývnosť stariny, machorastov a *Carex firma*) neboli zaznamenané žiadne preukazné rozdiely medzi párovými plôškami.

Finálny logistický model hodnotiaci výskyt druhu *Chamorchis alpina* na plochách 1×1 m obsahoval ako jedinú štatisticky preukaznú premennú pokrývnosť lišajníkov ($\chi^2_{(1)} = 4.35$, $p = 0.037$). Pravdepodobnosť výskytu *Cha-*

morchis alpina narastala s narastajúcou pokrývnosťou lišajníkov. Uvedený vzťah však nebol veľmi tesný o čom svedčí nízka miera vysvetlenej deviancie ($R^2_{MF} = 0.026$).

Zo zaznamenaných jedincov maximálna výška byle bola 105 mm, max. výška listu 96 mm a max. počet kvetov bol 15. Priemerný počet kvetov u jedincov bol 6.

Jednou z veľmi dôležitých vlastností pôdy je jej pH hodnota. Na plochách výskytu vstaváčika alpínskeho bola zistená pôdna reakcia. Na Ždiarskej vidle bola nameraná najnižšia hodnota pH – 6,34, na Zadných Medodoloch bola zistená najvyššia hodnota pH – 8,05.

Plochy výskytu vstaváčika alpínskeho sme na základe floristického zloženia zaradili do asociácie Dryado octopetale-Caricetum firmæ. Morfológicky je to dvojposchodové, floristicky stredne bohaté spoločenstvo s prevahou hemikryptofytov a chamaefytov. Celkovú fyziognómiu udávajú



Obr. 3. Vstaváčik alpínsky (*Chamorchis alpina*)

Fig. 3. False orchid (*Chamorchis alpina*)

vankúše *Dryas octopetala* a trsy *Carex firma*, ktoré spolu tvoria podstatnú časť bylinného poschodia. Konštantnú subdominantu porastov tvorí *Festuca versicolor*, ich pravidelnou zložkou je tiež viacero pestro kvitnúcich bylín – *Bartsia alpina*, *Bistorta vivipara*, *Crepis jacquinii*, *Galium anisophyllum*, *Pedicularis verticillata*, *Pinguicula alpina*, *Ranunculus alpestris*, *Saxifraga caesia*, *Selaginella selaginoides*, *Soldanella carpatica*, *Tofieldia calyculata*. Poschodie machorastov a lišajníkov je dobre vyvinuté; s vysokou stálosťou sa v ňom vyskytujú druhy *Tortella tortuosa*, *Ditrichum flexicaule* a *Hylacomium splendens* (Kliment a kol., 2007).

Plocha v Zadných Meďodoloch patrí do zväzu *Antenarion tenellae-Caricetum firmae*, aj keď nejde o typicky vyvinuté, spravidla nezapojené kričkovo-bylinné spoločenstvo, ktoré má optimum v alpínskom a subalpínskom stupni (1550–2150 m). Odlišnú vegetáciu predstavuje plocha nad Kopským sedlom, ktorú sme zaradili do zväzu *Seslerion tatrae*, asociácia *Seslerio tatrae-Festucetum versicoloris*. Je charakterizovaná krátkosteblovým, otvoreným, floristicky bohatým spoločenstvom, na zložení ktorého sa významnou mierou podieľajú trávy a ostrice. Popri dominante *Festuca versicolor* sú to najmä *Sesleria tatrae* a *Carex sempervirens* (Kliment a kol., 2007).

Zistené rozdiely v priemerom počte druhov vegetácie boli na plochách kde je preukazne plošne vyššia pokryvnosť skál. Vysvetlenie spočíva v tom, že na miestach, kde je viac skál, je pôdna vrstva plytšia a súčasne pôdotvorný substát viac obohacuje pôdnu vrstvu. Na miestach kde skaly nie sú, je pôdna vrstva chudobnejšia na živiny. Pestrejšie zloženie substrátu umožňuje výskyt viacerých druhov vegetácie. Ďalším aspektom je extrémnosť substrátu s vyššou pokryvnosťou skál. Taký substrát nevytvára vhodné podmienky pre výskyt konkurenčne silnejších druhov, ktoré by vytlačali druhy konkurenčne slabšie, ale práve umožňuje výskyt väčšieho počtu konkurenčne slabších druhov, medzi nimi aj druh *Chamorchis alpina*.

Druh *Dryas octopetala* vykazovala štatisticky preukazné rozdiely medzi plochami. Rozdiely nepredstavovali všeobecný trend, ale záviseli od konkrétnej plochy, čo bolo spôsobené zrejme tým, že tento druh sa nevyskytoval na všetkých vybraných plochách, lebo nie je súčasťou všetkých spoločenstiev s výskytom druhu *Chamorchis alpina*. Pri samotnej analýze tých plôch, na ktorých je druh *Dryas octopetala* súčasťou spoločenstva, by tieto rozdiely zrejme všeobecný trend predstavovali. Druh *Chamorchis alpina* sa opäť tak ako aj lišajníky javí ako konkurenčne slabý druh, ktorý je schopný obsadzovať tie najextrémnejšie, najplytšie substráty.

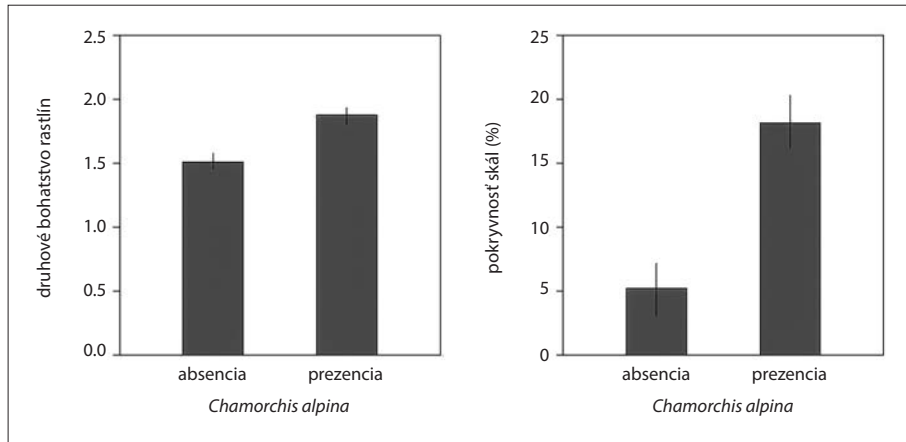
Záver

Územie Belianskych Tatier sa v polovici minulého storočia prestalo využívať na pasenie. V súčasnosti prebieha prirodzený vývoj v ekosystémoch, nastúpili sukcesné spoločenstvá vegetácie a zarastanie kosodrevinou. V lesných porastoch prebieha likvidácia lykožrútovej kalamity. Vplyvom rôznych zásahov do lesných biotopov – výrubu, ťažba drevín a umelé zásahy, dochádza taktiež k narušeniu pôdneho krytu a štruktúry nadložného horizontu, čím sa porušuje výživa vstavačovitých. Cez územie Belianskych Tatier vedie náučný jednosmerný chodník, ktorý bol na

Tab. 1. Vybrané lokality v Belianskych Tatrách, kde boli založené plochy výskumu *Chamorchis alpina*. Pre každý zdroj variability je zobrazený počet stupňov voľnosti (DF), priemerný štvorec (MS), testovacie kritérium (F) a príslušná hodnota pravdepodobnosti (p).

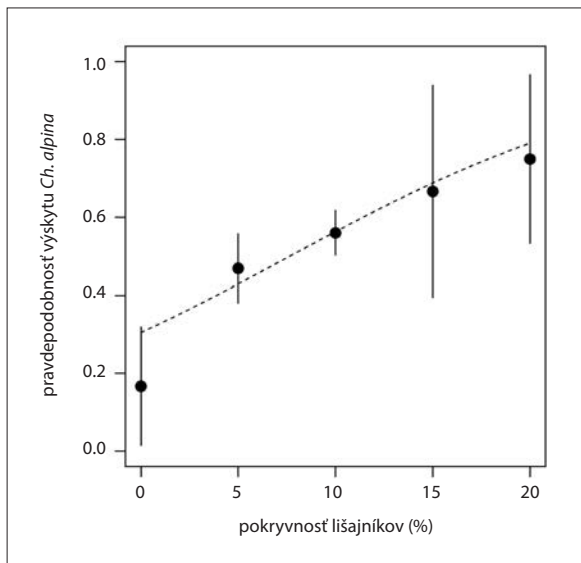
Tab. 1. Selected localities in the Belianske Tatry Mts., where the experimental areas of *Chamorchis alpina* have been established

Zdroj variability	DF	Druhovú bohatosť			Starina			Skaly			Machorasty			<i>Dryas octopetala</i>			<i>Carex firma</i>				
		MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p		
Medzi plôškami																					
Transekt	9	3.975	4.261	<0.001	2.179	5.252	<0.001	2.008	3.830	<0.001	4.737	10.394	<0.001	4.737	13.519	<0.001	2.555	10.394	<0.001	0.246	
Chyby	264	0.933			0.415		0.524				0.350			0.350							
V rámci plôšok																					
Výskyt	1	15.420	16.219	<0.001	0.001	0.003	0.956	6.272	15.251	<0.001	0.447	0.054	0.816	0.447	1.447	0.230	0.011	0.054	0.816		
Výskyt × Transekt	9	0.468	0.492	0.880	0.372	1.189	0.302	0.307	0.746	0.666	1.271	1.619	0.110	1.271	4.118	<0.001	0.331	1.619	0.110		
Chyby	264	0.951			0.313		0.411				0.309			0.309							



Obr. 4. Rozdiely v druhovom bohatstve rastlín a pokryvnosti skál na plôškach s výskytom a bez výskytu *Chamorchis alpina*. Zobrazené sú priemery (vrchol stĺpca) a 95% bootstrapové intervaly spoľahlivosti, ktoré zohľadňujú čiastočne zahŕňajúci dizajn

Fig. 4. Differences in species richness of plants and rocks coverage on the soles of the occurrence and free of *Chamorchis alpina*



Obr. 5. Grafické zobrazenie logistického regresného modelu reprezentujúceho vzťah medzi pokryvnosťou lišajníkov a pravdepodobnosťou výskytu *Chamorchis alpina*. Okrem logistickej krivky modelu (čiarkovná čiara) sú zobrazené aj empirické pravdepodobnosti výskytu pre 0, 5, 10, 15 a 20% pokryvnosť lišajníkov (bodka) $\pm 1 \times$ stredná chyba odhadu (anténa)

Fig. 5. Graphical display of the logistic regression model representing the relationship between the coverage of lichens and probability of occurrence *Chamorchis alpina*

základe súhlasu majiteľov územia povolený na využívanie pre turizmus ako obojsmerný.

Zásahy do biotopov, zmeny v ekosystémoch spôsobené ľudskou činnosťou na území Národnej prírodnej rezervácie Belianske Tatry majú za následok znižovanie biodiverzity, čo môže spôsobiť aj stav, že niektoré druhy čelade vstavačovitéch absentujú v území alebo úplne vymiznú zo sledovaného územia.

Literatúra

- Blinova V. I., Pertti U., 2011, *Chamorchis alpina* and *Epipactis helleborine* in the Murmansk Region, Russia and assessments of the orchids in the Region using the IUCN Red List Categories, „Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica”, 87: 21–28.
- Braun-Blanquet J., 1964, *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, Wien–New York, Springer-Verlag.
- Crawley M. J., 2007, *The R Book*, United Kingdom, John Wiley & Sons Ltd.
- Feráková J., Maglocký Š., Marhold K., 2001, Červený zoznam papradorastov a semenných rastlín Slovenska (december 2001), „Ochrana prírody”, 20, Suppl.: 44–77.
- Hendrych R., 1991, *Herminium monorchis* na Slovensku. Praha [in:] Spravodaj českej botanickej spoločnosti, 26, Praha: 33–37.
- Jalovičiarová D., 1991, *Príspevok k fytogeografii Belianskych Tatier* [in:] Zborník prác o Tatranskom národnom parku, 31, Osveta, Martin: 29–33.
- Kliment J., Valachovič M. (eds.), 2007, *Rastlinné spoločentvá Slovenska. 4. Vysokohorská vegetácia*, Bratislava, VEDA.
- McCullagh P., Nelder J. A., 1989, *Generalized Linear Models*, London, Chapman and Hall.
- McFadden D., 1973, *Conditional logit analysis of qualitative choice behavior* [in:] Zarembka P. (ed.), *Frontiers in Econometrics*, New York, Academic Press: 105–142.
- Piękoś-Mirková H., 2001, *Chamorchis alpina* [in:] *Polska Czerwona Księga Roślin*, Kraków, Polska Akademia Nauk, Instytut Botaniki, Instytut Ochrony Przyrody: 548–549.
- Procházka F., Velíšek V., 1983, *Orchideje naší přírody*, Akademie, nakladatelství Československé akademie věd, 1983, Praha, 274.
- Sedláková B., 2010, *Čelad Orchidaceae v Belianskych Tatrách*, diplomová práca, TUZVO Zvolen.
- Vlčko J., 1994, *Vstavačovité (Orchidaceae) – výskyt na Slovensku a ich ohrozenie* [in:] Zborník referátov zo seminára v Záhorkej Bystrici 6.–8. apríl 1993: 51–59.