

**Presja drapieżnicza na sztuczne gniazda
imitujące lęgi jarząbka *Tetrastes bonasia*
w warunkach Tatrzańskiego Parku Narodowego**

Predatory pressure on artificial nests imitating
broods of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*
in conditions of the Tatra National Park

Rozprawa doktorska

Doctoral thesis

mgr inż. Marcin Matysek

Promotor

Supervisor

dr hab. Robert Gwiazda, prof. IOP PAN



Kraków, 2021

Autor

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

Al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków



Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1

34-500 Zakopane



Promotor

dr hab. Robert Gwiazda, prof. IOP PAN

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

Al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków



Spis treści

| | |
|--------------------------------|----|
| Podziękowania | 5 |
| Spis publikacji..... | 6 |
| Streszczenie | 7 |
| Summary | 10 |
| Wstęp | 13 |
| Cele i hipotezy badawcze | 18 |
| Teren badań i metodyka..... | 21 |
| Wyniki | 28 |
| Wnioski..... | 32 |
| Konkluzje konserwatorskie..... | 34 |
| Bibliografia: | 35 |
| Publikacja I | 44 |
| Publikacja II..... | 56 |
| Publikacja III..... | 57 |
| Publikacja IV | 58 |
| Publikacja V..... | 70 |

Podziękowania

Serdecznie dziękuję mojemu promotorowi i opiekunowi naukowemu dr hab. Robertowi Gwieździe za pomoc, i nieocenione wsparcie merytoryczne i organizacyjne na każdym jego etapie oraz doskonałą współpracę nie tylko na polu naukowym.

Jestem również wdzięczny, śp dr hab. Zbigniewowi Bonczarowi za zaszczepienie we mnie miłości do tego bardzo skrytego gatunku oraz za wprowadzenie w metodykę jego badania.

Chciałbym również podziękować mojej Żonie, Rodzicom i Rodzinie za cierpliwość, wsparcie i wiarę w moje możliwości a dr hab. Łukaszowi Kajtochowi za bezinteresowną koleżeńską pomoc.

Ponadto podziękowania należą się również dla wielu osób, które na różne sposoby przyczynili się do powstania tej rozprawy. Nie sposób wymienić wszystkich z imienia i nazwiska, ale wszystkim tym osobom bardzo dziękuję, a najważniejsi z nich są współautorami artykułów lub są wymienieni w podziękowaniach w poszczególnych pracach.

Rozprawę doktorską dedykuję pamięci dr hab. Zbigniewa Bonczara prof. Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, wybitnemu znawcy jarzabka, który przyczynił się do powstania tej pracy.

Praca ta została częściowo sfinansowana przez Instytut Ochrony Przyrody i Instytutu Botaniki Polskiej Akademii Nauk z grantu dla doktorantów i młodych naukowców oraz przez Tatrzański Park Narodowy.

Prace terenowe zostały przeprowadzone za zgodą Lokalnej Komisji Etycznej w Polsce i zgodnie z polskim prawem.

Spis publikacji

- I. Matysek M., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2021. Liczebność i rozmieszczenie jarząbka *Tetrastes bonasia* w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Ornis Polonica* 62: 49-59.
- II. Matysek M., Kajtoch Ł., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2019. Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*? *Avian Biology Research* 12 (2): 59-66.
- III. Matysek M., Zub K., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2019. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). *Wildlife Research* 46: 205-211.
- IV. Matysek M., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2020. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fennica* 97: 53-63.
- V. Matysek M., Gwiazda R., Figarski T., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P., Piątek G. 2021. What habitat parameters are important for ground nests survival in mountain forests? Recommendation for protection of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* based on the experiment with artificial nests. *Bird Study* – w druku.

Streszczenie

Dostępność odpowiednich miejsc lęgowych i poziom presji drapieżników na lęgi uważane są za najważniejsze czynniki wpływające na sukces lęgowy ptaków. Wpływ drapieżników może ulegać zmianom. Kiedy dostępność głównych ofiar zmniejsza się, drapieżniki korzystają z alternatywnego źródła pokarmu jakim mogą być jaja lub młode ptaki. Wielkość populacji potencjalnych ofiar zmienia się w zależności od roku i tym samym wpływa na poziom drapieżnictwa na lęgi ptaków. Ryzyko drapieżnictwa na lęgach gatunków ptaków gnieźdzących się na ziemi zależy również od modyfikacji parametrów siedliskowych wynikających z działalności człowieka. w tym przypadku, najważniejszymi formami antropopresji są gospodarka leśna i turystyka. Obecność i aktywność ludzi może znacząco wpływać na zwierzęta poprzez zajmowanie ich siedlisk lub płoszenie, a z drugiej strony może zmieniać ich zachowanie w kierunku synantropizacji. Sposób prowadzenia gospodarki leśnej determinuje dostępność siedlisk oraz różnorodność roślinności wokół gniazda. Do tej pory nie uzyskano jednoznacznej odpowiedzi, który z wymienionych czynników silniej wpływa na sukces lęgowy ptaków.

Kuraki leśne uważane są za grupę ptaków najbardziej wrażliwych na niekorzystne oddziaływanie gospodarki leśnej i turystyki. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) ocenia, że ta grupa ptaków, a konkretnie głuszc, jarząbek i cietrzew są zagrożone wymarciem w Europie Środkowej i Zachodniej. Jarząbek to najmniejszy, a zarazem najliczniejszy przedstawiciel kuraków leśnych Europy. Gatunek ten jest łatwiejszy do wykrycia niż głuszc i cietrzew i może zostać wykorzystywany jako modelowy w badaniach kuraków leśnych ze względu na zbliżone preferencje siedliskowe i biologię okresu lęgowego.

W cyklu pięciu artykułów naukowych (Matysek et al. 2019a, 2019b, 2020, 2021a, 2021b), będących podstawą rozprawy doktorskiej, przedstawiono wyniki badań skoncentrowanych na: i) określeniu liczebności i zagęszczenia oraz rozmieszczenia stanowisk jarząbka w Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN), ii) określeniu czynników środowiskowych determinujących występowanie jarząbka w borach świerkowych, iii) określeniu poziomu presji drapieżniczej w różnych siedliskach leśnych (buczyna i bór świerkowy) oraz weryfikacji hipotezy alternatywnego źródła pokarmu, iv) poznaniu wpływu natężenia ruchu turystycznego na poziom presji drapieżniczej na

sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka i na rozmieszczenie stanowisk tego gatunku, v) określeniu parametrów siedliskowych wpływających na poziom presji drapieźniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka. Uzasadniono również celowość stosowania w terenie górskim sztucznych gniazd do badania gatunku o skrytym trybie życia.

Badania przeprowadzono w latach 2010-2014 na terenie leśnym TPN (131 km²) lub na powierzchni próbnej wynoszącej około 40 km². Występowanie gatunku lokalizowano standardowymi metodami monitoringowymi. Metodyka odłowu gryzoni polegała na zastosowaniu pułapek żywołownych z przynętą nieselektywną. Sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka wykonywano w losowych miejscach zgodnie z wiedzą na temat preferencji miejsc gniazdowania gatunku, w których umieszczano 5 kremowych jaj kurzych. Jaja uprzednio były spryskane wodą, w której zanurzano martwą przepiórkę *Coturnix coturnix*, żeby nanieść zapach kuraka. Łącznie 50% sztucznych gniazd monitorowano za pomocą fotopułapek. Natężenie ruchu turystycznego określono w latach 2009-2014. Liczenia odbywały się na punktach wejściowych do dolin oraz w miejscach skrzyżowań szlaków. Zgromadzone dane przeanalizowano statystycznie dla wyjaśnienia pięciu zagadnień wskazanych powyżej.

Na terenie TPN stwierdzono łącznie 79 stanowisk jarzábka. Rzeczywistą liczebność tego gatunku oszacowano na od 96 do 104 stanowisk, uwzględniając skryty tryb życia i trudny teren badań. Zagęszczenie gatunku określone na podstawie rzeczywistych stwierdzeń wynosiło 0,60 stanowisk/km², natomiast dla szacowanej liczebności od 0,73 do 0,79 stanowisk/km². Jarzábek był obecny w lasach regla dolnego i górnego oraz w nieinwentaryzowanym paśmie kosodrzewiny. Występował najczęściej na stokach o ekspozycji południowej, unikając stoków północnych, najliczniej zasiedlając lasy objęte ochroną czynną. Najważniejszymi elementami wpływającymi na lokalizację stanowisk jarzábka były kierunek ekspozycji, sąsiedztwo strumieni, zarastających polan oraz obecność martwych drzew. Gatunek ten występował zarówno w młodym jak i starym drzewostanie. Ponadto kluczowym elementem były luki w zwartym drzewostanie wywołane gradacją owadów lub działaniem wiatru.

Badania wykazały, że najwięcej sztucznych gniazd zostało zrabowanych przez kunę leśną *Martes martes* (54%), następnie przez lisa rudego *Vulpes vulpes* (23%), kruka *Corvus corax* (15%) i niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* (8%). W trakcie badań określono liczbę zrabowanych sztucznych gniazd oraz średni dzienny poziom drapieźnictwa. W 2012 roku zostało zrabowanych 8 sztucznych gniazd (18%, n = 45), a średni dzienny poziom drapieźnictwa wyniósł 0,003. W latach 2013 i 2014 wartości te

wynosiły odpowiednio 29 (42%, 0,009, n = 69) i 21 sztucznych gniazd (35%, 0,004, n = 60). Nie stwierdzono istotnych różnic w poziomie drapieżnictwa między badanymi typami siedliskowymi lasów. Po znacznym spadku liczebności gryzoni w 2013 roku nastąpił wzrost drapieżnictwa na sztuczne gniazda, co potwierdza hipotezę alternatywnego źródła pokarmu a tym samym znaczenie presji drapieżników.

Wyniki badań pokazały też, że prawdopodobieństwo stwierdzenia stanowisk jarzábka było większe wraz ze wzrostem odległości od szlaków turystycznych i spadkiem natężenia ruchu turystycznego. Jednocześnie wraz ze spadkiem natężenia ruchu turystycznego na szlakach rósł poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka. Sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka były istotnie częściej rabowane przez drapieżniki w miejscach o niższym udziale martwego drzewa i paproci w runie, mniejszej różnorodności gatunkowej runa leśnego oraz mniejszym udziale uczęszczanych dróg leśnych i szlaków turystycznych. Wykazane związki pokazują znaczenie antropopresji na sukces lęgowy ptaków.

Trudno jednoznacznie określić, który z czynników oddziałuje mocniej na kreowanie poziomu ryzyka presji drapieżniczej na lęgi gatunków ptaków gnieźdzących się na ziemi. Czynniki te oddziałują wzajemnie na siebie i w zależności od siły oddziaływania poszczególnych zmiennych poziomu ryzyka drapieżnictwa może być modyfikowany i różny w zależności od roku. Niemniej jednak wraz ze wzrostem natężenia oddziaływania czynników generowanych przez antropopresję poziom ryzyka presji drapieżniczej może wzrastać.

Uzyskane wyniki, poza poszerzeniem wiedzy na temat biologii jarzábka, mają aspekt praktyczny dla efektywnej ochrony tego gatunku. Dają następujące wskazówki do zmiany sposobu zarządzania zasobami leśnymi i ruchem turystycznym: i) popieranie odnowienia naturalnego, ii) większego udziału gatunków drzew i krzewów lekkonasiennych, iii) unikanie monokultur wiekowych i gatunkowych w drzewostanie, iv) pozostawiania możliwie jak największej ilości martwego drewna leżącego wraz z wykrotami, v) ograniczenia w ruchu turystycznym lub zamykanie szlaków prowadzących przez główne ostoje.

Summary

The availability of appropriate breeding sites and the predation rate on broods are considered the most important factors influencing the breeding success of birds. The influence of predators can change. When the availability of the main prey decreases, predators use an alternative food source such as eggs or young birds. The population size of the potential prey varies depending on the year and thus affects the level of predation on bird broods. The risk of predation on the broods of ground-nesting birds also depends on many habitat parameters related to human activity. One of the most important is anthropoppression, which includes forest management and tourism. Human presence and recreational activities can significantly affect animals by occupying their habitats or scaring them away, and on the other hand, can increase synanthropization of animals and change their behavior. The method of forest management is responsible for the availability of habitats as well as the diversity of vegetation around the nest. So far, it is not known which of the above-mentioned factors has the most important impact on the level of predation pressure on bird broods.

Forest-associated grouse are considered to be the group of birds most sensitive to the unfavorable effects of forest management and tourism. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) thinks that this group of birds, namely the capercaillie, hazel grouse and black grouse, are threatened to be extinct in Central and Western Europe. The hazel grouse is the smallest and the most numerous representative of European forest grouse. This species is easier to detect than the capercaillie and the black grouse, and can be used as a model for the study of forest grouse due to similar habitat preferences and the biology of the breeding period.

In series of the five scientific articles (Matysek et al. 2019a, 2019b, 2020, 2021a, 2021b), being the basis of the doctoral dissertation, the results of research focused on: i) determining the number, density and distribution of hazel grouse sites in the Tatra National Park (TPN), ii) determination of environmental factors determining the occurrence of hazel grouse in spruce forests, iii) determination of the level of predatory pressure in various forest habitats (beech and spruce forest) and verification of the hypothesis of alternative food source, iv) understanding the impact of tourist traffic on the level of predatory pressure on artificial nests imitating hazel grouse broods, such

as and the distribution of sites of this species, v) determination of the habitat parameters influencing the level of predatory pressure on artificial nests imitating hazel grouse broods.

The purposefulness of using artificial nests in mountainous terrain to study a species with a hidden lifestyle was also justified.

The research was carried out in 2010-2014 in the forest area of the Tatra National Park (131 km²) or on a sample area of about 40 km². Searching for the places of occurrence of the species was carried out according to standard monitoring methods. The rodent trapping methodology was based on the use of non-killing traps with non-selective bait. Artificial nests imitating hazel grouse broods were placed randomly in the forest litter according to the knowledge of the species' nesting preferences where 5 cream hen eggs were placed. The eggs were previously sprinkled with water in which a dead quail *Coturnix coturnix* was dipped to give the scent of the Galliformes. Totally 50% of artificial nests were monitored by camera traps. The intensity of tourist traffic was determined in the years 2009-2014. Counting took place at the entry points to the valleys and at the crossing points of the routes. The collected data was analyzed statistically to search of explanations for the five issues indicated above.

Totally 79 sites of hazel grouse were found in the area of the Tatra National Park. The number of this species, due to its secretive lifestyle and difficult research area, was estimated from 96 to 104 sites. The density of this species determined on the basis of actual records was 0.60 positions/km², while for the estimated number, the density was determined at 0.73–0.79 positions/km². The hazel grouse was found in the forests of the lower and upper montane region, and in the non studied mountain pine range. It occurred most often on the slopes with southern exposure, avoiding the northern slopes, most frequently inhabiting forests under active protection. The most important factors influencing the occurrence of hazel grouse sites were the direction of exposure, the presence of a greater number of streams, overgrown glades and dead trees. This species was found in both young and old stands. Moreover, gaps in the dense tree stand caused by, among others, gradation of insects or the action of mountain wind was the key-factor.

Research showed that the largest number of artificial nests was predated by *Martes martes* (54%), followed by the red fox *Vulpes vulpes* (23%), the raven *Corvus corax* (15%) and the brown bear *Ursus arctos* (8%). During the study, the number of predated artificial nests and the average daily level of predation were determined

for individual years. In 2012, 8 artificial nests were predated (18%, $n = 45$) and the average daily level of predation was 0.003. In 2013 and 2014, these values were respectively 29 artificial nests (42%, $n = 69$) and 21 artificial nests (35%, $n = 60$) as well as 0.009 and 0.004. There were no significant differences of predation rate between studied forest types. Predation on artificial nests increased after a significant decrease in the number of rodents in 2013, which confirms the hypothesis of an alternative food source (APH) and thus the importance of predator pressure.

The study showed the probability of occurrence of the hazel grouse site was greater with increasing in the distance from the tourist routes and the decreasing in the intensity of tourist traffic. The level of predatory pressure on artificial nests imitating hazel grouse broods increased with the decreasing in the intensity of tourist traffic on the trails. Artificial nests imitating hazel grouse broods were much more often plundered by predators in places with a lower share of dead trees and ferns, less species diversity of undergrowth and a smaller share of frequented forest roads and hiking trails.

The presented research, apart from widening of knowledge about the biology of hazel grouse, has a practical aspect for the effective protection of this species. They give recommendations to change the management of forest resources and tourism, and to reintroduce the studied species. The demonstrated relationships show the importance of anthropopressure for breeding success of birds.

It is difficult to clearly define which of the factors more strongly influences the risk of predatory pressure on the broods of ground-nesting bird species. These factors influence each other and depending on the strength of influence of particular variables, the level of predation risk may be modified and different depending on the year. Nevertheless, along with the increase in the intensity of the influence of factors generated by anthropopressure, the level of the risk of predatory pressure may increase.

The obtained results, apart from broadening the knowledge about the biology of the hazel grouse, have a practical aspect for the effective protection of this species. They provide the following guidelines for changing the management of forest resources and tourist traffic: i) promoting natural regeneration, ii) greater share of species of trees and light-seeded shrubs, iii) avoiding age and species monocultures in the stand, iv) leaving as much as possible lying dead wood, v) restrictions in tourist traffic or closing the routes leading through the main refuges.

Wstęp

Badany gatunek

Kuraki leśne należą do gatunków ptaków najbardziej wrażliwych na niekorzystne oddziaływanie gospodarki leśnej i turystyki (Martin 1993, Rösner i in. 2013, Storch 2013, Coppes i in. 2018). Między innymi na skutek tych działań, postępującą utratę siedlisk i zwiększone drapieżnictwo uważa się za główne przyczyny spadku populacji kuraków leśnych (Saniga 2002, Šálek i in. 2004, Cresswell 2011, Matysek i in. 2015, Matysek 2016, Jahren i in. 2016, Kämmerle i Storch 2019). Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) uważa, że kuraki leśne Galliformes, a konkretnie głuszec *Tetrao urogallus*, jarząbek i cietrzew *Lyrurus tetrrix* są zagrożone wymarciem w Europie Środkowej i Zachodniej (Storch 2007).

Jarząbek jest najmniejszym, a zarazem najliczniejszym przedstawicielem kuraków leśnych Europy (Johnsgaard 1983, Bergmann i in. 1996). Gatunek ten zasiedla rozległe jak i niewielkie, lasy oraz lokalnie pasmo kosodrzewiny (np. Bergmann i in. 1996, Bonczar 2004, Kajtoch i in. 2011, Kajtoch i in. 2012, Matysek 2013, Zięba i Zwijacz – Kozica 2014, Cichocki i Matysek 2015, Matysek 2016, Matysek i in. 2015, 2018a, 2018b, 2020). W Europie gatunek ten występuje głównie od Fennoskandii i Rosji, po zachodnią Ukrainę i łuk Karpat. Drugi rejon występowania tego gatunku to Alpy oraz duża część Półwyspu Bałkańskiego (np. Bergmann i in. 1996, Hagemeyer i Blair 1997, BirdLife International 2020). w Polsce jarząbek występuje głównie w pięciu rejonach: południowo-zachodnim, obejmującym Sudety wraz z Pogórzem Sudeckim (Bonczar 2004, Matysek i in. 2015, Wasiak P. – dane niepubl.), południowo-wschodnim, obejmującym Karpaty wraz z Pogórzem Karpackim, oraz Kotliną Sandomierską (Walasz i Mielczarek 1992, Bonczar 2004, Kajtoch i in. 2011, Matysek i in. 2015, Matysek 2016), środkowopolskim, obejmującym Góry Świętokrzyskie i przyległe do nich tereny na wyżynach Małopolskiej i Śląskiej (Chmielewski i in. 2005, Kościelny, Belik 2006, Matysek i in. 2015), wschodnim, obejmującym Roztocze (Piotrowska 2005) i północno-wschodnim, obejmującym rozległe kompleksy leśne Mazur, Warmii, Suwalszczyzny, Podlasia i Polesia (Różycki i in. 2007, Bonczar 2007, Fiedorowicz 2008, Kurkowski 2010, Matysek i in. 2015). Izolowane stanowiska tego gatunku występują w kilku kompleksach leśnych Pomorza

(Sikora i in. 2013), Wielkopolski (Żurawlew 2012) i najprawdopodobniej bardzo nielicznie w części lasów Ziemi Lubuskiej (Matysek 2018) i przyległych do niej kompleksów leśnych województwa Zachodniopomorskiego (Kajzer i in. 2010, M. Matysek, dane własne). Na terenie Polski jarząbek jest określany jako nieliczny lub lokalnie średnio liczny, słabo rozpowszechniony gatunek lęgowy (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, Bonczar 2007, Matysek i in. 2015). Jak podaje Chodkiewicz i in. (2015) liczebność jarząbka w Polsce oscyluje w granicach od 15 000 - 20 000 samców. Natomiast wg Walasza i Mielczarka (1992) na przełomie lat 80. i 90. XX wieku rozpowszechnienie jarząbka w Karpatach było nieco wyższe, a po II wojnie światowej gatunek ten zasiedlał niemal cały obszar Polski (Marchlewski 1948). Gatunek ten jest użytkowany łowiecko w okresie od 1 września do 30 listopada, gdzie głównie w Karpatach i puszczech północno-wschodniej Polski rocznie pozyskuje się około 100 osobników (Kamieniarz i Panek 2008).

Jarząbek należy do gatunków terytorialnych o skrytym trybie życia. Jest gatunkiem trudno wykrywalnym (Swenson 1991, Bonczar 1992) i wymagającym zastosowania specjalnych technik monitorowania (Marion i in. 1981, Matysek i in. 2015, Matysek 2016). Gatunek ten może pełnić rolę gatunku wskaźnikowego dla naturalnych i heterogenicznych obszarów leśnych (Zawadzka i Zawadzki 2006, Müller i in. 2009, Matysek i in. 2020). Jarząbek jest liczniejszy i łatwiejszy do wykrycia niż głuszec i cietrzew, jednakże dzięki zbliżonym do siebie preferencjom siedliskowym i biologii okresu lęgowego może być wykorzystany jako gatunek modelowy kuraków leśnych.

Presja drapieżnicza na lęgi kuraków leśnych

Sukces lęgowy ptaków uzależniony jest od wielu czynników, między innymi takich jak: jakość i dostępność miejsc lęgowych, łatwość dostępu do odpowiedniego pokarmu, poziom drapieżnictwa i warunki klimatyczne w czasie inkubacji i wodzenia piskląt (Assandri i in. 2017). Poziom presji drapieżniczej w czasie inkubacji jaj i przebywania piskląt w gniazdach różni się między latami i jest kluczowym czynnikiem sukcesu lęgowego ptaków, zwłaszcza dla gatunków których, gniazda są łatwo dostępne dla drapieżników (Martin 1993). Ryzyko drapieżnictwa na lęgach gatunków ptaków gnieźdzących się na ziemi, zależy od wielu parametrów siedliskowych, w tym od lokalizacji gniazda (Fretwell 1980, Skutch 1985, Boyle 2008), pokrycia i różnorodności roślinności wokół gniazda (np. Lahti 2001, Baines i in. 2004, Tirpak i in. 2006, Ludwig i in. 2012, Seibold i in. 2013), sposobu prowadzenia gospodarki leśnej

(Major i Kendal 1996, Seibold i in. 2013), zmian antropogenicznych np. poprzez obecność dróg, uprawianie turystyki i rekreacji (Watson i Moss 2004, Støen 2010) oraz dostępności innych źródeł pokarmu dla potencjalnych drapieżników (Lack 1954; Angelstam et. al 1984). Trudno jednoznacznie odpowiedzieć, który z wymienionych czynników silniej oddziałuje na poziom presji drapieżniczej na lęgi ptaków.

Wpływ zagęszczenia gryzoni na lęgi kuraków leśnych

Większość drapieżników nie poszukuje aktywnie gniazd ptasich (Angelstam 1986), a jaja stanowią jedynie uzupełnienie ich diety (Angelstam i in. 1984). Poziom presji drapieżniczej różni się między latami i zależy od dostępności podstawowych źródeł pokarmu. Dla drapieżników jaj ptasich dominującym źródłem pokarmu są gryzonie. Te z kolei charakteryzują się sezonowymi fluktuacjami liczebności wynikającymi z nieregularnego obradzania drzew diasporami (np. bukwi) oraz presji drapieżniczej (Jędrzejewski i Jędrzejewska 1993, Pucek i in. 1993, Zub i in. 2012, Cornulier i in. 2013). Oportunistyczne drapieżniki (generalisci) mogą zmienić rodzaj ofiary z nielicznej i trudno dostępnej na bardziej liczną i dostępną. Kiedy liczebność populacji głównych ofiar zmniejsza się, drapieżniki penetrują większy obszar przy okazji znajdując alternatywne źródło pokarmu, z którego później mogą częściej korzystać (np. jaja lub młode ptaki) (Bêty i in. 2001). Hipoteza alternatywnego źródła pokarmu (APH) sugeruje, że większe zagęszczenie głównej ofiary drapieżnika może zwiększyć sukces lęgowy ptaków lęgowych na ziemi, np. jarzábka, ze względu na mniejszą presję drapieżniczą na jaja i pisklęta (Lack 1954, Angelstam i in. 1984). Z kolei hipoteza drapieżnik-ofiara mówi, że liczebność drapieżników będzie zmieniała się w odpowiedzi na fluktuację liczebności ich ofiar (Holling 1959). Większość badań nad relacją drapieżnik-ofiara oraz alternatywnym źródłem pokarmu została przeprowadzona w lasach borealnych oraz tundrze, gdzie liczebność gryzoni istotnie wpływała na poziom drapieżnictwa (Tomkovich i Zharikov 1997, 1998, Bêty i in. 2001, Wilson i Bromley 2001, Saniga 2002, Šálek i in. 2004).

Wpływ turystyki na lęgi kuraków leśnych

Obecność i działalność człowieka może znacząco wpływać na zwierzęta poprzez zajmowanie ich siedlisk lub płoszenie np. podczas inkubacji jaj, a z drugiej strony może zwiększyć synantropizację zwierząt i zmieniać ich zachowanie (np. Vitousek i in. 1997, Burger i in. 2004, Gill 2007). W Europie w ostatnich dziesięcioleciach rośnie poziom

presji turystycznej na obszary chronione (Reed i Merenlender 2008, Balmford i in. 2009). Większa liczba turystów odwiedzających takie tereny jak parki narodowe wpływa negatywnie na ochronę i dobrostan zwierząt powodując tzw. „krajobraz strachu” (Rösner i in. 2013). Obecność szlaków turystycznych może wpływać na występowanie i sukces lęgowy niektórych gatunków ptaków naziemnych takich jak kuraki Tetraonidae (Storch i Leidenberger 2003, Thiel i in. 2008, Rupf i in. 2011). Często zagęszczenie drapieżników jest wyższe w sąsiedztwie obiektów turystycznych, ze względu na możliwość łatwego zdobycia pokarmu lub ułatwienie przemieszczania się np. po szlakach turystycznych (Storch i Leidenberger 2003, Watson i Moss 2004, Storch i in. 2005). Drogi i szlaki turystyczne ułatwiają dostęp do większej powierzchni środowiska, a ich obrzeża są częściej penetrowane przez drapieżniki (Wilcove 1985, Storch i in. 2005). Summers i in. (2007) wykazali, że obecność człowieka wpływa niekorzystnie na głuszca, który unikał żerowania na drzewach przy szlakach turystycznych w lasach Szkocji. Ryzyko drapieżnictwa na gniazda zwykle rośnie wraz z odległością od szlaków (Boag i in. 1984, Miller i Hobbs 2000). Jednak Miller i in. (1998) wykazali większą presję drapieżniczą na naturalne gniazda w pobliżu szlaków w siedliskach leśnych i łąkowych (hrabstwo Boulder, USA). Z kolei Seibold i in. (2013) nie stwierdzili wpływu turystyki na dzienne wskaźniki drapieżnictwa na sztucznych gniazdach w Lesie Bawarskim (Niemcy). Rozbieżności te mogą wynikać z różnego poziomu natężenia ruchu turystycznego oraz gatunków potencjalnych drapieżników. Szlaki i miejsca o dużej aktywności turystycznej mogą być omijane przez gatunki bardziej płochliwe takie jak np. kuna leśna (Barja i in. 2007, Wereszczuk i Zalewski 2015), których tereny łowieckie mogą się znajdować z dala od tych miejsc.

Wpływ warunków środowiskowych na lęgi kuraków leśnych

Wraz ze wzrostem wysokości maleje liczba i zagęszczenie potencjalnych drapieżników, co bezpośrednio przekłada się na mniejszą presję drapieżniczą z ich strony (Fretwell 1980, Skutch 1985, Boyle 2008). Z kolei większe zagęszczenie i różnorodność roślin runa i podszytu zapewnia lepszą osłonę dla gniazd, utrudniając znalezienie ich przez drapieżniki. Poza tym ogranicza mobilność drapieżników i tym samym zmniejsza ryzyko drapieżnictwa (np. Martin 1993, Lahti 2001, Baines i in. 2004, Tirpak i in. 2006, Ludwig i in. 2012, Seibold i in. 2013). Struktura drzewostanu jak również sposób gospodarowania znacząco wpływa na poziom presji drapieżniczej na lęgi ptaków.

Choć wg Seibolda i in. (2013) leżące martwe drzewa nie miały istotnego wpływu na wskaźnik drapieżnictwa, to wiatrowały i wiatrołomy spowodowane min. gradacją korników *Ips* ssp. pozytywnie wpływają na zmniejszanie presji drapieżniczej na naziemne lęgi.

Zastosowanie sztucznych gniazd

Wykorzystanie sztucznych gniazd w badaniach było przedmiotem intensywnych dyskusji (np. Major i Kendal 1996, Paton 2002, Moore i Robinson 2004, Faaborg 2004). Największe wątpliwości budził brak aktywności ze strony wysiadującej jaja kury i brak piskląt (Haskell 1995), nienaturalne rozmieszczenie lub sztuczny wygląd gniazd (Major i Kendal 1996), oraz różnice w penetracji naturalnych i sztucznych gniazd przez różne gatunki drapieżników (Storaas 1988, Willebrand i Marcström 1988, Moore i Robinson 2004). Przykładowo wskaźniki dziennego przeżycia lęgu były wyższe w przypadku naturalnych gniazd niż w przypadku sztucznych gniazd gwizdacza żółtego *Eopsaltria australis* (Zanette 2002). Z kolei Hoset i Husby (2019) wykazali, że sztuczne gniazda w lasach borealnych stanowią odpowiednią miarę względnego ryzyka drapieżnictwa gniazd w naturalnych gniazdach otwartych. Oczywiście jest, że wiarygodne dane dotyczące bezwzględnego ryzyka drapieżnictwa można uzyskać tylko na podstawie monitorowania naturalnych gniazd. Jednak często trudno jest znaleźć wystarczającą liczbę gniazd do analiz statystycznych (Storaas 1988, Willebrand i Marcström 1988), zwłaszcza dla gatunków prowadzących bardzo skryty tryb życia jakim są kuraki leśne. Co więcej, poszukiwanie dzikich, rzadko występujących gatunków i ich gniazd może powodować dla nich zagrożenie zwiększające ryzyko drapieżnictwa przez pozostawienie „ścieżki zapachowej”, czy zniszczoną roślinność (Faaborg 2004, Villard i Pärt 2004). Dlatego sztuczne gniazda są skuteczną i często jedyną możliwą do wykorzystania metodą badawczą (Pärt i Wretenberg 2002, Martin i Joron 2003, Villard i Pärt 2004, McKinnon i in. 2010, Summers i in. 2009, Żmihorski i in. 2010, Lumpkin i in. 2012, Svobodová i in. 2012, Ludwig i in. 2012, Seibold i in. 2013). Poza tym zastosowanie sztucznych gniazd w trudnym terenie górskim wydaje się być właściwym sposobem badania poziomu drapieżnictwa i czynników, które na niego wpływają.

Cele i hipotezy badawcze

Podjęte prace były wieloaspektowe i obejmowały różne biologiczne zagadnienia dotyczące drapieżnictwa na sztucznych jajach jak i samego występowania gatunku na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego.

Cele podjętych badań były następujące:

1 – Określenie liczebności i zagęszczenia oraz położenia stanowisk jarzábka pod względem wysokości, kierunku ekspozycji i statusu ochronnego drzewostanu.

Osiągnięcie celu 1 miało zasadniczo stanowić swego rodzaju wstęp, do całych badań. Trudno nawiązywać do konkretnego gatunku nie znając jego liczebności i rozmieszczenia na terenie badań. Ta praca powstała jako pierwsza, pomimo tego, że opublikowano ją dopiero w 2021 roku. Jej wyniki posłużyły do zaplanowania prac nad kolejnymi tematami.

Cel 1 zrealizowano w publikacji:

Matysek M., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2021. Liczebność i rozmieszczenie jarzábka *Tetrastes bonasia* w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Ornis Polonica* 62: 49-59 (określonej dalej w rozprawie jako Publikacja I).

2 – Znalezienie odpowiedzi na pytanie, jak gatunek pełniący rolę wskaźnikowego dla naturalnych i heterogenicznych obszarów leśnych rekompensuje ubóstwo środowiska w borach świerkowych dominujących w Tatrzańskim Parku Narodowym.

Wątek ten dopełnia poznanie preferencji siedliskowych gatunku w Tatrzańskim Parku Narodowym w odniesieniu do specyficznych warunków w jakich gatunek tam występuje i gniazduje. Poznanie odpowiedzi jarzábka na ubóstwo środowiska posłużyło do zaplanowania prac nad kolejnymi tematami.

Cel 2 zrealizowano w publikacji:

Matysek M., Kajtoch Ł., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2019. Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*? Avian Biology Research 12(2): 59-66 (określonej dalej w rozprawie jako Publikacja II).

3 – Określenie poziomu presji drapieżniczej sztucznych gniazd imitujących lęgi jarząbka w dwóch siedliskach leśnych oraz weryfikacja powiązanej z tematem hipotezy alternatywnego źródła pokarmu (APH; Lack 1954; Angelstam i in. 1984).

Praca ta stanowiła zasadniczą część badawczą mającą na celu określenie poziomu presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka oraz poznanie czynników, które wpływają na nią. Zbadano poziom zagęszczenia gryzoni, co pośrednio wpływa na wielkość presji drapieżniczej na sztuczne naziemne gniazda, gdyż gryzonie stanowią bazę pokarmową drapieżników.

Hipoteza (H1) (tzw. alternatywnego źródła pokarmu) – presja drapieżnicza na jaja ptaków (alternatywne źródło pokarmu) wzrasta w przypadku małego zagęszczenia gryzoni.

Cel 3 zrealizowano w publikacji:

Matysek M., Zub K., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2019. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). Wildlife Research 46: 205-211 (określonej dalej w rozprawie jako Publikacja III).

4 – Poznanie wpływu natężenia ruchu turystycznego na szlakach na poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka. Dla pełnego zrozumienia tego zjawiska było konieczne określenie wpływu natężenia ruchu turystycznego na szlakach na rozmieszczenie terytoriów jarząbka na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego.

To kolejna praca stanowiąca zasadniczą część badawczą. Praca posiadała dwa cele, którym wspólnym mianownikiem jest wpływ natężenia ruchu turystycznego na szlakach na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego. Zweryfikowano dwie hipotezy.

Hipoteza (H2) - szlaki turystyczne i natężenie ruchu turystycznego negatywnie wpływają na liczbę stanowisk jarzábka.

Hipoteza (H3) - presja drapieżnicza na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka jest negatywnie powiązana z odległością od szlaków turystycznych (drapieżniki mogą je wykorzystywać do przemieszczania się i poszukiwania pokarmu) oraz natężeniem ruchu turystycznego (drapieżniki unikają miejsc z większą liczbą turystów).

Cel 4 zrealizowano w publikacji:

Matysek M., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2020. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fennica* 97: 53-63 (określonej dalej w rozprawie jako Publikacja IV).

5 – Określenie parametrów siedliskowych wpływających na poziom presji drapieżniczej sztucznych gniazd imitujących lęgi jarzábka.

To ostatnia praca stanowiąca zasadniczą część badawczą, w której weryfikowane były dwie hipotezy dotyczące ryzyka drapieżnictwa dla sztucznych gniazd.

Hipoteza (H4) - drapieżnictwo jest mniej intensywne w miejscach lokalizacji gniazda o bogatej strukturze gatunkowej runa i podszytu w bezpośrednim sąsiedztwie gniazd w skali lokalnej (ponieważ gniazda są trudniejsze do znalezienia z powodu zmniejszonej widoczności i ograniczonego przemieszczania się potencjalnych drapieżników).

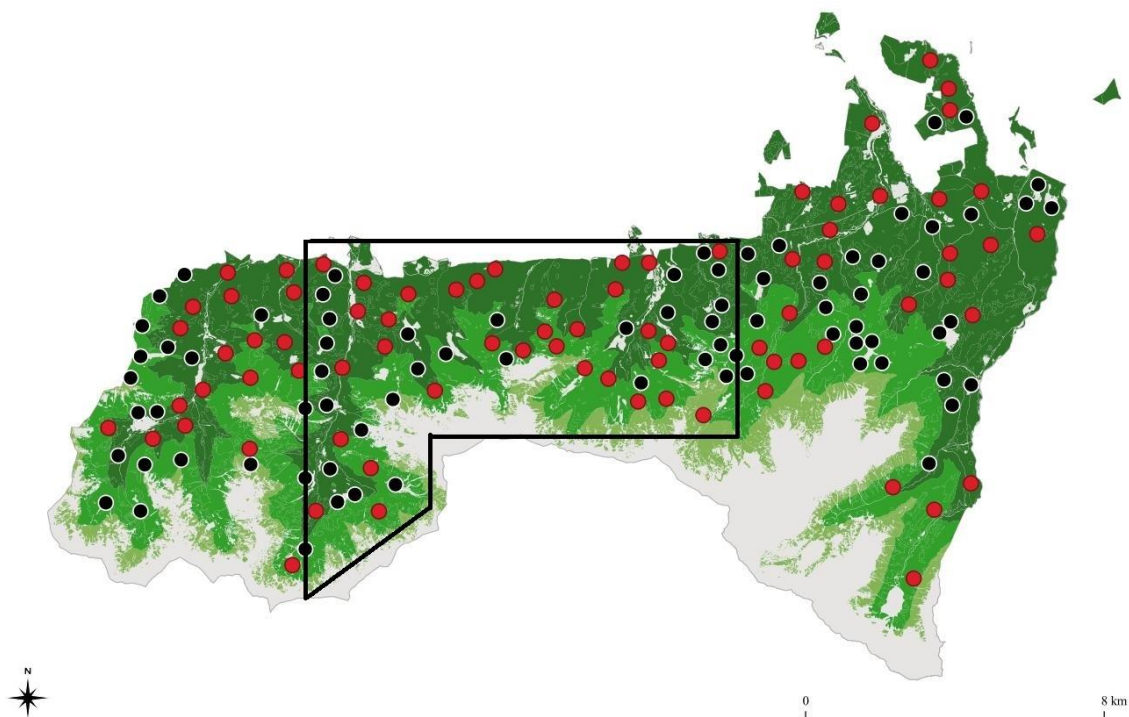
Hipoteza (H5) - drapieżnictwo jest większe w skali przestrzennej o ubogiej strukturze gatunkowej runa i podszytu oraz w pobliżu szlaków turystycznych (ponieważ drapieżniki mogą swobodnie poruszać się i łatwiej lokalizować gniazda).

Cel 5 zrealizowano w publikacji:

Matysek M., Gwiazda R., Figarski T., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P., Piątek G. (w druku) What habitat parameters are important for ground nests survival in mountain forests? Recommendation for protection of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* based on the experiment with artificial nests. *Bird Study* – w druku (określonej dalej w rozprawie jako Publikacja V).

Teren badań i metodyka

Do przeprowadzenia badań wybrano Tatrzański Park Narodowy (TPN), który stanowi miejsce liczego występowania jarząbka, wielu potencjalnych drapieżników mogących wpływać na jego liczebność populacji oraz liczne szlaki turystyczne o dużym natężeniu ruchu turystycznego. TPN obejmuje całe polskie Tatry oraz niewielkie części Pogórza Bukowińskiego (Pogórze Gliczarowskie) i Rowu Podtatrzańskiego (Kondracki 2013). Jego powierzchnia wynosi około 212 km². Drzewostany polskich Tatr o powierzchni około 131 km², występują od piętra regla dolnego do piętra kosodrzewiny. Piętro regla dolnego, porośnięte jest głównie przez bory świerkowe (zbudowane przez świerka *Picea abies*), często pochodzenia antropogenicznego oraz na niewielkiej powierzchni przez buczyny, których drzewostan jest zbudowany przez buka *Fagus sylvatica* i jodłę *Abies alba*, z domieszką jawora *Acer pseudoplatanus*. Przekształcenia antropogeniczne były spowodowane niewłaściwą gospodarką leśną prowadzoną na przestrzeni XIX i XX wieku. Polegały one głównie na wprowadzeniu świerka na siedliska naturalnie zajmowane przez jodłę i buka. Na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego powierzchnia drzewostanów zmienionych stanowi obecnie blisko 80% powierzchni lasów dolnoreglowych. Piętro regla górnego zdominowane jest prawie wyłącznie przez bory świerkowe. Miejscami rośnie reliktowy bór limbowo-świerkowy *Pino cembrae* - *Piceetum*. Powyżej regla górnego występuje się piętro subalpejskie, porastane głównie przez kosodrzewinę *Pinus mugo* (Piękoś-Mirkowa i Mirek 1996).



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk jarzábka w Tatrzańskim Parku Narodowym. Czarne punkty – stanowiska jarzábka, czerwone punkty – miejsca losowe, gdzie nie stwierdzono obecności jarzábka, kolor ciemno zielony – regiel dolny, kolor zielony – regiel górny, jasno zielony – piętro kosodrzewin, kolor szary pozostałe strefy roślinne, czarny wielobok – obszar umieszczania sztucznych gniazd imitujących lęgi jarzábka.

Tatrzański Park Narodowy pokryty jest gęstą siecią szlaków turystycznych, których łączna długość wynosi 275 km. TPN odwiedza rocznie 3,5-4 mln turystów, a w ciągu jednego dnia może być nawet do 40 tys. turystów (dane Tatrzańskiego Parku Narodowego). Pomimo tak dużego natężenia ruchu turystycznego w TPN znajdują się siedliska lęgowe wszystkich trzech gatunków kuraków leśnych. Presję drapieżniczą na populacje tych ptaków mogą wywierać m.in. niedźwiedź brunatny, wilk *Canus lupus*, ryś *Lynx lynx*, lis rudy, kuna leśna, gronostaj *Mustela erminea*, orzeł przedni *Aquila chrysaetos*, sokół wędrowny *Falco peregrinus*, jastrząb *Accipiter gentilis* i kruk.

Badania terenowe prowadzone były w latach 2010-2014. Obejmowały całym obszar leśny TPN tj. około 131 km² (publikacje I, II, IV) lub były prowadzone na powierzchni wynoszącej około 40 km² (szczegóły metodyczne są przedstawione w publikacjach III, V) (Rys. 1).

Wyszukiwanie i opis miejsc występowania gatunku prowadzono w latach 2010 - 2012. Prace te polegały na nasłuchiwaniu odzywających się jarzábków w odpowiedzi na odtwarzanie głosu terytorialnego tego gatunku z urządzenia

elektronicznego w punktach wyznaczonych systematycznie co około 200 m (szczegóły metodyczne są przedstawione w publikacjach I, II, IV).

Odłowy gryzoni w dwóch siedliskach leśnych (buczyna 36 pułapek; bór świerkowy 18 pułapek) prowadzono w pierwszej i czwartej dekadzie sierpnia w latach 2012-2014. Do odłowu zastosowano pułapki żywołowne, do których wkładano nieselektywną przynętę. Odłów prowadzono przez 3 dni a wypuszczane zwierzęta znakowano (szczegóły metodyczne są przedstawione w publikacji III) (Zdj. 1 i 2).



Zdj. 1 i 2. Odłów i identyfikacja drobnych ssaków (fot. Monika Ben Mrad).

Sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzębka lokowano losowo w latach 2012-2014. w miejscu umieszczenia sztucznego gniazda, w ściółce wykonywano niewielki dołek, do którego wkładano 5 kremowych jaj kurzych. Jaja uprzednio były spryskane wodą w której zanurzano martwą przepiórkę żeby nanieść zapach kuraka. Jaja przykrywano składowymi runa leśnego, tak by były widoczne jedynie w około 20-30%, w celu imitowania maskującego ubarwienia wysiadującej samicy. Za pomocą fotopułapek (Acorn 5220) monitorowano 50% sztucznych gniazd w celu identyfikacji gatunku drapieżnika penetrującego te gniazda. Sztuczne gniazda były sprawdzane co tydzień przez około 27 dni. W ostatnim dniu monitorowania wykonywany był opis środowiska

lokalizacji sztucznego gniazda (szczegóły metodyczne są przedstawione w publikacjach III, IV, V).



Zdj. 3. Przykładowa lokalizacja sztucznego gniazda imitującego lęg jarząbka (przed maskowaniem) (fot. Marcin Matysek).



Zdj. 4. Sposób maskowania sztucznego gniazda imitującego lęgi jarzábka (fot. Marcin Matysek).

Liczbę turystów na poszczególnych szlakach turystycznych określano z pomocą pracowników i wolontariuszy TPN w latach 2009-2014. Liczenia odbywały się na punktach wejściowych do dolin oraz dodatkowo w sierpniu w miejscach krzyżowań lub rozgałęzień się szlaków (szczegóły metodyczne są przedstawione w publikacji IV).

Wszystkie pozycje zarówno stwierdzonych stanowisk gatunku jak i wykonywanych gniazd, zapisywano w pamięci GPS Garmin 62s. Analizy graficzne jak i część obliczeń, wykonywano za pomocą oprogramowania QGIS oraz ARCGIS. QGIS posłużył również jako generator pozycji losowych miejsc umieszczenia sztucznych gniazd.

Większość analiz statystycznych wykonywanych było w pakiecie STATISTICA (version 11, 12, StatSoft 2014), ale również w programach takich jak: R (R Core Teams 2018) i PAST 4.0.

W publikacji pierwszej użyto test Rao (ang. Rao's spacing test) w celu określenia, czy średni kierunek położenia stanowisk jarzábka oraz miejsc losowo wybranych różni się. Natomiast różnicę pomiędzy kierunkami ekspozycji stanowisk jarzábka i losowo wybranych miejsc, gdzie nie stwierdzono obecności gatunku obliczano testem Mardia - Watson-Wheeler'a w programie PAST 4.0. Różnice w zagęszczeniu stanowisk jarzábka w stosunku do powierzchni regła dolnego i górnego oraz różnice w statusie ochronnym obszarów ze stanowiskami jarzábka w stosunku do udziału tych obszarów w TPN określono z pomocą testu chi-kwadrat. W publikacji II w pierwszej kolejności użyto testu U Manna-Whitneya, żeby znaleźć różnice badanych czynników pomiędzy miejscem występowania jarzábka a miejscami losowymi, gdzie nie stwierdzono obecności gatunku. Dalej część skorelowanych zmiennych łączono w komponenty dzięki zastosowaniu analizy składowych głównych (ang. principal correspondence analysis, PCA). Następnie przeprowadzono modelowanie wieloczynnikowe – ogólny model liniowy (ang. generalized linear model, GLM) z funkcją logit jako funkcją wiążącą do określenia wpływu badanych czynników na stanowiska jarzábka. Do rangowania modeli zastosowano kryterium informacyjne Akaike (ang. Akaike information criterion, AIC). Na koniec wykonano jednoczynnikową regresję logistyczną dla najważniejszych zmiennych w celu określenia prawdopodobieństwa występowania jarzábka w zależności od badanych czynników. W publikacji III używano głównie uogólniony liniowy model mieszany (ang. generalized linear mixed model, GLMM) dla rozkładu dwumianowego z funkcją logit-link i rozkładem Poissona dla zbadania wpływu badanych zmiennych na drapieżnictwo na sztucznych gniazdach. Ponadto obliczono pseudo-R-kwadrat (Nagelkerke 1991) oraz ilorazy szans (ang. Odd ratios, OR), w celu zobrazowania zmiany prawdopodobieństwa rabowania sztucznych gniazd w zależności od badanych czynników. Frekwencję gatunkową łapanych gryzoni analizowano za pomocą testu Fishera. W IV publikacji do testowania autokorelacji przestrzennej i sztucznych gniazd została użyta indeks Morana (Moran 1950). Natomiast analiza wariancji Friedmana (ang. analysis of variance, ANOVA) została użyta przy obliczaniu zagęszczenia ruchu turystycznego na szlakach. Ponadto użyto uogólniony liniowy model mieszany (GLMM) dla rozkładu dwumianowego z funkcją logit-link do określenia wpływu badanych czynników na stanowiska jarzábka oraz drapieżnictwa na sztucznych gniazdach.

Na koniec wykonano wieloczynnikową regresję logistyczną dla określenia prawdopodobieństwa występowania jarzábka jak i presji drapieźniczej w zależności od odległości od szlaków i natężenia ruchu turystycznego. W publikacji V użyto testu U Manna–Whitneya do określenia różnic badanych czynników pomiędzy gniazdami zrabowanymi i niezrabowanymi oraz korelacji Spearmana do zbadania zależności między zmiennymi. Dalej niektóre zmienne, które okazały się skorelowane zostały połączone w komponenty dzięki zastosowaniu analizy składowych głównych (PCA). Następnie przeprowadzono modelowanie wieloczynnikowe – ogólny model liniowy (GLM) dla rozkładu dwumianowego. Do rangowania modeli zastosowano kryterium informacyjne Akaike (AIC). Ponadto wartość dziennej presji drapieźniczej wyliczano używając metody Mayfielda (Mayfield 1961). Na koniec wykonano jednoczynnikową regresję logistyczną dla zobrazowania prawdopodobieństwa wystąpienia drapieźnictwa na sztucznych gniazda imitujące lęgi jarzábka dla najważniejszych zmiennych parametrów środowiska.

Wyniki

W efekcie prowadzonych badań nad tematem i publikacji stwierdzono, że na terenie TPN może występować 79 stanowisk jarząbka. Szacowana liczebność tego gatunku wynosi najprawdopodobniej od 96 do 104 stanowisk. Zagęszczenie gatunku określone na podstawie rzeczywistych stwierdzeń wynosiło 0,60 stanowisk/km², natomiast dla szacowanej liczebności zagęszczenie określono na 0,73–0,79 stanowisk/km². Jarząbek występował zarówno w reglu dolnym jak i górnym oraz w nieinwentaryzowanym paśmie kosodrzewiny, gdzie znaleziono dwa stanowiska. Około 60 % stanowisk tego gatunku występowało w przedziale wysokości od 1100 do 1300 m n.p.m. Najczęściej na stokach o ekspozycji południowych, unikając stoków północnych. Jarząbek nieznacznie liczniej zasiedlał lasy objęte ochroną czynną w porównaniu z lasami objętymi ochroną ścisłą i krajobrazową.

Jarząbek jest uważany za wskaźnik naturalnych i heterogenicznych obszarów leśnych. Wyniki drugiej publikacji odpowiedziały na pytanie jakie czynniki siedliskowe rekompensują jarząbkowi mało zróżnicowane środowisko, jakim jest bór świerkowy, w większości budujący lasy TPN. Najważniejszymi czynnikami odpowiedzialnymi za występowanie stanowisk tego gatunku okazały się ekspozycja stanowiska (preferowane stoki południowe), występowanie w obrębie terytorium większej liczby strumieni, zarastających polan oraz martwych drzew w porównaniu z losowymi miejscami, gdzie nie stwierdzono obecności gatunku. Jarząbek występował najliczniej zarówno w młodych jak i najstarszych drzewostanach, unikając tych w średnich klasach wieku. Kluczowym elementem okazały się luki w zwartym drzewostanie. Jarząbek na terenie TPN unikał zrębów i zwartych jednolitych monokultur świerkowych, czyli środowisk o małym zróżnicowaniu gatunkowym. Natomiast występował w miejscach rozpadania się zwartego drzewostanu wywołanego m.in. gradacją owadów, infekcją grzybów lub działaniem silnych podmuchów wiatru halnego. Rozluźnienie drzewostanu pozwala na dotarcie do dna lasu większej ilości światła słonecznego, co z kolei stymuluje wzrost roślin, które stanowią pokarm jak i osłonę dla badanego gatunku.

Z kolei trzecia publikacja objaśnia jeden z czynników mogących wpływać na fluktuacje liczebności gatunku. Sukces lęgowy ptaków gnieźdzących się na ziemi jest silnie związany z liczebnością drapieżników. Wiele drapieżników poszukujących gniazd

ptasich żywi się głównie gryzoniami, a gdy ich zagęszczenia są niskie, zmieniają źródło pokarmu (hipoteza alternatywnego źródła pokarmu; APH) m.in. na jaja lub młode ptaki. Wyniki publikacji III pokazują, że sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka penetrowane są głównie przez ssaki. Ponadto zaobserwowano roczną fluktuację liczebności gryzoni, która w 2012 roku wynosiła 117 złapanych osobników, w 2013 roku 59 osobników i w 2014 roku 35 osobników. Stwierdzono, że po znacznym spadku liczebności gryzoni nastąpił wzrost drapieżnictwa na sztuczne gniazda odpowiednio w roku 2012 zrabowanych zostało 8 sztucznych gniazd (18%, n = 45), kolejno w 2013 roku 29 sztucznych gniazd (42%, n = 69) w 2014 roku 21 sztucznych gniazd (35%, n = 60%). Natomiast nie stwierdzono istotnych różnic we wskaźnikach drapieżnictwa między buczyną a borem świerkowym. Praca ta potwierdziła hipotezę alternatywnego źródła pokarmu (APH) i sugeruje, że przeżywalność lęgu ptaków, które zakładają gniazda na ziemi zmienia się i zależy od zagęszczenia gryzoni.

W czwartej publikacji poruszono ważny temat dla TPN, wpływu ruchu turystycznego na szlakach na poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka oraz na rozmieszczenie stanowisk gatunku. Obecność tak dużej liczby turystów generuje np. tzw. „krajobraz strachu”, który ogranicza dostęp zwierzętom do środowiska. Z danych zawartych w publikacji IV wynika, że prawdopodobieństwo występowania stanowiska jarząbka rosło wraz z zwiększającą się odległością od szlaków turystycznych i spadkiem natężenia ruchu turystycznego. Ponadto odnotowano, że poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka wzrastał wraz ze spadkiem natężenia ruchu turystycznego na szlakach. Natomiast nie stwierdzono by odległość lokalizacji sztucznych gniazd imitujących lęgi jarząbka od szlaków turystycznych był istotny statystycznie. Badania wykazały, że najwięcej sztucznych gniazd zostało zrabowanych przez kunę leśną (54%), (fot. 5) następnie przez lisa (23%) (fot. 6), kruka (15%) i niedźwiedzia brunatnego (8%).



Zdj. 5 i 6. Rabowanie sztucznych gniazd imitujących lęgi jarzábka (zdjęcia wykonane przez fotopułápkę); A – kuna leśna, B – lis rudy.

Opierając się na wynikach badań, można zasugerować, że obecność szlaków turystycznych i natężenie ruchu turystycznego to ważne czynniki wpływające na rozmieszczenie i sukces lęgowy ptaków gnieźdzących się na ziemi na obszarach chronionych. Dlatego w niniejszej pracy zaproponowano wprowadzenie ograniczenia

ruchu turystycznego na szlakach przez miejsca stanowiące główne siedliska lęgowe w celu skutecznej ochrony ptaków gniazdujących na ziemi.

Ostatnia, piąta publikacja prezentuje zmienne siedliskowe, które mogą być odpowiedzialne za minimalizację ryzyka drapieżnictwa na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka. O przetrwaniu lęgu decyduje wiele czynników, między innymi miejsce umieszczenia gniazda. Wyniki tej pracy prezentują czynniki środowiskowe dwóch skalach: lokalnej (promień do 5 m od sztucznego gniazda) i przestrzennej (w promieniu do 100 m od sztucznego gniazda). Sztuczne gniazda imitujące lęgi jarzábka były znacznie częściej rabowane przez drapieżniki w miejscach o niższym udziale martwego drzewa i paproci w skali lokalnej. Prawdopodobieństwo zrabowania lęgu wzrastało przy mniejszej różnorodności gatunkowej runa leśnego w obu skalach oraz mniejszym udziale uczęszczanych dróg leśnych i szlaków turystycznych w skali przestrzennej.

Natomiast modelowanie wielowymiarowe wykazało, że najważniejszymi czynnikami odpowiedzialnymi za poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda były: mniejszy udział martwych drzew i skał, mniejszy udział dróg leśnych i szlaków turystycznych. Ponadto modelowanie wielowymiarowe wykazało, że najważniejszymi czynnikami odpowiedzialnymi za poziom presji drapieżniczej to obecność gatunków takich jak buk, jodła i jawor oraz naturalność środowiska i jego status ochronny. Określono również średni dzienny poziom drapieżnictwa na sztucznych gniazdach dla poszczególnych lat badań: 0.003 w 2012, 0.009 w 2013 i 0.004 w 2014 roku.

Wnioski

Omówione powyżej wyniki badań sugerują, że zagęszczenie jarząbka na terenie TPN jest niższe od średniej dla polskiej części Karpat, gdzie występowało 0,9 terytorium/km² (Matysek 2016). Gatunek ten unikał obszarów zwartego drzewostanu występując w miejscach z większymi lukami w drzewostanie spowodowanymi przez gradacje korników, infekcje grzybów, czy uszkodzenia przez silne podmuchy wiatru halnego. Ponadto, gatunek ten oprócz południowej ekspozycji stoku preferował ekotony, zarastające polany oraz większy udział młodników i starodrzewu. Jarząbek w lasach TPN występował w miejscach, które charakteryzowały się większą różnorodnością gatunkową roślin jaski i siedlisk. Uzyskane wyniki badań potwierdzają hipotezę 1 (H1), mówiącą, że presja drapieżnicza na jaja ptaków (alternatywne źródło pokarmu) wzrasta w przypadku małego zagęszczenia gryzoni. Badania wykazały, że po znacznym spadku zagęszczenia gryzoni nastąpił wzrost drapieżnictwa na sztuczne gniazda imitujące legi jarząbka. Kolejnym ważnym czynnikiem oddziałującym na zagęszczenie tego gatunku to wpływ natężenia ruchu turystycznego na szlakach. Uzyskane wyniki badań częściowo potwierdzają hipotezę 2 (H2) mówiącą, że szlaki turystyczne i natężenie ruchu turystycznego negatywnie wpływają na liczbę stanowisk jarząbka. Podczas badań stwierdzono, że prawdopodobieństwo występowania stanowisk jarząbka rosło wraz ze większą odległością od szlaków turystycznych i malejącym natężeniem ruchu turystycznego. Duże natężenie ruchu turystycznego na szlakach wpływa również niekorzystnie na poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące legi jarząbka. W toku badań potwierdzono częściowo hipotezę (H3) mówiącą, że presja drapieżnicza na sztuczne gniazda imitujące legi jarząbka jest negatywnie powiązana z odległością od szlaków turystycznych oraz liczbą turystów. Stwierdzono, że wraz ze spadkiem poziomu natężenia ruchu turystycznego wzrastał poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące legi jarząbka. Najczęstszym drapieżnikiem rabującym jaja w sztucznych gniazdach imitujących legi jarząbka była kuna leśna. Średni dzienny poziom drapieżnictwa dla poszczególnych lat wynosił 0.003 dla 2012 roku, 0.009 dla 2013 roku i 0.004 dla 2014 roku. Nie stwierdzono istotnych różnic w presji drapieżniczej między typami siedlisk leśnych (buczyna i bór).

W toku prowadzonych badań stwierdzono, że sztuczne gniazda imitujące legi jarząbka były znacznie częściej rabowane przez drapieżniki w miejscach o mniejszej

różnorodności gatunkowej runa leśnego, mniejszym udziale martwych drzew oraz mniejszym udziale uczęszczanych dróg leśnych i szlaków turystycznych. Wobec powyższego badania potwierdzają hipotezę 4 (H4), mówiącą, że drapieźnictwo jest mniej intensywne w miejscach lokalizacji gniazda o bogatej strukturze gatunkowej runa i podszytu w bezpośrednim sąsiedztwie gniazd w skali lokalnej oraz częściowo potwierdzały hipotezę (H5) mówiącą, że drapieźnictwo jest większe w skali przestrzennej o ubogiej strukturze gatunkowej runa i podszytu oraz mniejszym udziale szlaków turystycznych.

Konkluzje konserwatorskie

Wyniki badań mają znaczenie dla ochrony i poprawy jakości siedlisk jarzábka poprzez zaproponowanie zmiany sposobu gospodarowania zasobami leśnymi oraz zarządzania ruchem turystycznym. Wskazówki te mogą być również przydatne do reintrodukcji tego gatunku.

Do najważniejszych wniosków zalicza się (1) popieranie odnowienia naturalnego i większego udziału gatunków drzew i krzewów lekkonasiennych, pionierskich, (2) unikanie monokultur wiekowych i gatunkowych w drzewostanie, (3) unikanie usuwania drzewostanu na dużych powierzchniach (rębni zupełnych) a popieranie działań zmierzających do rozluźnienia zwarcia koron i poprawy warunków świetlnych w runie i podszybie, (4) pozostawiania jak największej ilości martwego drewna leżącego wraz z wykrotami, (5) popieranie wzrostu różnorodności gatunkowej drzew i krzewów odpowiednich do siedliska leśnego, (6) ograniczenia w ruchu turystycznym lub zamykanie szlaków prowadzących przez główne ostoje.

Bibliografia:

- Angelstam P. 1986. Predation on ground-nesting birds nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365–373.
- Angelstam P., Lindström E., Widén P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62(2): 199–208.
- ARCGIS 2020. <https://www.arcgis.com>.
- Assandri G., Giacomazzo M., Brambilla M., Griggio M., Pedrini P. 2017. Nest density, nest-site selection, and breeding success of birds in vineyards: Management implications for conservation in a highly intensive farming system. *Biol. Conserv.* 205: 23–33.
- Baines D., Moss R., Dugan D. 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *J. Appl. Ecol.* 41: 59–71.
- Balmford A., Beresford J., Green J., Naidoo R., Walpole M., Manica A. 2009. A global perspective on trends in nature-based tourism. *PLoS Biology*, 7 (6) <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000144>.
- Barja I., Silván G., Rosellini S., Piñeiro A., González-Gil A., Camacho L., Illera J. C. 2007. Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten. *J. Steroid Biochem.* 104: 136–142.
- Bergmann H. H., Klaus S., Müller F., Scherzinger W., Swenson J. E., Wiesner J. 1996. Die Haselhühner, *Bonasa bonasia* und *Bonasa sewerzowi*. Die Neue Brehm-Bücherei, Westrap Wissenschaften, Magdeburg.
- Bêty J., Gauthier G., Giroux J. F., Korpimäki E. 2001. Are goose nesting success and lemming cycles linked? Interplay between nest density and predators. *Oikos* 93: 388–400. doi:10.1034/j.1600-0706.2001.930304.x.
- BirdLife International. 2020. *Bonasa bonasia*. The IUCN Red List of Threatened Species.
- Boag D. A., Reeb S. G., Schroeder M. A. 1984. Egg loss among spruce grouse inhabiting lodgepole pine forests. *Can. J. Zool.* 62: 1034-1037.
- Bonczar Z. 1992. Karpacka populacja jarząbka *Bonasa bonasia* (L., 1758) i możliwości oddziaływania na nią. *Zeszyty Nauk. Akademii Rolniczej w Krakowie* 166: 1–97.

- Bonczar Z. 2004. Jarząbek – *Bonasa bonasia* W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część I). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Warszawa. Ministerstwo Środowiska: 268–271.
- Bonczar Z. 2007. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań: 88–89.
- Boyle W. A. 2008. Can variation in risk of nest predation explain altitudinal migration in tropical birds? *Oecologia* 155: 397–403.
- Burger J., Jeitner C., Clark K., Niles L. J. 2004. The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation* 31: 283-288.
- Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sułek J., Tabor J., Wilniewicz P. 2005. Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Bogucki Wyd. Nauk., Kielce–Poznań.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Pol.* 56: 149–189.
- Cichocki J., Matysek M. 2015. O jarząbku, najmniejszym i niepoliczalnym kuraku leśnym w Tatrach. *Tatry* 52: 70-75. Tatrzański Park Narodowy.
- Coppes J., Nopp-Mayr U., Grünschachner-Berger V., Storch I., Suchant R., Braunish V. 2018. Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biol. Conserv.* 227: 56–64.
- Cornulier T., Yoccoz N. G., Bretagnolle V., Brommer J. E., Butet A., Ecke F., Elston D. A., Framstad E., Henttonen H., Hörnfeldt B., Huitu O., Imholt Ch., Ims R. A., Jacob J., Jedrzejewska B., Millon A., Petty S. J., Pietiäinen H., Tkadlec E., Zub K., Lambin X. 2013. Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science* 340: 63–66. doi:10.1126/science.1228992.
- Cresswell W. 2011. Predation in bird populations. *J. Ornithol.* 152: 251–263.
- Faaborg J. 2004. Truly artificial nest studies. *Conserv. Biol.* 18: 369–370.
- Fiedorowicz K. 2008. Jarząbek w północnej części Puszczy Augustowskiej. W: Haze M. (red.). Ochrona kuraków leśnych. i Międzynarodowa Konferencja „Ochrona kuraków leśnych”, Janów Lubelski, 16–18.10.2007. Monografia pokonferencyjna: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 78 – 90.

- Fretwell S., 1980. Evolution of migration in relation to factors regulating bird numbers, W: *Migrant Birds in the Neotropics: Ecology, Behavior, Distribution, and Conservation* (red.) A. Keast and E. S. Morton. Smithsonian Inst. Press, Washington: 517–527.
- Gill J. A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149: 9-14.
- Hagemeijer W. J. M., Blair M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T&AD Poyser, London.
- Haskell D. G. 1995. Forest fragmentation and nest predation: Are experiments with Japanese Quail eggs misleading? *The Auk* 112: 767–770.
- Holling C. S. 1959. The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the European pine sawfly. *The Canadian Entomologist* 91(5): 293 – 320. doi:10.4039/Ent91293-5.
- Hoset K. S., Husby M. 2019. Are predation rates comparable between natural and artificial open-cup tree nests in boreal forest landscapes? *PLoS ONE* 14(1): e0210151. doi: 10.1371/journal.pone.0210151.
- Jahren T., Storaas T., Willebrand T., Moa P. F., Hagn B. R. 2016. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. *Animal Biol.* 66: 363–400.
- Jędrzejewski W., Jedrzejewska B. 1993. Predation on rodents in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 16: 47–64. doi:10.1111/j.1600-0587.1993.tb00058.x.
- Johnsgard P. 1983. *The grouse of the world*. University of Nebraska, Press Lincoln.
- Kajtoch Ł., Matysek M., Skucha P. 2011. Kuraki leśne Tetraoninae Beskidów Wyspowego i Makowskiego oraz przyległych pogórzy. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 67(1): 27-38.
- Kajtoch Ł., Żmihorski M., Bonczar Z. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forest: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European J. Forest Res.* 131: 1783–1795.
- Kajzer Z., Guentzel S., Jasiński M., Ławicki Ł., Dylawski M. 2010. *Delta Świny*. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki: 5-6.
- Kamieniarz R., Panek M. 2008. Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku. *Stacja Badawcza – OHZ PZŁ, Czempień*: 1-132.

- Kämmerle J. L., Storch I. 2019. Predation, predator control and grouse populations: a review. *Wildlife Biol* (1): 1-12. <https://doi.org/10.2981/wlb.00464>.
- Kondracki J. 2013. *Geografia regionalna Polski*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kościelny H., Belik K. 2006. Ptaki Lasów Lublinieckich. I. Przegląd gatunków – rozmieszczenie i liczebność. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 62: 47–77.
- Kurkowski Ł. 2010. Pierwsza obserwacja jarzábka *Bonasa bonasia* w Górznieńsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym. *Kulon* 15: 108.
- Lack D. 1954. *The natural regulation of animal numbers*. Oxford: Clarendon Press. London: Geoffrey Cumberlege, Oxford University Pres.
- Lahti D. 2001. The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. *Biol. Conserv.* 99: 365–374.
- Ludwig M., Schlinkert H., Holzschuh A., Fischer C., Scherber C., Trnkae A., Tschardtke T., Batáry P. 2012. Landscape-moderated bird nest predation in hedges and forest edges. *Acta Oecol.* 45: 50–56.
- Lumpkin H. A., Pearson S. M., Turner M. G. 2012. Effects of climate and exurban development on nest predation and predator presence in the southern Appalachian Mountains (USA). *Conserv. Biol.* 26: 679–688.
- Major R. E., Kendal C. E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298–307.
- Marchlewski J. 1948. Materiały do rozmieszczenia głuszca *Tetrao urogallus* Linn., cietrzewia *Lyrurus tetrrix* Linn. i jarzábka *Tetrastes bonasia* Linn. w Polsce. *Materiały do Fizjografii Kraju* 13: 1–53.
- Marion W. R., O'Meara T. E., Maehr D. S. 1981. Use of playback recordings in sampling elusive or secretive birds. *Stud. Avian. Biol.* 6: 81–85.
- Martin J. L., Joron M. 2003. Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos* 102: 641–653.
- Martin T. E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43: 523–532.
- Matysek M. 2013. Nowy rekord wysokości. *Tatry* 43: 52-53. Tatrzański Park Narodowy.
- Matysek M. 2016. Jarzábek *Tetrastes bonasia*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J. Z. (red.) *Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona*. OTOP, Marki: 112-120.
- Matysek M. 2018. Jarzábek *Tetrastes bonasia*. W: Jędro G., Jerzak L., Bocheński M., Ciebiera O., Czechowski P., Rubacha S. (red.). *Lubuski Atlas Ornitologiczny*.

- Lęgowe Ptaki Ziemi Lubuskiej. Oficyna Wyd. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra: 80-81.
- Matysek M., Bonczar Z., Kajtoch Ł. 2015. Jarząbek *Tetrastes bonasia*. Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik Metodyczny. Wydanie II. GIOŚ. Warszawa: 139 - 144.
- Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2018. Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *J. Ornithol.* 159: 115–127.
- Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2020. The importance of habitat diversity and plant species richness for hazel grouse occurrence in the mixed mountain forests of the Western Carpathians. *Eur. J. For. Res.* 139: 1057-1065. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01307-2>.
- Mayfield H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *The Wilson Bulletin* 73: 255–261.
- McKinnon L., Smith P. A., Nol E., Martin J. L., Doyle F. I., Abraham K. F., i in. 2010. Lower predation risk for migratory birds at high latitudes. *Science* 327: 326 – 327.
- Miller J. R., Hobbs N. T. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape Urban Plan.* 50: 227–236.
- Miller S. G., Knight R. L., Miller C. K. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecol. Appl.* 8:162–169.
- Moore R., Robinson W. 2004. Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology* 85: 1562–1567.
- Moran P. A. P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37: 17-23.
- Müller D., Schroder B., Müller J. 2009. Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *J. Ornithol.* 150: 717–732.
- Nagelkerke N. J. D. 1991. A Note on a General Definition of the Coefficient of Determination. *Biometrika*, 78: 691-692. <https://doi.org/10.1093/biomet/78.3.691>.
- Pärt T., Wretenberg J. 2002. Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *J. Avian Biol.* 33: 39–46.
- Paton P. 2002. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17–26.

- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 1996. Zbiorowiska roślinne. W: Mirek Z. (red.). Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego. Tatrzański Park Narodowy: 455–473.
- Piotrowska M. 2005. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin: 118–119.
- Pucek Z., Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Pucek, M. 1993. Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriol.* 38: 199–232. doi:10.4098/AT.arch.93-18.
- QGIS 2020. <https://www.qgis.org/pl>.
- R Core Team. 2018: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna-Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Reed S. E., Merenlender A. 2008. Quiet, non consumptive recreation reduces protected area effectiveness. *Conservation Letters* 1(3):146–154.
- Rösner S., Mussard-Forster E., Lorenc T., Müller J. 2013. Recreation shapes a landscape of fear for a threatened forest bird species in Central Europe. *Landscape Ecology* 29(1): 55-66.
- Różycki A., Keller M., Buczek T. 2007. Liczebność i preferencje siedliskowe jarząbka *Bonasa bonasia* w Lasach Parczewskich. *Not. Orn.* 48: 151–162.
- Rupf R., Wyttenbach M., Köchli D., Hediger M., Lauber S., Ochsner P., Graf R. 2011. Assessing the spatiotemporal pattern of winter sports activities to minimize disturbance in capercaillie habitats. *Eco.mont* 3(2): 23–32.
- Šálek M., Svobodová J., Bejcek V., Albrecht T. 2004. Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Folia Zoologica* 53(3): 312–318.
- Saniga M. 2002. Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse *Bonasa bonasia* in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51: 205–214.
- Seibold S., Hempel A., Piehl S., Bässler C., Brandl R., Rösner S., Müller J. 2013. Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic Appl. Ecol.* 14(8): 687–693.
- Sikora A., Ławicki Ł., Kajzer Z., Antczak J., Kotlarz B. 2013. Rzadkie ptaki na Pomorzu w latach 2000–2012. *Ptaki Pomorza* 4: 5–81.
- Skutch A. F. 1980. Arils as food for tropical American birds. *Condor* 82: 31–42.

- Skutch A. F. 1985. Clutch size, nesting success, and predation on nests of Neotropical birds, reviewed. *Ornithological Monographs* No. 36. American Ornithological Society: 575-594.
- StatSoft 2014. STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.pl.
- Støen O. G., Wegge P., Heid S., Hjeljord O., Nellemann C. 2010. The effect of recreational homes on willow ptarmigan *Lagopus lagopus* in a mountain area of Norway. *Eur. J Wild. Res.* 56(5): 789–795.
- Storaas T. 1988. A comparison of losses in artificial and naturally occurring Capercaillie nests. *J. Wildl. Manag.* 52: 123–126.
- Storch I. 2007. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. IUCN, Fording bridge, UK, World Pheasant Association, Gland, Switzerland.
- Storch I. 2013. Human disturbance of grouse - why and when? *Wildlife Biol.* 19: 390 - 403.
- Storch I., Leidenberger C. 2003. Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biol.* 9: 301–308.
- Storch I., Woitke E., Krieger S. 2005. Landscape-scale edge effects predation risk in forest-farmland Mosaics of Central Europe. *Landscape Ecology* 20(8): 927-940.
- Summers R. W., McFarlane J., Pearce-Higgins J. W. 2007. Measuring avoidance by capercaillies of woodland close to tracks. *Wildlife Biol.* 13(1): 19–27.
- Summers R. W., Willi J., Salvidige J. 2009. Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biol.* 15(3): 319–327.
- Svobodová J., Koubová M., Mrštný L. 2012. Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grass land and secondary forest in Central Europe. *Eur. J Wild. Res.* 58: 315–323.
- Swenson J. E. 1991. Evaluation of a density index for territorial male *Hazel Grouse* *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fenn.* 68: 57–65.
- Thiel D., Jenni-Eiermann S., Braunisch V., Palme R., Jenni L. 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *J. Appl. Ecol.* 45: 845–853.
- Tirpak J. M., Giuliano W. M., Miller C. A., Allen T. J., Bittner S., Edwards J. W., Friedh of S., Igo, W. K., Stauffer D. F., Norman G. W. 2006. Ruffed grouse nest success and habitat selection in the central and southern Appalachians. *J. Wildlife Manage.* 70: 138–144.

- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Tomkovich P. S., Zharikov Y. V. 1997. Wader breeding conditions in the Russian tundras in 1996. Bulletin - Wader Study Group 83: 26–36.
- Tomkovich P. S., Zharikov Y.V. 1998. Wader breeding conditions in the Russian tundras in 1997. Bulletin - Wader Study Group 87: 30–42.
- Villard M. A., Pärt T. 2004. Don't put all your eggs in real nests: a sequel to Faaborg. Conserv. Biol. 18: 371–372.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. 1997. Human domination of Earths Ecosystems. Science 277: 494-499.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. Biologica Silesiae, Wrocław: 156-157.
- Watson A., Moss, R. 2004. Impacts of ski-development on ptarmigan *Lagopus muta* at Cairn Gorm, Scotland. Biol. Conserv. 116: 267–275.
- Wereszczuk A., Zalewski A. 2015. Spatial Niche Segregation of Sympatric Stone Marten and Pine Marten – Avoidance of Competition or Selection of Optimal Habitat? PloS ONE 10(10), e0139852. doi.org/10.1371/journal.pone.0139852.
- Wilcove D. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory song birds. Ecology 66: 1211-1214.
- Willebrand T., Marcström V. 1988. On the danger of using dummy nests to study predation. The Auk: 1987–1988.
- Wilson D. J. Bromley R. G. 2001. Functional and numerical responses of predators to cyclic lemming abundance: effects on loss of goose nests. Can. J. Zoology 79: 525–532. doi:10.1139/z01-009.
- Zanette L. 2002. What do artificial nests tells us about nest predation? Biol. Conserv. 103 (3): 323-329.
- Zawadzka D., Zawadzki J. 2006. Ptaki jako gatunki wskaźnikowe różnorodności biologicznej i stopnia naturalności lasów. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 8(4): 249–262.
- Zięba F., Zwijacz-Kozica T. 2014. Zwierzęta Tatrzańskiego Parku Narodowego w roku 2012. W: Wójcik W. A. i in. (red.). Wierchy 117: 193–200. PTTK, Kraków.
- Zub K., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Barton K. A. 2012. Cyclic voles and shrews and non-cyclic mice in a marginal grassland with in European temperate forest. Acta Theriologica 57: 205–216. doi:10.1007/s13364-012-0072-2.

- Żmihorski M., Lewtak J., Brzeziński M., Romanowski J. 2010. Nest survival in a large river valley: An experiment using artificial nests on an island and bank of Vistula river. *Pol. J. Ecol.* 58(1): 197–203.
- Żurawlew P. 2012. Ptaki Wielkopolski – aktualna lista gatunków, ich status i zmiany. *Ptaki Wielkopolski* 1: 3–17.

Publikacja I

Matysek M., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2021.
Liczebność i rozmieszczenie jarzábka *Tetrastes bonasia* w Tatrzańskim Parku
Narodowym. Ornithologica 62: 49-59.

Impact Factor: 0; 5-letni Impact Factor: 0; punkty MNiSW: 5.



Liczebność i rozmieszczenie jarząbka *Tetrastes bonasia* w Tatrzańskim Parku Narodowym

Marcin Matysek¹, Robert Gwiazda², Bogusław Binkiewicz³,
Grzegorz Szewczyk⁴

¹ Tatrzański Park Narodowy, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane; Instytut Ochrony Przyrody PAN, Al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków; mmatysek@tpn.pl

² Instytut Ochrony Przyrody PAN, Al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków; gwiazda@iop.krakow.pl

³ Ogród Botaniczny, Instytut Botaniki, Uniwersytet Jagielloński, Kopernika 27, 31-501 Kraków; bbinkiewicz@poczta.fm

⁴ KRAMEKO sp. z o.o., Mazowiecka 108, 30-023 Kraków; szewczg@interia.pl

Abstrakt: Praca prezentuje wyniki inwentaryzacji jarząbka prowadzonej w Tatrzańskim Parku Narodowym w latach 2010–2013. Występowanie jarząbka określono na podstawie odpowiedzi na głos terytorialny tego gatunku odtwarzany z urządzenia elektronicznego w punktach wyznaczonych systematycznie co około 200 m. Gatunek inwentaryzowano w lasach pomijając pasmo kosodrzewiny. Łącznie odnotowano 79 stanowisk jarząbka, a jego całkowitą liczebność oszacowano na około 96–104 stanowisk. Zagęszczenie jarząbka wynosiło 0,60 stanowisk/km² (0,73–0,79 stanowisk/km² dla szacowanej liczebności). Jarząbek najliczniej występował w reglu dolnym (48 stanowisk), gdzie osiągał zagęszczenie 0,56 stanowisk/km². W reglu górnym stwierdzono 29 stanowisk, a zagęszczenie wynosiło 0,64 stanowisk/km². Najliczniej występował w przedziale wysokości od 1100 do 1300 m n.p.m. (62% zinwentaryzowanych stanowisk). Najczęściej zasiedlał stoki o ekspozycji południowo-zachodniej i południowo-wschodniej, unikając stoków północnych i północno-zachodnich. Jarząbek nieznacznie liczniej zasiedlał lasy objęte ochroną czynną (34 stanowiska, zagęszczenie 0,63 stanowisk/km²) w porównaniu z lasami objętymi ochroną ścisłą (31 stanowisk, zagęszczenie 0,58 stanowisk/km²) i krajobrazową (14 stanowisk, zagęszczenie 0,58 stanowisk/km²).

Słowa kluczowe: jarząbek, *Tetrastes bonasia*, Tatry, Tatrzański Park Narodowy, liczebność, rozmieszczenie

Abundance and distribution of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* in the Tatra National Park.

Abstract: The paper summarizes the results of an inventory of the Hazel Grouse inhabiting the Tatra National Park carried out in 2010–2013. The Hazel Grouse occurrence was detected based on the birds response to the territorial voice of a this species played from an electronic device at points determined systematically every 200 m. In total, 79 sites of this species were recorded and total population size was estimated at approximately 96–104 sites. Density of this species was 0.6 sites/km² (0.73–0.79 sites/km² for the estimated population size). The Hazel Grouse was the most numerous in the lower montane zone (48 sites), with density of 0.56 sites/km². 29 sites were found

in the upper montane zone, and density was 0.64 sites/km². This species inhabited forests and partially the dwarf mountain pine zone where it was not inventoried. It was the most numerous in the altitude range from 1100 to 1300 m above sea level (62% of the inventoried sites). It inhabited mostly the south-west and south-eastern slopes, avoiding the north and north-west ones. The most numerous sites of the Hazel Grouse was in the forests under active protection (34 sites, density of 0.63 sites/km²) in comparison with the forests under strict protection (31 sites, density of 0.58 sites/km²) and landscape protection (14 sites, density of 0.58 sites/km²).

Keywords: Hazel Grouse, *Tetrastes bonasia*, the Tatra Mountains, Tatra National Park, abundance, distribution

Jarząbek *Tetrastes bonasia* to najmniejszy, a zarazem najliczniejszy przedstawiciel kura-ków leśnych Europy (Bergmann et al. 1996). Występuje w lasach iglastych i mieszanych Eurazji zasiedlając wyłącznie różnowiekowe i różnogatunkowe lasy oraz lokalnie pasmo kosodrzewiny (Bergmann et al. 1996, Bonczar 2004, Kajtoch et al. 2011, 2012, Zięba & Zwijacz-Kozica 2014, Cichocki & Matysek 2015, Matysek et al. 2015, 2018b, 2019a, 2020a, Matysek 2016). W Europie gatunek ten występuje głównie od Fennoskandii i Rosji, po zachodnią Ukrainę i łuk Karpat. Drugi rejon występowania jarząbka to Alpy oraz duża część Półwyspu Bałkańskiego (np. Bergmann et al. 1996, Hagemeyer & Blair 1997, BirdLife International 2020). Europejską populację lęgową, obejmującą około 30% globalnego zasięgu, szacuje się na około 1,48–2,9 mln par (BirdLife International 2020), natomiast lęgową światową populację na 9–20 mln os. (BirdLife International 2016). W Polsce jarząbek występuje głównie w pięciu rejonach: południowo-zachodnim, obejmującym Sudety wraz z Przedgórzem Sudeckim (Bonczar 2004, Matysek et al. 2015, Wasiak P. – dane niepubl.), południowo-wschodnim, obejmującym Karpaty oraz Kotliną Sandomierską (Walasz & Mielczarek 1992, Bonczar 2004, Kajtoch et al. 2011, Matysek et al. 2015, Matysek 2016), środkowopolskim, obejmującym Góry Świętokrzyskie i przyległe do nich tereny na wyżynach Małopolskiej i Śląskiej (Chmielewski et al. 2005, Kościelny & Belik 2006, Matysek et al. 2015), wschodnim, obejmującym Roztocze (Piotrowska 2005) i północno-wschodnim, obejmującym rozległe kompleksy leśne Mazur, Warmii, Suwalszczyzny, Podlasia i Polesia (Bonczar 2007, Różycki et al. 2007, Fiedorowicz 2008, Kurkowski 2010, Matysek et al. 2015). Izolowane stanowiska tego gatunku występują w kilku kompleksach leśnych Pomorza (Kajzer et al. 2010, Sikora et al. 2013, M. Matysek – dane niepubl.), Wielkopolski (Żurawlew 2012) i najprawdopodobniej bardzo nielicznie w części lasów Ziemi Lubuskiej (Matysek 2018a). Jarząbek jest gatunkiem terytorialnym, a wielkość jego terytorium uzależniona jest od pory roku i jakości środowiska (np. Bergmann et al. 1996, Bonczar 2004). Terytoria zimowe są najmniejsze, ich wielkość waha się od 2 do 16 ha, a terytoria w okresie wodzenia piskląt mogą mieć powierzchnię do 33 ha (Pynnönen 1954, Bergmann et al. 1978, Bonczar 1992, Swenson et al. 1993, Kämpfer & Lauenstein 1995, Montadert & Leonard 2006).

Na terenie Polski jarząbek jest określany jako nieliczny lub lokalnie średnio liczny, słabo rozpowszechniony gatunek lęgowy (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Bonczar 2007, Matysek et al. 2015). Według różnych autorów jego liczebność w Polsce oscyluje w granicach od 15 000–20 000 samców (Chodkiewicz et al. 2015) do około 70 000 os. (w przeliczeniu 35 000 samców) (Bonczar 2004). Średnie wiosenne zagęszczenie populacji tego gatunku w Polsce wynosi od 0,1 do 5,3 samca/km² (Bonczar 1992, Walasz & Mielczarek 1992, Różycki et al. 2007, Fiedorowicz 2008, Kajtoch et al. 2011, Tumiel et al. 2013, Matysek et al. 2015, Matysek 2016). Na innych obszarach w obrębie arealu występowania gatunku wiosenne zagęszczenie waha się od 1 do 15 samców/km². W górach centralnej i zachodniej Europy wielkość zagęszczenia oscyluje w granicach od 2,4 do

7 par/km² (Zbinden 1979, Montadert & Leonard 2003). Zagęszczenie > 10 samców/km² osiągają populacje w północnej Europie (Pakkala et al. 1983).

Do tej pory nie przeprowadzono kompleksowych badań dotyczących liczebności i rozmieszczenia jarząbka na całym obszarze polskich Tatr. Dostępne dane opierają się na przypadkowych obserwacjach Służby Tatrzańskiego Parku Narodowego (np. Zięba & Zwijacz-Kozica 2014) lub na inwentaryzacji małych obszarów Parku i interpolacji uzyskanych wyników (Głowaciński & Profus 1992, Cichocki 2010, Matysek 2016), co mogło prowadzić do zaniżania lub zawyżania liczebności jarząbka.

Celem niniejszej pracy było określenie liczebności i zagęszczenia jarząbka w polskiej części Tatr i zbadanie położenia stanowisk tego gatunku pod względem wysokości, ekspozycji oraz statusu ochronnego drzewostanu Tatrzańskiego Parku Narodowego.

Teren badań

Powierzchnia Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN) wynosi około 212 km². Powierzchnia leśna TPN (bez kosodrzewiny) ma około 131 km². Drzewostany polskich Tatr występują od piętra regla dolnego do piętra kosodrzewiny. Piętro regla dolnego, którego powierzchnia wynosi w TPN około 86 km², rozpoczyna się na wysokości ok. 800 m n.p.m. i sięga do ok. 1200–1250 m n.p.m. Piętro to porośnięte jest głównie przez bory świerkowe zbudowane przez świerka *Picea abies* oraz na niewielkiej powierzchni przez buczyny, których drzewostan jest zbudowany przez buka *Fagus sylvatica* i jodłę *Abies alba*. Piętro regla górnego, którego powierzchnia wynosi ok. 45 km², sięga od górnej granicy regla dolnego do górnej granicy lasu, która po północnej stronie Tatr rozciąga się do ok. 1550 m n.p.m. Lasy regla górnego zdominowane są prawie wyłącznie przez bory świerkowe. Powyżej regla górnego rozpościera się piętro subalpejskie, porastane głównie przez kosodrzewinę *Pinus mugo* (Piękoś-Mirkowa & Mirek 1996). Tatrzańskie lasy są antropogenicznie przekształcone; dotyczy to blisko 80% powierzchni lasów w strefie regla dolnego. Drzewostany te są wrażliwe na niekorzystne działanie czynników abiotycznych (susze, silne wiatry, kwaśne deszcze) i biotycznych (patogeniczne grzyby, gradacje owadów). W związku z tym powierzchnia leśna składa się z mozaiki zachowanych płatów starodrzewu, siedlisk otwartych (łąki, pastwiska i powierzchnie dotknięte wiatrowalem) i różnych faz rozwojowych drzewostanów iglastych i mieszanych. W latach wykonywania badań lasy TPN podzielone były na trzy strefy reżimu ochronnego: a) obszar ochrony ścisłej o powierzchni około 53 km² (40,5% powierzchni leśnej Parku), b) obszar ochrony czynnej o powierzchni około 54 km² (41% powierzchni leśnej Parku), c) obszar ochrony krajobrazowej, o powierzchni około 24 km² (18,5% powierzchni leśnej Parku).

Materiał i metody

Wyszukiwanie terytoriów jarząbka prowadzono w lasach regla dolnego i górnego (bez kosodrzewiny) w latach 2010–2013. Z uwagi na trudne warunki terenowe wykonano jedną kontrolę rocznie. W pierwszych dwóch latach wykonano inwentaryzacje w Tatrach Wysokich, w kolejnych w Tatrach Zachodnich. W zależności od długości zimy i grubości pokrywy śnieżnej kontrolę rozpoczynano na przełomie marca i kwietnia i prowadzono do połowy maja. Prace prowadzono tylko w dni pogodne, bez silnego wiatru, od około godziny po wschodzie słońca do około godziny przed zachodem słońca. Poruszano się po transektach o długości około 5 km dostosowanych do warunków terenowych, unikając wyznaczania ich wzdłuż cieków wodnych i szlaków o dużym natężeniu ruchu

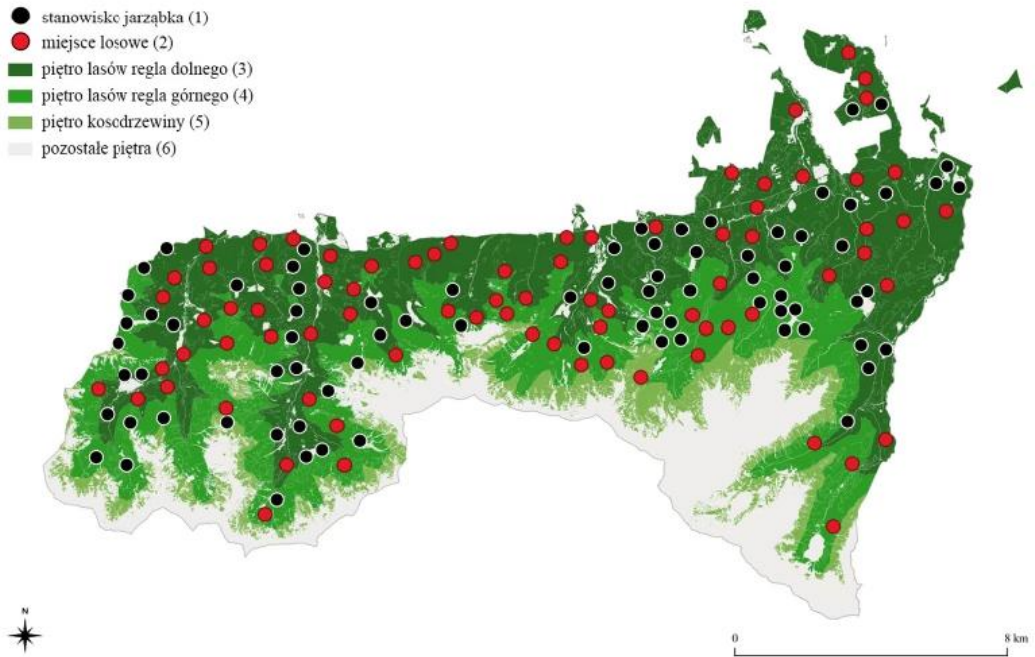
turystycznego. Co około 200 m zatrzymywano się w celu przeprowadzenia wabienia. Po zatrzymaniu się w punkcie wabienia i odczekaniu około 2 minut, za pomocą urządzenia elektronicznego przez około 1 minutę odtwarzano głos terytorialny jarząbka. Następnie przez około 2 minuty prowadzono nasłuch. Czynność tą powtarzano dwukrotnie (Matyssek et al. 2015). Po zlokalizowaniu ptaka lub uzyskaniu dowodów na jego występowanie zapisywano współrzędne miejsca stwierdzenia w odbiorniku GPS oraz notowano wysokość n.p.m., ekspozycję oraz status ochrony obszaru, w którym zlokalizowano gatunek lub ślady jego obecności. Za stanowisko jarząbka uważano miejsce, w którym słyszano śpiew samca odzywającego się głosem terytorialnym w okresie toków wiosennych, słyszano trzepot skrzydeł lub obserwowano ptaka. Z uwagi na skryty tryb życia tego gatunku (Bergman et al. 1996) oraz trudne warunki terenowe nie starano się wyszukiwać gniazd czy par ptaków. Przy szacowaniu liczebności i zagęszczenia brano także pod uwagę miejsca, gdzie znaleziono odchody lub świeże tropy pozostawione na błocie lub śniegu. Z uwagi na to, że 10–20% samców nie odpowiada na wabienie (Swenson 1991) oraz z powodu objęcia inwentaryzacją około 90% powierzchni leśnej parku ze względu na trudne warunki terenowe, uzyskany wynik może być zaniżony. Dlatego oprócz wyniku faktycznie uzyskanego podano również wartość szacunkową uwzględniającą wspomniane niedoszacowania.

W celu określenia czy średni kierunek ekspozycji stanowisk jarząbka jest różny od losowego, w różnych siedliskach w obrębie kontrolowanych transektów wybrano losowo 79 miejsc, w których nie stwierdzono jarząbka. W tym celu wykorzystano generator pozycji losowych w programie QGIS (QGIS 3.8.0). Ekspozycje miejsc, w których stwierdzono jarząbka oraz tych, gdzie nie występował przypisano do 8 kategorii (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW). W celu określenia czy średni kierunek położenia stanowisk jarząbka oraz miejsc losowo wybranych różni się od losowego rozmieszczenia wykorzystano test Rao (ang. Rao's spacing test) w programie PAST 4.0. Różnice w kierunkach ekspozycji stanowisk jarząbka i losowo wybranych miejsc obliczono testem Mardia-Watson-Wheeler'a w programie PAST 4.0. Różnice w zagęszczeniu stanowisk jarząbka w reglu dolnym i reglu górnym w stosunku do powierzchni tych pięter roślinności oraz różnice w statusie ochronnym obszarów ze stanowiskami jarząbka w stosunku do udziału tych obszarów w TPN badano z pomocą testu chi-kwadrat w programie STATISTICA 12.0.

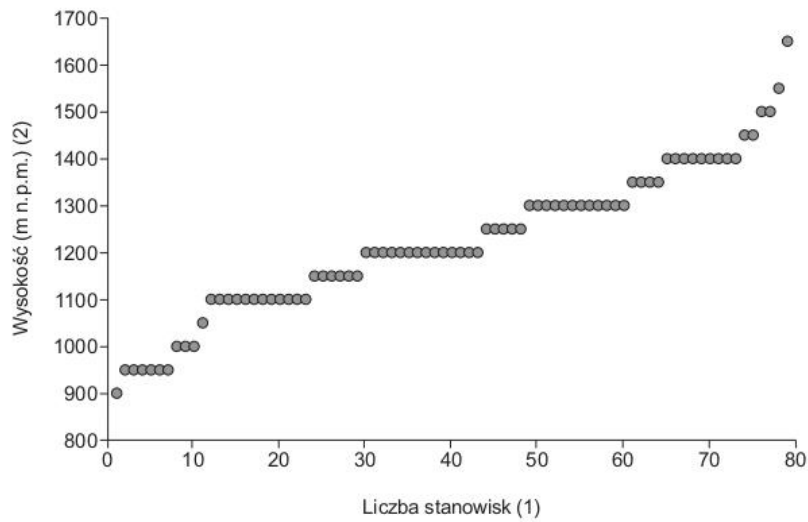
Wyniki

Podczas czterech lat badań na terenie TPN stwierdzono łącznie 79 stanowisk jarząbka (rys. 1), a całkowitą liczebność oszacowano na 96–104 stanowisk. Średnie zagęszczenie tego gatunku na całym badanym terenie (tj. w lasach regla dolnego i górnego) wyliczone w oparciu o rzeczywiste stwierdzenia wynosiło 0,6 stanowisk/km² (zakres: 0–4 stanowisk/km²). Natomiast dla szacowanego przedziału (96–104 stanowisk) zagęszczenie wynosiło 0,73–0,79 stanowisk/km². Jarząbek w TPN występował zarówno w reglu dolnym i górnym oraz w nieinwentaryzowanym paśmie kosodrzewiny, gdzie przypadkowo znaleziono dwa stanowiska. W reglu dolnym stwierdzono 48 stanowisk, (zagęszczenie 0,56 stanowisk/km²), a w reglu górnym 29 stanowisk (zagęszczenie 0,64 stanowisk/km²). Nie stwierdzono różnic w zagęszczeniu jarząbka w reglu dolnym i reglu górnym ($\chi^2 = 0,23$; $df = 2$; $P < 0,630$). Większość stanowisk (62,0%; $N = 79$) była zlokalizowana w przedziale wysokości 1100–1300 m n.p.m. (rys. 2).

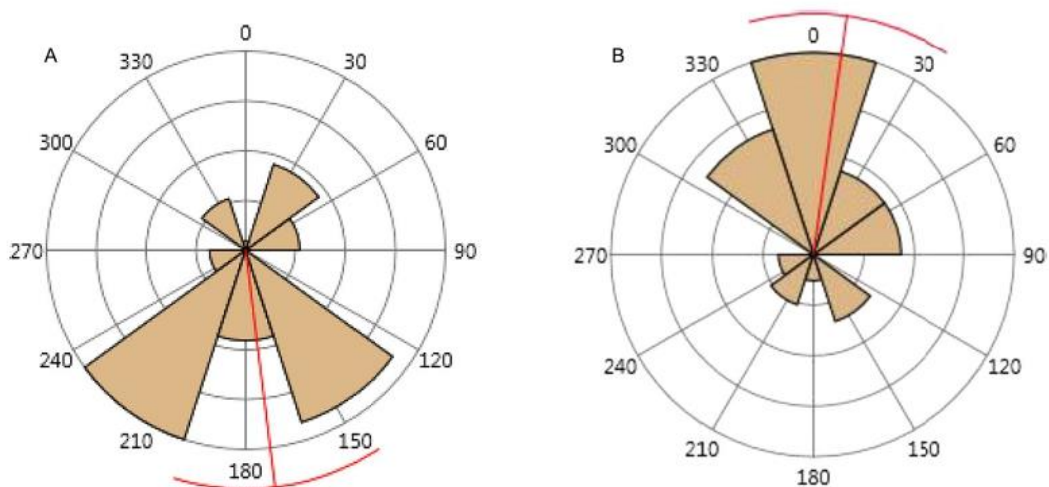
Ekspozycja stanowisk, na których zarejestrowano jarząbka różniła się istotnie od ekspozycji stanowisk, na których gatunku nie odnotowano ($W = 26,48$; $P < 0,001$; $N = 158$).



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk jarzábka w Tatrzańskim Parku Narodowym
Fig. 1. Distribution of the Hazel Grouse sites in the Tatra National Park. (1) – sites, (2) – random sites, (3) – forests lower montane zone, (4) – upper montane zone, (5) – dwarf mountain pine zone, (6) – other mountain zones



Rys. 2. Liczba stanowisk jarzábka na różnych wysokościach w Tatrzańskim Parku Narodowym
Fig. 2. Number of the Hazel Grouse sites at different altitudes in the Tatra National Park. (1) – number of sites, (2) – altitude (m a. s. l.)



Rys. 3. Położenie (azymut) stanowisk jarząbka (A) i miejsc losowych, gdzie jarząbka nie stwierdzono (B) na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego. Czerwona linia oznacza średni kierunek
Fig. 3. Location (azimuth) of the Hazel Grouse sites (A), and random sites where the Hazel Grouse was not recorded (B) in the Tatra National Park. Red line shows mean direction

Większość z nich (53,2%) była zlokalizowana w kierunku południowo-wschodnim i południowo-zachodnim (N = 79) (rys. 3). Średni kierunek ekspozycji stanowisk jarząbka (172,9°) i miejsc losowo wybranych (7,9°) różniły się istotnie od rozmieszczenia losowego (odpowiednio Rao's U = 323,4; P = 0; N = 79 i Rao's U = 323,5; P = 0; N = 79) (rys. 3).

Stwierdzono istotny wpływ statusu ochronnego obszaru (ochrona ścisła – 31 stanowisk, czynna – 34 stanowisk, krajobrazowa – 14 stanowisk) na występowanie tego gatunku w stosunku do powierzchni obszaru ($\chi^2 = 20,71$; df = 2; P < 0,001). W lasach objętych ochroną czynną jarząbek uzyskiwał zagęszczenie 0,63 stanowisk/km², a w pozostałych dwóch obszarach po 0,58 stanowisk/km².

Dyskusja

W niniejszej pracy liczebność jarząbka na terenie TPN została oszacowana na 96–104 stanowisk. Uzyskane wyniki korespondują z danymi (70–120 par) podawanymi dla obszaru NATURA 2000 Tatry PLC120001 (<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=PLC120001>) oraz z danymi (80 terytoriów) uzyskanymi w projekcie „Ptaki Karpat” (Matysek 2016) dla TPN. Mniej precyzyjne oszacowanie (70–200 par), ale obejmujące zakres stwierdzony w trakcie niniejszych badań, podawano dla początku lat 80. XX w. (Głowaciński & Profus 1992). Niniejsze szacunki są nieznacznie wyższe od danych (40–60 par) podawanych przez Ziębę & Zwijacza-Kozicę (2014) oraz znacznie niższe od danych (650–1300 par) Cichockiego (2010). Liczebność populacji jarząbka podlega naturalnym fluktuacjom, w których wartości skrajne (minimum i maksimum liczebności) występują co około 5–7 lat i mogą różnić się między kolejnymi latami o 30–40% (Johnsgard 1983, Beshkarev et al. 1994, Bergmann et al. 1996, Lindström et al. 1996, 1997, Cattadori & Hudson 2000). Jednak wysoka liczebność gatunku podana przez Cichockiego (2010) przewyższa wielokrotnie wielkość raportowanych fluktuacji liczebności populacji. Tak wysoką wartość można tłumaczyć wykonaniem liczeń na małych powierzchniach w latach szczytu liczebności gatunku i ekstrapolacji wyników na obszar całego Parku.

Biorąc pod uwagę występowanie od 1250 do 1350 par jarząbka na terenie obszaru Natura 2000 Tatry SKCHVU030 w Słowacji (<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=SKCHVU030#1>), całe Tatry może zasiedlać od około 1400 do 1900 par. Wysoką liczebność tego gatunku po słowackiej stronie Tatr można najprawdopodobniej tłumaczyć lepszymi warunkami siedliskowymi i klimatycznymi niż po polskiej stronie i/lub przeszacowaniem danych słowackich (brak dostępu do danych na temat metodyki oszacowania liczebności).

Populacja jarząbka zasiedlająca polskie Tatry stanowi niewielki odsetek (1,2%) populacji zasiedlającej polskie Karpaty. Według projektu „Ptaki Karpat” gatunek ten zasiedla najliczniej Beskidy Lesiste (4 180 terytoriów) i Beskidy Zachodnie (2 730 terytoriów), mniej licznie Beskidy Środkowe (540 terytoriów) i Pogórze Środkowobeskidzkie (440 terytoriów), natomiast najmniej liczną populację stwierdzono w Tatrach (80 terytoriów) oraz w Obniżeniu Orawsko-Podhalańskim, Pogórzu Zachodniobeskidzkim (dla każdego po 40 terytoriów) (Matysek 2016).

Zagęszczenia jarząbka w Tatrach oszacowane w niniejszej pracy (0,6 stanowisk/km²) są mniejsze niż uzyskane w projekcie „Ptaki Karpat” (1,2 terytorium/km², zakres: 0,7–1,6), w którym dane uzyskano na podstawie liczeń na jedynie czterech powierzchniach o boku 2 × 2 km. Zbliżone zagęszczenia jarząbka w polskich Karpatach podawano z Beskidów Zachodnich (1,0 terytorium/km²) natomiast wyższe z Beskidów Lesistych (2,4 terytorium/km²). Natomiast niższe zagęszczenia wykazano dla Beskidów Środkowych (0,5 terytorium/km²), Pogórzy oraz Obniżenia Orawsko-Podhalańskiego (dla każdego 0,2 terytorium/km²; Matysek 2016). Z kolei dla środkowych Beskidów wykazano znacznie wyższe wartości zagęszczenia (3,5–4,5 samca/km²; Bonczar 1992, Kajtoch et al. 2011) niż uzyskane w projekcie „Ptaki Karpat” (Matysek 2016). Uzyskane zagęszczenia są również mniejsze w porównaniu z wartościami z lasów Parczewskich, Puszczy Augustowskiej i Puszczy Knyszyńskiej (1–4 samców/km²; np. Różycki et al. 2007, Fiedorowicz 2008, Tumiel et al. 2013). Tak duże różnice w zagęszczeniach można tłumaczyć odmienną jakością siedlisk leśnych, dużymi wahaniami zagęszczeń tego gatunku, i/lub różnicami metodycznymi inwentaryzacji. Do głównych czynników odpowiedzialnych za kształtowanie corocznych zmian liczebności należą: presja drapieżnicza, niekorzystne warunki pogodowe w okresie lęgów, sposób gospodarki leśnej oraz działanie czynników biotycznych i abiotycznych na drzewostan (Saniga 2002a, Seibold et al. 2013, Matysek et al. 2015, 2019a, 2019b, 2020a, 2020b).

W TPN jarząbek licznie występował w reglu dolnym, ale najwyższe zagęszczenie odnotowano w reglu górnym. Być może zależność ta ma związek z borealno-górskim charakterem tego gatunku, lecz z drugiej strony lasy regla górnego są w większości tworzone przez świerk, co nieco przeczy preferencjom siedliskowym gatunku w kierunku różnowiekowego i różnogatunkowego drzewostanu (np. Bergman et al. 1996, Kajtoch et al. 2015, Matysek et al. 2019b, 2020a). Ostatnie badania wykazały, że na terenie Tatr jarząbek rekompensuje sobie brak różnorodności gatunkowej i wiekowej drzewostanu wybierając luki w zwartym drzewostanie wywołane silnymi wiatrami, czy też gradacją owadów. Zasiedla także ekotony drzewostanów z terenami otwartymi lub zarastające gatunkami pionierskimi opuszczone hale, polany czy halizny. W tych miejscach okap drzewostanu głównego był przerzedzony lub nie występował, przez co do dna lasu docierało więcej światła, które stymulowało wzrost światłolubnych roślin preferowanych przez ten gatunek.

Jarząbek najliczniej stwierdzany był w przedziale wysokości od 1100–1300 m n.p.m., co koresponduje z wynikami projektu „Ptaki Karpat”, gdzie frekwencja stwierdzeń tego

gatunku w przedziale wysokości od 1200 do 1600 m n.p.m. była najwyższa i wynosiła 25–40% (Matysek 2016). Co ciekawe, Głowaciński & Profus (1992) wykryli ten gatunek jedynie w buczynach regla dolnego w przedziale wysokości od 960 do 1100 m n.p.m. W niniejszej pracy najwyższej zlokalizowane stanowiska (masyw Suchego Wiechu Ornaczańskiego – ok. 1660 m n.p.m., Uplaźniańska Kopa – 1570 m n.p.m., N = 79) jarzątka znajdowały się powyżej górnej granicy lasu w paśmie kosodrzewiny, która nie była objęta inwentaryzacją. Najwyższej zlokalizowane ślady obecności (odchody) tego gatunku, znajdowały się nieco wyżej, tj. na wysokości ok. 1680 m n.p.m. (stoki Uplaźniańskiej Kopy) i ok. 1750 m n.p.m. (stoki Suchego Wierchu Ornaczańskiego). Być może strefa ta jest liczniej zasiedlana przez jarzątka (Podobiński 1961, Zięba & Zwijacz-Kozica 2014, Matysek 2013, Cichocki & Matysek 2015), wymaga to jednak dalszych badań. W lasach Słowacji jarzątek występuje od 300 do 1850 m n.p.m. (Ladziansky & Sládek 1961, Saniaga 2002b). Natomiast w Alpach Szwajcarskich najwyższej obserwowano ten gatunek na wysokości 2160 m n.p.m. (Maumary et al. 2007).

Zinwentaryzowane stanowiska jarzątka najczęściej zlokalizowane były na stokach o ekspozycji południowo-wschodniej i południowo-zachodniej. Uzyskane dane są częściowo zgodne z danymi projektu „Ptaki Karpat”, w którym odnotowano częstsze występowanie gatunku na stokach o ekspozycji północnej i południowej (Matysek 2016). Preferencja tych ekspozycji w Tatrach może mieć związek z większym nasłonecznieniem stoków południowych, co wiąże się z wcześniejszym zanikiem pokrywy śnieżnej i dłuższym okresem wegetacji roślin.

Próba całościowej inwentaryzacji tak skrytego gatunku jakim jest jarzątek w bardzo trudnym górskim terenie, pochłania dużo czasu i energii, a uzyskany efekt pracy jest niewspółmierny do nakładów. Wydaje się, że lepszą metodą określającą stan liczebności populacji są prace na transektach na mniejszych powierzchniach próbnych na odpowiednich siedliskowo obszarach (Matysek et al. 2015).

Autorzy pracy chcą serdecznie podziękować pracownikom TPN: Filipowi Ziębie, Maciejowi Klimeckiemu, Radosławowi Mateji, Piotrowi Krzanowi, Michałowi Słowińskiemu, Łukaszowi Pęksie, Stanisławowi Wierzbowskiemu, Józefowi Bobakowi, Tomaszowi Zwijaczowi – Kozicy oraz Marcinowi Bukowskiemu za pomoc w przygotowywaniu pracy.

Literatura

- Bergmann H.H., Klaus S., Müller F., Wiesner J. 1978. Das Haselhuhn. II Aufl. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- Bergmann H.H., Klaus S., Müller F., Scherzinger W., Swenson J.E., Wiesner J. 1996. Die Haselhühner. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Beshkarev A.B., Swenson J.E., Angelstam P., Andriku H., Balagovidov A.B. 1994. Long-term dynamics of hazel grouse populations in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. *Oikos* 71: 375–380.
- BirdLife International. 2016. *Bonasa bonasia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679494A85936486. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679494A85936486.en>. Downloaded on 04 March 2021.
- Bonczar Z. 1992. Karpacka populacja jarzątka *Bonasa bonasia* (L., 1758) i możliwości oddziaływania na nią. *Zeszyty Nauk. Akademii Rolniczej w Krakowie* 166: 1–97.
- Bonczar Z. 2004. Jarzątek – *Bonasa bonasia*. W: Gromadzki M. (red.). *Ptaki (część I)*. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, ss. 268–271. Min. Środowiska, Warszawa.

- Bonczar Z. 2007. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 88–89. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Cattadori I., Hudson P. 2000. Are grouse populations unstable at the southern end of their range? *Wildl. Biol.* 6: 213–218.
- Chmielewski S., Fijewski Z., Nawrocki P., Polak M., Sułek J., Tabor J., Wilniewicz P. 2005. Ptaki Krainy Gór Świętokrzyskich. Bogucki Wyd. Nauk., Kielce–Poznań.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Pol.* 56: 149–189.
- Cichocki J., Matysek M. 2015. O jarząbku, najmniejszym i niepoliczalnym kuraku leśnym w Tatrach. *Tatry* 52, Tatrzański Park Narodowy.
- Cichocki W. 2010. *Tatry*. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*, ss. 421–422. OTOP, Marki.
- Fiedorowicz K. 2008. Jarząbek w północnej części Puszczy Augustowskiej. W: Haze M. (red.). *Ochrona kuraków leśnych. I Międzynarodowa Konferencja „Ochrona kuraków leśnych”, Janów Lubelski, 16–18.10.2007*. Monografia pokonferencyjna, ss. 78–90. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Głowaciński Z., Profus P. 1992. Structure and vertical distribution of the breeding bird communities in the Polish Tatra National Park. *Ochr. Przyr.* 50: 65–94.
- Hagemeyer W.J.M., Blair M.J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T&AD Poyser, London.
- <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/hazel-grouse-bonasa-bonasia/distribution>
- Johngard P. 1983. *The grouse of the world*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- Kajtoch Ł., Matysek M., Skucha P. 2011. Kuraki leśne Tetraoninae Beskidów Wyspowego i Makowskiego oraz przyległych pogórzy. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 67: 27–38.
- Kajtoch Ł., Żmihorski M., Bonczar Z. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forest: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European J. Forest Res.* 131: 1783–1795.
- Kajzer Z., Guentzel S., Jasiński M., Ławicki Ł., Dylawski M. 2010. *Delta Świny*. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Marki.
- Kämpfer-Lauenstein A. 1995. Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) in Nationalpark Bayerischer Wald. *Naturschutzreport 10: Ökologie und Schutz der Raunhußhühner*, ss. 261–267.
- Kościelny H., Belik K. 2006. Ptaki Lasów Lublinieckich. I. Przegląd gatunków – rozmieszczenie i liczebność. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 62: 47–77.
- Kurkowski Ł. 2010. Pierwsza obserwacja jarząbka (*Bonasa bonasia*) w Górznieńsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym. *Kulon* 15: 108.
- Ladziansky A., Sládek J. 1961. Príspevok k poznaniu ekologického rozšírenia a početnosti jariabka (*Tetrastes bonasia*) na Slovensku. *Lesnícky časopis* 7: 196–211.
- Lindström J., Ranta E., Lindén H. 1996. Large-scale synchrony in the dynamics of capercaillie, black grouse and hazel grouse populations in Finland. *Oikos* 76: 221–227.
- Lindström J., Ranta E., Lindén M., Lindén H. 1997. Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. *J. Avian Biol.* 28: 1–8.
- Matysek M. 2013. Nowy rekord wysokości. *Tatry* 43: 52–55. Tatrzański Park Narodowy.
- Matysek M., Bonczar Z., Kajtoch Ł. 2015. Jarząbek (*Tetrastes bonasia*). *Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik Metodyczny*. Wyd. II, ss. 139–144, GIOŚ, Warszawa.
- Matysek M. 2016. Jarząbek (*Tetrastes bonasia*). W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.). *Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona*, ss. 112–120. OTOP, Marki.
- Matysek M. 2018a. Jarząbek (*Tetrastes bonasia*). W: Jędro G., Jerzak L., Bocheński M., Ciebiera O., Czechowski P., Rubacha S. (red.). *Lubuski Atlas Ornitologiczny. Lęgowe Ptaki Ziemi Lubuskiej*. Oficyna Wyd. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra.

- Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2018b. Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *J. Ornithol.* 159: 115–127.
- Matysek M., Gwiazda R., Kajtoch Ł., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2019a. Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*)? *Avian Biol. Res.* 12: 1–8.
- Matysek M., Zub K., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2019b. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (South Poland). *Wildl. Res.* 46: 205–211. <https://doi.org/10.1071/WR17134>.
- Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2020a. The importance of habitat diversity and plant species richness for hazel grouse occurrence in the mixed mountain forests of the Western Carpathians. *European J. Forest Res.* <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01307-2>
- Matysek M., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2020b. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fenn.* 97: 53–63.
- Maumary L., Vallotton L., Knaus P. 2007. *Die Vögel der Schweiz*. Schweizerische Vogelwarte, Sempach und Nos Oiseaux, Montmollin.
- Montadert M., Leonard P. 2003. Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. *Wildlife Biol.* 9: 357–364.
- Montadert M., Leonard P. 2006. Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. *Ibis* 148: 1–13.
- Pakkala T., Tiainen J., Linden H., Piironen J., Vickholm M., Virolainen E. 1983. A comparison of different methods in censusing the hazel grouse. *Ann. Zool. Fenn.* 20: 25–29.
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 1996. Zbiorowiska roślinne. W: Mirek Z. (red.). *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*, ss. 455–473. Tatrzański Park Narodowy, Kraków – Zakopane.
- Piotrowska M. 2005. Jarząbek *Bonasa bonasia*. W: Wójciak J., Biadun W., Buczek T., Piotrowska M. (red.). *Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny*, ss. 118–119. LTO, Lublin.
- Podobiński L. 1961. Stan zwierzyny w Tatrach w roku 1959 i w latach poprzednich. *Wierchy* 29: 137–155.
- Pynnönen A. 1954. Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* (L.). *Papers on Game Research* 12: 1–90.
- Różycki A., Keller M., Buczek T. 2007. Liczebność i preferencje siedliskowe jarząbka *Bonasa bonasia* w Lasach Parczewskich. *Not. Orn.* 48: 151–162.
- Saniga M. 2002a. Nest loss and chick mortality in Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasia bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zool.* 51: 205–214.
- Saniga M. 2002b. Jariabok hôrny (*Bonasa bonasia*). W: Danko Š., Darolová A., Krištín A. (eds.). *Rozšírenie vtákov na Slovensku*, ss. 217–219. Veda, Bratislava.
- Seibold S., Hempel A., Piehl S., Bäessler C., Brandl R., Rösner S., Müller J. 2013. Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic Appl. Ecol.* 14: 687–693.
- Sikora A., Ławicki Ł., Kajzer Z., Antczak J., Kotlarz B. 2013. Rzadkie ptaki na Pomorzu w latach 2000–2012. *Ptaki Pomorza* 4: 5–81.
- Swenson J.E. 1991. Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fenn.* 68: 57–65.
- Swenson J.E. 1993. Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season. Mutual benefit of a cooperative alliance. *Behav. Ecol.* 4: 14–21.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. *Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany*. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Tumiel T., Białomyzy P., Grygoruk G., Korniluk M., Świętochowski P., Wereszczuk M., Skierczyński M. 2013. Cenne i nieliczne ptaki lęgowe na Obszarze Specjalnej Ochrony Puszcza Knyszyńska. *Ornis Pol.* 54: 170–186.
- Walasz K., Mielczarek P. (red.). 1992. *Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991*. Biologica Silesiae, Wrocław.

- Zbinden N. 1979. Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chaseral, Faltenjura. Ornithol. Beob. 76: 169–214.
- Zięba F., Zwijacz-Kozica T. 2014. Zwierzęta Tatrzańskiego Parku Narodowego w roku 2012. W: Wójcik W.A. et al. (red.). Wierchy 117: 193–200. PTTK, Kraków.
- Żurawlew P. 2012. Ptaki Wielkopolski – aktualna lista gatunków, ich status i zmiany. Ptaki Wielkopolski 1: 3–17.

Publikacja II

Matysek M., Kajtoch Ł., Gwiazda R., Binkiewicz B., Szewczyk G. 2019. Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*? Avian Biology Research 12 (2): 59-66.

Impact Factor: 1,224; 5-letni Impact Factor: 1,061; punkty MNiSW: 40.

Ten artykuł jest chroniony prawem autorskim i wszystkie prawa należą do SAGE Publications Limited. Pełna wersja artykułu znajduje się pod adresem <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/1758155919832190#>

This article is protected by copyright and all rights are held by SAGE Publications Limited. The final publication is available at website <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/1758155919832190#>

Publikacja III

Matysek M., Zub K., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2019. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). *Wildlife Research* 46: 205-211.

Impact Factor: 2,511; 5-letni Impact Factor: 1,926; punkty MNiSW: 40.

Ten artykuł jest chroniony prawem autorskim i wszystkie prawa należą do CSIRO Publishing. Pełna wersja artykułu znajduje się pod adresem <https://www.publish.csiro.au/WR/WR17134>

This article is protected by copyright and all rights are held by CSIRO Publishing. The final publication is available at website <https://www.publish.csiro.au/WR/WR17134>

Publikacja IV

Matysek M., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2020. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fennica* 97: 53-63.

Impact Factor: 0,853; 5-letni Impact Factor: 1,016; punkty MNiSW: 70.

High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) and predation on artificial nests in a high-mountain habitat

Marcin Matysek*, Robert Gwiazda, Filip Zięba, Maciej Klimecki, Radosław Mateja & Piotr Krzan

*M. Matysek, R. Gwiazda, Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, Poland. * Corresponding author's e-mail: matysek@iop.krakow.pl*

M. Matysek, F. Zięba, M. Klimecki, R. Mateja, P. Krzan, Tatra National Park, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane, Poland

Received 30 September 2019, accepted 22 March 2020



Human presence can significantly reduce habitat availability for wildlife. We investigated the impact of the distance from hiking trails and number of tourists on the number of sites occupied by Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) and on the predation rate of artificial nests in two forest types (spruce and beech) in the Tatra Mountains (Poland). The study was carried out in the Tatra National Park from 2009 to 2014. Presence of Hazel Grouse males was detected in spring by playing territorial calls of this species from an electronic device. A total of 79 sites occupied by Hazel Grouse were found, and 174 artificial ground nests were monitored. Data on the number of tourists gathered at entry points and at trail crossings in the Tatra National Park were used to estimate levels of tourism activity. Sites occupied by Hazel Grouse were mostly located farther from hiking trails and in places with low tourist numbers. Artificial nests were mainly predated by mammals (85%) in both spruce and beech forests. Predation on artificial nests was higher in areas with smaller numbers of tourists. The frequency of egg predation did not differ between spruce and beech forests. Based on our results, hiking trails and the number of tourists who frequent them are important factors influencing the occurrence and reproduction of ground-breeding birds such as the Hazel Grouse.

1. Introduction

Human presence and activity can significantly impact on wildlife through disturbance and by limiting the use of important resources for animals (Rösner *et al.* 2013). Furthermore, human presence can also increase synanthropization of animals and change their behaviour. In areas where humans are present, access to resources such as

food supplies and breeding or roosting sites can be directly restricted (e.g., Vitousek *et al.* 1997, Burger *et al.* 2004, Gill 2007). Outdoor recreation and ecotourism in protected areas can act as potential stressors for wildlife; frequent disturbances can also cause a decline in populations (e.g., Müllner *et al.* 2004). Animals react to approaching humans in a similar way as they do to a predator, i.e., they hide or move away (Beale & Monaghan 2004).

Animals can be disturbed by intensive human activity, resulting in discontinued feeding, changes in daily activities, altered habitat selection or increased stress load (Gander & Ingold 1997, Taylor & Knight 2003, Stankowich 2008, Thiel *et al.* 2008, Pęksa & Ciach 2015). Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and mountain hares (*Lepus timidus*) living in areas with frequent recreational activities by humans in winter show changes in physiology and behaviour (Thiel *et al.* 2011, Rehnus *et al.* 2014).

Similarly, the stress levels of chamois (*Rupicapra rupicapra*) increased with the number of visitors and showed peak values in summer, coinciding with the highest number of visitors to the Tatra National Park (Zwijacz-Kozica *et al.* 2013).

The negative effects of recreational activities on populations of ground-nesting bird species and their breeding success have been reported in several studies (e.g., Watson & Moss 2004, Střen *et al.* 2010). Various ecological factors (e.g., habitat structure, landscape fragmentation, availability of prey) influence the predation risk of ground nests. However, for ground-nesting birds, nest predation is a major factor affecting breeding success (e.g., Angelstam 1986, Saniga 2002). Predator densities are often higher in the vicinity of tourist facilities due to the supply of discarded food (Storch & Leidenberger 2003, Watson & Moss 2004). Furthermore, foraging by predators is facilitated by forest roads and hiking trails within large forest tracts (Storch *et al.* 2005, Seibold *et al.* 2013). Grouse are ground nesting birds, which are highly susceptible to human disturbance (Storch 2000, Storch 2007).

As shown by Storch & Leidenberger (2003), large concentrations of tourists, e.g. around hostels, attract crows (*Corvus corone*), which can directly affect the Galliformes colonizing the surrounding forests. For Capercaillie and the Black Grouse (*Tetrao tetrix*), higher concentrations of faecal stress hormone metabolites (corticosterone) were found after disturbance (Arlettaz *et al.* 2007, Thiel *et al.* 2008). There is evidence that an elevated frequency of disturbance affects the habitat use of Capercaillie (e.g., Thiel *et al.* 2008) and may even cause population declines (Brenot *et al.* 1996). So far, the impact of tourism pressure has only been tested for the Capercaillie and the Black Grouse (*Tetrao tetrix*) (e.g., Storch & Leiden-

berger 2003, Thiel *et al.* 2008, Rupf *et al.* 2011, Rösner *et al.* 2013) and research into the impact of tourist activity on the Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) is not available.

The Hazel Grouse is an extremely shy bird and hides both in the ground layer and in dense tree cover. This species occurs in both lowlands and mountainous regions across Eurasia inhabiting coniferous and mixed forests (Cramp & Simmons 1980, Johnsgard 1983, Bergmann *et al.* 1996). The Hazel Grouse is a territorial bird with specific habitat and food requirements (e.g., Bergmann *et al.* 1996, Bonczar *et al.* 1998, Swenson 2006, Matysek *et al.* 2018, Matysek *et al.* 2019a). The species maintains a territory throughout the year, staying in one place (e.g., Swenson 1991a, Swenson 1991b, Montadert & Leonard 2006). The European population of Hazel Grouse was estimated at ~1,480,000–2,920,000 pairs (BirdLife International 2018). The number and range of Hazel Grouse populations in most European countries has decreased moderately since 1980 (Swenson & Danielson 1991, Storch 2000, Storch 2007). The population is estimated to be stable in the Polish Carpathian Mountains (Matysek 2016).

The main reason for the decreasing populations of this species elsewhere is thought to be the negative human impact on the structure and species composition of forests, namely the simplification of habitat structure and the fragmentation of forest complexes (Kajtoch *et al.* 2012, Seibold *et al.* 2013). Moreover, disturbance of birds, especially during breeding, by foresters or tourists potentially has a negative impact on reproductive success (Kajtoch *et al.* 2011, Bonczar & Kajtoch 2013).

The aims of this study are to evaluate the impacts of the distance from the hiking trail and number of tourists on (1) the number of sites where Hazel Grouse was present, on (2) the predation rate of artificial nests, and (3) whether forest type affects the proportion of predated nests. We hypothesised that hiking trails (in terms of distance and number of tourists) would negatively affect the number of sites where Hazel Grouse are present. Predation rates on artificial nests might also be negatively related to the distance from the hiking trails (predators can use them for moving and food searching) and the number of tourists (predators avoid greater numbers of tourists).

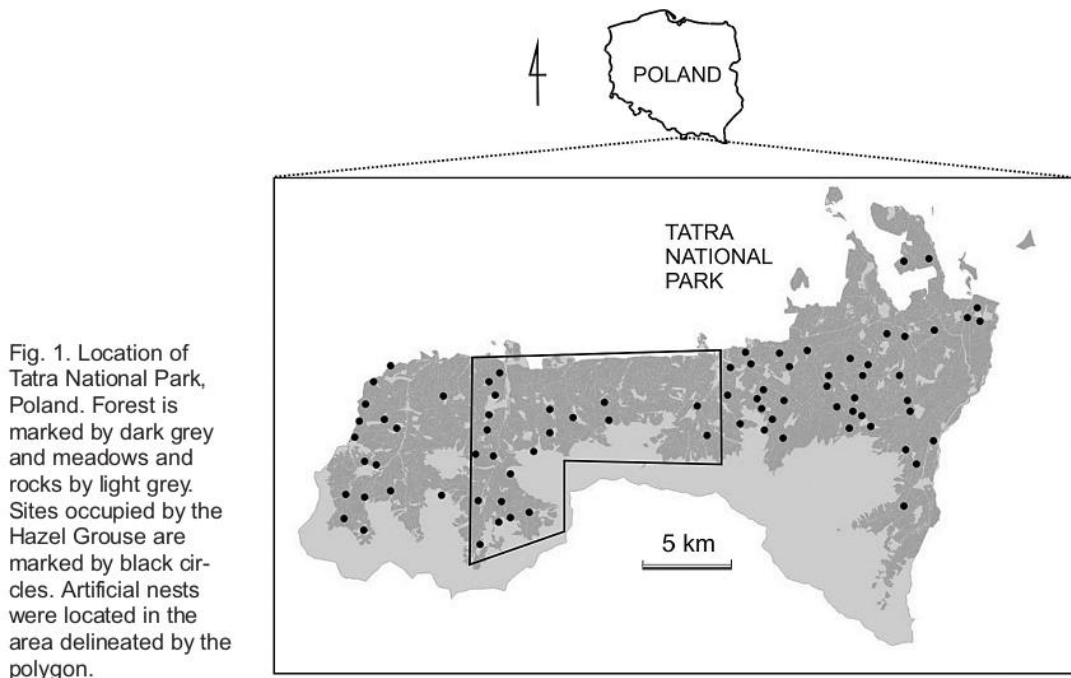


Fig. 1. Location of Tatra National Park, Poland. Forest is marked by dark grey and meadows and rocks by light grey. Sites occupied by the Hazel Grouse are marked by black circles. Artificial nests were located in the area delineated by the polygon.

2. Material and methods

2.1. Study area

The research was conducted in the Polish Tatra Mountains. The study area of 150 km² was situated within the Tatra National Park (Tatra NP) (49°15'32.92"N, 19°54'34.61"E, Fig. 1). Forests in the Tatra NP hold 17 tree species, but five of them occur most commonly: Norway spruce (*Picea abies*), fir (*Abies alba*), beech (*Fagus sylvatica*), sycamore (*Acer pseudoplatanus*), rowan (*Sorbus aucuparia*) and mountain pine (*Pinus mugo*). The average age of the main forests stand is about 90 years (data of the Tatra NP Authority). Forests in the Tatra NP cover both a lower (from 950 a.s.l. to 1,250 a.s.l.) and an upper (from 1,250 a.s.l. to 1,550 a.s.l.) mountain zone.

The lower forest mountain zone is mostly (80%) covered by unnatural, planted spruce forests dominated by Norway spruce whilst the rest is covered by natural or semi-natural beech forests dominated by beech, fir, with admixture of sycamore and coniferous forests of Norway spruce and fir. Other tree species (Scots pine (*Pinus sylvestris*), European larch (*Larix deciduas*), Poplar (*Populus* sp.), Willow (*Salix* sp.)) occur rarely. In

contrast, the upper forest mountain zone is dominated by natural Norway spruce forests and a rare relict of Swiss pine (*Pinus cembra*) forest. Other tree and shrub species can occur depending on the altitude, habitat fertility and stand density.

Over many centuries, mainly upper forests zones have been largely transformed. A key factor contributing to adverse changes in the forest species composition here was intensive forest management in the 19th and 20th centuries, and especially the introduction of spruce in natural habitats occupied by fir and beech. This process resulted in high landscape fragmentation, with the occurrence of preserved patches of old growth forests alternating with open habitats (meadows, pasture fields, clear-cuts) and different-aged young coniferous and mixed stands. In the lower forest mountain zone, spruce monocultures currently account for 80% of the area. These forests are mainly exposed to the adverse effects of abiotic and biotic factors, resulting in considerable dieback. The subsequent mountain pine floor is mainly covered by mountain pine. Above this zone there are the alpine and crag zones (Fabijanowski & Dziewolski 1996). The Tatra Mountains are a UNESCO World Biosphere Reserve and are included in the Natura 2000 network of protected areas in Europe and the

Tatra National Park is habitat for a large number of rare animal species, including three species of forest Galliformes: Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse (Wilk *et al.* 2016). The breeding population of Hazel Grouse in Tatra NP has been estimated at 80 territories (Matysek 2016). This species is threatened in Poland and Slovakia and is included in the Carpathian list of endangered species (Witkowski *et al.* 2003).

About 3.5 million tourists visit the park every year (data of the Tatra NP Authority, <http://tpn.pl/zwiedzaj/turystyka/statystyka>). The forests (Hazel Grouse occurs only in this habitat) are crossed by about 100 km of hiking trails, differing in length and intensity of tourist traffic (from a few to 8,000 tourists a day) (data from the Tatra NP Authority, <http://tpn.pl/zwiedzaj/turystyka/statystyka>). The highest tourist pressure occurs in spring and summer, when up to 40,000 tourists visit the park each day and move along ~270 km of hiking trails (data from the Tatra NP Authority). Most tourism activities (i.e., hiking) are concentrated in the valleys above the hostels, which are located at the upper limit of the forest.

2.2. Tourist pressure

We calculated the monthly numbers of tourists visiting Tatra NP from 2009 to 2014 (data from the Tatra NP Authority, <http://tpn.pl/zwiedzaj/turystyka/statystyka>). Monitoring was performed all year at all the entrances to the valleys in order to obtain information about the number of tourists throughout the year and in particular valleys. The highest number of tourists visited in August in all years. Detailed daily monitoring of tourist traffic was conducted in the Tatra NP in August 2009 (data from the Tatra NP Authority). Tourist traffic was measured at the entry points to the park, where the tickets were sold and at points where trails cross. Tourist numbers were counted by NP employees and volunteers. In order to accurately determine the number of visitors, tourists entering the park before the opening of the ticket points (5.00–8.00 a.m.) were also counted. Tourists were counted at 1-hour intervals each day, differentiating between individuals, groups and group tours to determine the spatial and temporal distribution of tourist traffic on particular routes. Mean daily

tourist number in August was calculated for each hiking trail.

2.3. Bird sites

Hazel Grouse were censused in forests with a total area of 150 km². We detected Hazel Grouse individuals twice a year during a peak in the spring call period (April and May) from 2009 to 2013 by using MP3 speakers to play imitations of Hazel Grouse calls throughout the entire forest area. Bird presence was checked every 150–200 m, with pauses spanning a few minutes to lure the Hazel Grouse response calls (Swenson 1991a, Bonczar 2009).

The observer recorded whether the site was occupied by the Hazel Grouse after two minutes of listening and then moved to the next point. Indicators of the occurrence of Hazel Grouse, such as droppings, tracks and other signs, were searched for in April, when the study area was covered by snow. These tracks were helpful in determining the sites when the birds could not be detected otherwise (e.g. along a loud stream or at sites with tourists). The census was mainly performed during the mornings and evenings because a lower response frequency was found during midday, and only in good weather conditions (without heavy rain or snow and strong winds; see also Swenson 1991b).

Occupation was verified for all records of this species at less available sites by additional checking and searching for tracks. Due to the specific life strategies of the Hazel Grouse (hidden in the undergrowth), we did not search for nests nor determine the boundaries of the territories. The recorded sites were mapped in the field and the positions were noted in a GPS Garmin 62. The distance of a site where a Hazel Grouse was present was determined in intervals of up to 100 meters from the point where the bird was found. In total we analyzed 49 hiking trails for the presence of Hazel Grouse.

2.4. Nest predation

Artificial ground nests were placed in the forest in an area 40 km² during May–June 2012, 2013 and

2014. This period corresponds with the main breeding season for the three species of forest Tetraonids in the climatic conditions of the study region (Bergmann *et al.* 1996). The location for placing artificial nests was chosen randomly within the study area, but within this location the artificial nests were placed near tree trunks or under hanging branches, according to the preferences of Hazel Grouse (Johnsgard 1983, Bergmann *et al.* 1996).

A total of 174 artificial nests were constructed in the field. The artificial nests were made by digging small ground depressions (ca. 20 cm of diameter and ca. 5 cm of depth) laid out with small amounts of dry plant material (Šálek *et al.* 2004). Each nest was baited with 5 very small (length ~5.4 cm, width ~4.6 cm) and not white, Domestic Hen eggs (*Gallus gallus domesticus*). Prior to being placed in the artificial nests, the eggs were sprayed with the washing water of dead Quail (*Coturnix coturnix*) to give them the smell of a wild Galliformes species. Subsequently, we masked the artificial nest components with undergrowth plant material, mimicking the female's coloration (Richard & Yahera 1996, Burke *et al.* 2004, modified).

The nests remained conspicuous, i.e. the eggs were at least 70–80% visible from an above vertical view. The locations of nests were recorded using a GSP device. To avoid leaving traces of scent during this work we used rubber gloves and walked the smallest possible distances in the vicinity of artificial nests (Summers *et al.* 2009, Jones *et al.* 2010). Nests were checked once a week from a distance 2–10 m depending on their visibility (see also Jones *et al.* 2010, Žmihorski *et al.* 2010). In the case of nests with eaten eggs, the experiment was repeated and a replacement nest was constructed in another randomly chosen place, to imitate the repeated breeding attempts of wild birds whose nests are predated.

Each artificial nest was monitored for about 27 days, mimicking the average period of incubation by forest Tetraonids (Johnsgard 1983, Bergmann *et al.* 1996, Kurki *et al.* 2000). Eighty seven artificial nests were monitored using camera traps (Ltl Acorn 5220, lens $f=3.1$, infrared-lamp 940 nm, 24 diodes) to identify predator species. Nests were considered to be predated if at least one egg disappeared or had marks indicating a predator's visit

(e.g., Martin & Joron 2003, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009). The mean distance between artificial nests was 650 m (range: 150–2,150 m) to reduce the probability of nearby nests being discovered by a predator searching intensively.

2.5. Statistical analyses

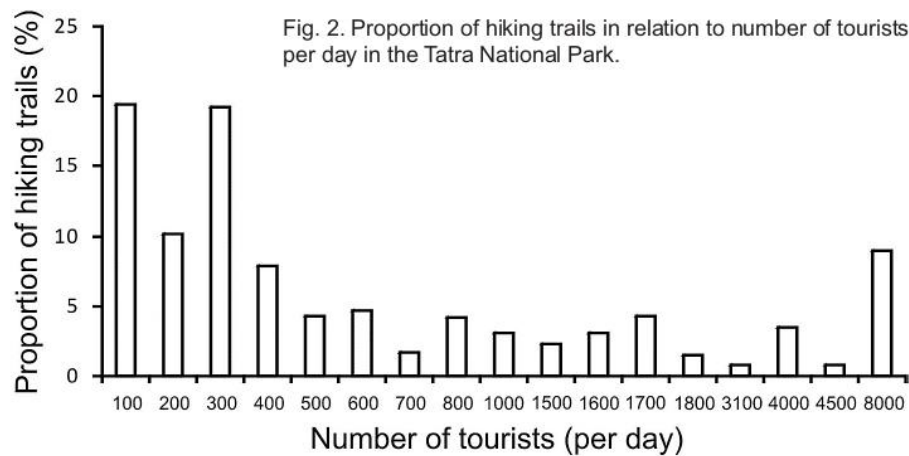
Spatial data were calculated using QGIS 2.12.3 (QGIS 2017), and distances between the nearest artificial nests were measured in a straight line. Spatial autocorrelation of artificial nests was tested by Moran's index (Moran 1950). The Friedman's ANOVA was used to search for differences in the monthly number of tourists visiting Tatra NP among the study years (repeated variable was month) and for differences in number of tourists between months (repeated variable was year). Two Generalized Linear Mixed Model (GLMMs, Binomial distribution, logit link function) with in turn response being (1) site occupied ($n = 79$) or not occupied ($n = 79$) by the Hazel Grouse, and (2) artificial nest predated ($n = 59$) or not predated ($n = 115$). Random factors were year and identity of the trail. Predictor variables were distance to hiking trails, daily number of tourists, forest type and interaction between distance to hiking trails and daily number of tourists.

A larger number of tourists on the trail causes predators such as martens to seek food further from the trail. Multivariate regression was used to obtain R^2 values for all predictor variables. Collinearity of predictor variables was checked by calculation of the variance inflation factor (VIF) according to formula $1/(1-R^2)$. The predictor variables did not correlate with each other (VIF values: 1.06–1.13). Spatial autocorrelation of the residuals of these models was calculated using Moran's index. For statistical analyses, the software STATISTICA 12 was used (StatSoft 2014). Logistic regressions were visualised using ggplot2 package in R (R Core Team 2018).

3. Results

3.1. Tourist numbers and Hazel Grouse sites

Differences in the numbers of tourists that visited Tatra NP between study years were found during



the period of 2009–2014 ($\chi^2 = 12.19$, $df = 5$, $p = 0.03$). Moreover, the number of tourists significantly varied between months ($\chi^2 = 62.69$, $df = 11$, $p < 0.001$) with low values from early November to late April. Hiking trails with 300 tourists per day represented 48% of all trails (Fig. 2). The probability of a site being occupied by a Hazel Grouse increased with increasing distance from the hiking trails and decreasing number of tourists (Table 1; Fig. 3). Spatial autocorrelation of the residuals of the GLMM model was not found (Moran's $I = 0.005$, $p < 0.59$) and showed that the spatial distribution of Hazel Grouse sites did not appear to be

significantly different from random. We found no differences in the occupation of sites by Hazel Grouse between spruce and beech forests (Table 1).

3.2. Nest predation

Altogether 59 (34%) of 174 artificial nests were predated, mostly by mammalian predators and only a few by bird predators. Of the monitored nests (by camera traps) with destroyed eggs, 54% were predated by pine marten (*Martes martes*),

Table 1. Summary of generalized linear mixed models describing components of the site occupied and unoccupied by the Hazel Grouse in the Tatra NP. Significant differences are marked in bold.

| Variable | Estimate | Standard error | Wald | p-value |
|-------------------------------------|---------------|----------------|---------------|------------------|
| Intercept | -1.051 | 0.324 | 9.796 | 0.002 |
| Distance to trail | 0.002 | 0.001 | 9.326 | 0.002 |
| Number of tourists | 0.002 | 0.001 | 14.624 | <0.001 |
| Distance to trail × Number tourists | -0.001 | 0.001 | 15.414 | <0.001 |
| Forest type | 0.124 | 0.115 | 1.111 | 0.29 |

Table 2. Summary of generalized linear mixed models describing components of the predated and unpredated artificial nests in the Tatra NP. Significant differences was marked in bold.

| Variable | Estimate | Standard error | Wald | p-value |
|-------------------------------------|--------------|----------------|--------------|-------------|
| Intercept | 0.253 | 0.207 | 1.041 | 0.31 |
| Distance to trail | 0.001 | 0.001 | 0.344 | 0.56 |
| Number of tourists | 0.001 | 0.001 | 4.661 | 0.03 |
| Distance to trail × Number tourists | -0.001 | 0.001 | 3.246 | 0.07 |
| Forest type | 0.027 | 0.111 | 0.098 | 0.75 |

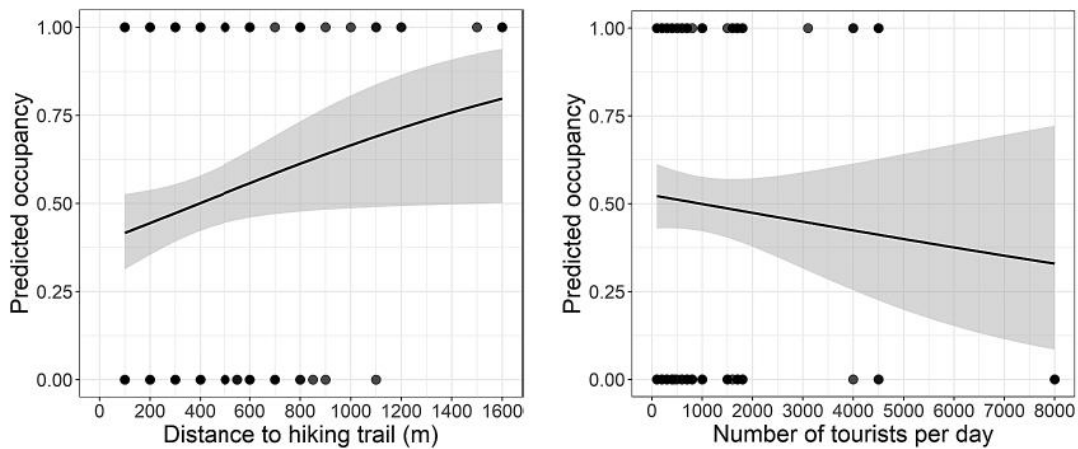


Fig. 3. Logistic regression showing the relationships between sites occupied by Hazel Grouse with (A) distance from hiking trails, and (B) the number of tourists per day on the hiking trails. Regression (solid line) and 95% confidence intervals (grey area).

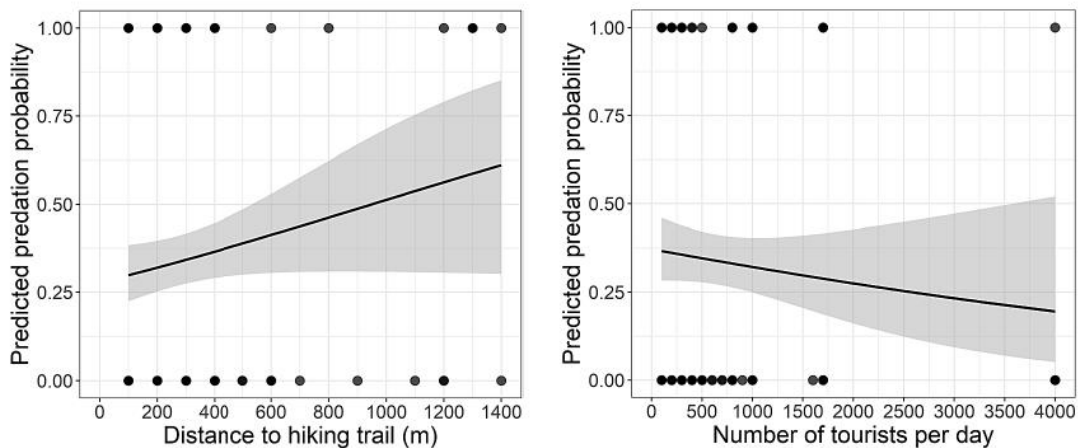


Fig. 4. Logistic regression showing the relationships between predated artificial nests with (A) distance from the hiking trails, and (B) the number of tourists per day on the hiking trails. Regression (solid line) and 95% confidence intervals (grey area).

23% by red fox (*Vulpes vulpes*), 15% by raven (*Corvus corax*), and 8% by brown bear (*Ursus arctos*).

The spatial distribution pattern of predated nests did not differ from random in 2012 (Moran's $I = 0.081$, $p < 0.40$). However, the spatial distribution of predated nests in 2013 and 2014 was more spatially clustered than would be expected (Moran's $I = 0.350$, $p < 0.001$; Moran's $I = 0.489$, $p < 0.03$, respectively). Spatial autocorrelation of the residuals of the GLMM model was not different from random in 2013 and 2014 (Moran's $I = 0.051$, $p = 0.77$; Moran's $I = 0.135$, $p < 0.20$, re-

spectively) but in 2012 the clustered pattern was non-random (Moran's $I = 0.451$, $p < 0.001$).

We found an influence of the number of tourists on the predation of artificial nests (Table 2). The number of predated nests increased with decreasing number of tourists (Table 2; Fig. 4). Predation on artificial nests did not differ between the two types of forests (Table 2).

4. Discussion

Recreational trails may affect the presence and nesting success of some bird species (Storch &

Leidenberger 2003, Thiel *et al.* 2008, Rupf *et al.* 2011) with human presence creating a “landscape of fear” (Rösner *et al.* 2013). A significant relationship was found in the present study between the number of sites occupied by Hazel Grouse and the distance from hiking trails and the number of tourists in the Tatra NP. Rösner *et al.* (2013) similarly reported a negative impact of recreational activities on the distribution of the Capercaillie in the Bohemian Forest.

Tetraonidae on the ground are exposed to a high risk of predation (Wegge *et al.* 1987). The main predator of the artificial nests in the Tatra NP was the European pine marten, followed by the red fox. Similarly, Bergmann *et al.* (1996) found that red fox and species of mustelids (*Mustela* sp.) were the main predators of Hazel Grouse eggs. In the mountains of Central Slovakia stone marten (*Martes foina*), pine marten, mustelids and red fox (altogether 22%), along with wild boar (*Sus scrofa*) (9%), and brown bear (3%) were the main mammalian egg predators (Saniga 2002).

Predation rate on artificial nests can be related to the population dynamics of small mammals which, in turn, are the main prey of egg/nest predators, according to the Alternative Prey Hypothesis (Begon *et al.* 1990). Small rodents in Tatra NP were observed in large numbers in 2012 (Matysek *et al.* 2019b) and we did not find that predated nests were spatially distributed in this year. Thus the spatial distribution of predated nests in 2013 and 2014 might be explained by more intensive searches for nests and eggs by predators in years of lower numbers of rodents.

In our study, nest predation was related to the number of tourists. In some areas along the Front Range of Colorado (USA), predation rates increased with distance from the trails, and mammals depredated more nests at a greater distance from the trails and appeared to avoid nests near trails (Miller & Hobbs 2000). High tourist pressure may scare potential predators and thereby reduce their hunting area. Research in the Białowieża Primeval Forest (NE Poland) has shown that the European pine marten – being the main predator in the Tatra NP – avoids people and preys in places with less human traffic (Wereszczuk & Zalewski 2015). Pine martens show increased

glucocorticoid concentrations in seasons and areas with increasing tourist intensity (Barja *et al.* 2007).

We did not find differences in the predation rate between the two forest types (spruce or beech) in the Tatra NP. Similarly, predation on artificial ground nests (using chicken eggs resembling Capercaillie eggs in size and colour) did not differ between highly fragmented forests in south-eastern Norway and in natural forests in north-western Russia (Wegge *et al.* 2012). However, forest type can affect the predation rate on bird nests (Bayne *et al.* 1997). Seibold *et al.* (2013) showed that the most important driver of predation risk of artificial ground nests can be vegetation, rather than human activity. Increasing vegetation density around a nest reduces predation risk by concealing the nest and by limiting the mobility of foraging predators (e.g., Wilcove 1985, Lahti 2001, Baines *et al.* 2004, Tirpak *et al.* 2006).

The present study showed that not only distance from the hiking trails but also tourist numbers were important factors for the occurrence of the Hazel Grouse. Therefore, Hazel Grouse are likely to benefit from limiting the number of tourists on intensively used hiking trails. Outdoor recreation in protected areas can be a major problem for nature conservation. It can decrease the populations of endangered species for instance (Thiel *et al.* 2008, Pęksa & Ciach 2015). Therefore, in order to efficiently protect ground-nesting birds, tourist traffic on the hiking trails through the main breeding sites should be limited. Also, a lower density of hiking trails is recommended in breeding habitats of great importance for nature conservation.

Acknowledgements. We are grateful for all valuable comments of two anonymous reviewers and the Associate Editor. This work was partly supported by the Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences and partly from grant funding for PhD students and young scientists given from the Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Special thanks to Bogusław Binkiewicz, Grzegorz Szewczyk, Zbigniew Bonczar (†) and Tatra National Park, and Jan Krzeptowski-Sabała, Marcin Bukowski for providing data on number of tourists and GIS data. The authors would like to thank Dr. Piotr Skórka from the Institute of Nature Conservation PAS for his assistance in preparing the figures.

Vuoristoalueen turismin vaikutus pyyn esiintymiseen ja keinopesien saalistusasteeseen

Ihmisen läsnäolo, kuten vilkas turismi, voi heikentää elinympäristöjen saatavuutta ja laatua. Tutkimme retkeilyreittien etäisyyden ja matkailijoiden määrään vaikutusta pyyn esiintymiseen ja keinotekoisten pesien (174) saalistusasteeseen kahdessa metsätyypissä (kuusi ja pyökki). Koiraiden määrä selvitettiin soittamalla kutsuääniä keväisin. Pyitä havaittiin 79 alueella. Matkailuaktiivisuuden tasoa arvioitiin laskemalla turistien lukumäärät kansallispuiston sisäänkäynneillä ja polkujen ylityskohdissa.

Pyitä esiintyi pääasiassa kauempana retkeilyreiteistä ja paikoissa, joissa turistien lukumäärä on alhainen. Nisäkkäät olivat pääasiallisia (85 %) keinotekoisten pesien hävittäjiä sekä kuusi- että pyökkimetsissä. Keinotekoisten pesien saalistus oli suurempaa alueilla, joilla turisteja oli vähemmän. Munien saalistamistiheys ei eronnut kuusi- ja pyökkimetsien välillä. Tulosten perusteella retkeilyreitit ja niitä usein käyttävien turistien lukumäärä ovat tärkeitä tekijöitä, jotka vaikuttavat maassa pesivien lintujen, kuten pyyn, esiintymiseen ja lisääntymiseen.

References

Angelstam, P. 1986: Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. — *Oikos* 47: 365–373.

Arlottaz, R., Patthey, P., Baltic, M., Leu, T., Schaub, M., Palme, R. & Jenni-Eimmann, S. 2007: Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. — *Proceedings of the Royal Society – Biological Sciences* 274: 1219–1224.

Baines, D., Moss, R. & Dugan, D. 2004: Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. — *Journal of Applied Ecology* 41: 59–71.

Barja, I., Silván, G., Rosellini, S., Piñeiro, A., González-Gil, A., Camacho, L. & Illera, J.C. 2007: Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten. — *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biochemistry* 104: 136–142.

Bayne, E.M., Hobson, K.A. & Fargey, P. 1997: Predation on artificial nests in relation to forest type: contrasting the use of quail and plasticine eggs. — *Ecography* 20: 233–239.

Beale, C.M. & Monaghan, P. 2004: Human disturbance:

people as predation-free predators? — *Journal of Applied Ecology* 41: 335–343.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990: *Ecology: individuals, populations and communities*. — Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Bergmann, H.H., Klaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J.E. & Wiesner, J. 1996: Die Haselhühner, *Bonasa bonasia* und *B. sewerzowi*. — Die Neue Brehm-Bücherei, Westrap Wissenschaften, Magdeburg. (In German).

BirdLife International 2018: IUCN Red List for birds. — Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 21/04/2018.

Bonczar, Z. 2009: Hazel Grouse *Bonasa bonasia*. — In *Monitoring of breeding birds. Methodological guide concerning species protected by Birds Directive*. (ed. Chylarecki, P., Sikora, A. & Cenian, Z.): 287–291. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. (In Polish).

Bonczar, Z., Borowiec, F. & Swenson, J.E. 1998: Regional variation in the food quality of hazel grouse *Bonasa bonasia* (L.). — *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie. Hodowla i Biologia Zwierząt* 33: 75–86. (In Polish with English summary).

Bonczar, Z. & Kajtoch, L. 2013: Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*. — In *Designation and quality evaluation of bird habitats in Natura 2000 Special Protection Areas* (ed. Zawadzka, D., Ciach, M., Figarski, T., Kajtoch, L. & Rejt, L.): 121–125. GDOS, Warszawa. (In Polish with English summary).

Brenot, J.F., Catusse, M. & Ménoni, E. 1996: Effets de la station de ski de fond du Plateau de Beille (Ariège) sur une importante population de grand tetras *Tetrao urogallus*. — *Alauda* 64: 249–260.

Burger, J., Jeitner, C., Clark, K. & Niles, L.J. 2004: The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. — *Environmental Conservation* 31: 283–288.

Burke, D.M., Elliott, K., Moore, L., Dunford, W., Nol, E., Phillips, J., Holmes, S. & Freemar, K. 2004: Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. — *Conservation Biology* 18: 381–388.

Colombelli-Négrel, D. & Kleindorfer, S. 2009: Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). — *Ecological Research* 24(4): 921–928.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980: *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. II — Oxford University Press, Oxford.

Fabijanowski, J. & Dziewolski, J. 1996: Forests. — In *Nature of Tatra National Park* (ed. Mirek, Z.): 675–696. Tatrzanski Park Narodowy, Kraków-Zakopane. (In Polish)

Gander, H. & Ingold, P. 1997: Reaction of male alpine chamois *Rupicapra r. rupicapra* to hikers, joggers and mountain bikers. — *Biological Conservation* 79: 107–109.

- Gill, J.A. 2007: Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. — *Ibis* 149: 9–14.
- Johnsgard, P. 1983: The grouse of the world. — University of Nebraska Press, Lincoln.
- Jones, D.D., Conner, L.M., Warren, R.J. & Ware, G.O. 2010: Effects of a supplemental food sources and density on success of artificial ground nests. — *Fish and Wildlife Agencies* 64: 56–60.
- Kajtoch, Ł., Matysek, M. & Skucha, P. 2011: Forest grouses Tetraonidae of Beskid Wyspowy and Beskid Makowski Mountains and adjacent foothills. — *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 67(1): 27–38. (In Polish with English summary).
- Kajtoch, Ł., Żmihorski, M. & Bonczar, Z. 2012: Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. — *European Journal of Forest Research* 131: 1783–1795.
- Kurki, S., Kikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 2000: Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. — *Ecology* 81(7): 1985–1997.
- Lahti, D. 2001: The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. — *Biological Conservation* 99: 365–374.
- Martin, J.L. & Joron, M. 2003: Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. — *Oikos* 102: 641–653.
- Matysek, M. 2016: Hazel Grouse *Bonasa bonasia* (2016) — In *Birds of Carpathians – state, threats, conservation*. (ed. Wilk, T., Bobrek, R., Pepekowska-Król, A., Neubauer, G. & Kosicki, J.Z.): 112–120. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki. (In Polish with English summary)
- Matysek, M., Gwiazda, R. & Bonczar, Z. 2018: Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). — *Journal of Ornithology* 159(1): 115–127.
- Matysek, M., Kajtoch, Ł., Gwiazda, R., Binkiewicz, B. & Szewczyk, G. 2019a: Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*)? — *Avian Biology Research* 12(1): 59–66.
- Matysek, M., Zub, K., Gwiazda, R., Zięba, F., Klimecki, M., Mateja, R. & Krzan, P. 2019b: Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (South Poland). — *Wildlife Research* 46(3): 205–211.
- Miller, J.R. & Hobbs, N.T. 2000: Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. — *Landscape and Urban Planning* 50: 227–236.
- Montadert, M. & Leonard, P. 2006: Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. — *Ibis* 148: 1–13.
- Moran, P.A.P. 1950: Notes on continuous stochastic phenomena. — *Biometrika* 37: 17–23.
- Müllner, A., Linsenmair, K.E. & Wikelski, M. 2004: Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). — *Biological Conservation* 118: 549–558.
- Pęksa, Ł. & Ciach, M. 2015: Negative effects of mass tourism on high mountain fauna: the case of the Tatra chamois *Rupicapra rupicapra tatrica*. — *Oryx* 49(3): 500–505.
- QGIS 2017: A Free and Open Source Geographic Information System. www.qgis.org/pl/site.
- R Core Team. 2018: R: A language and environment for statistical computing. — R Foundation for Statistical Computing, Vienna-Austria, <https://www.R-project.org/>.
- Rehnus, M., Wehrle, M. & Palme, R. 2014: Mountain hares *Lepus timidus* and tourism: stress events and reactions. — *Journal of Applied Ecology* 51: 6–12.
- Richard, H. & Yáherabd, C.G. 1996: Effects of egg type on artificial ground nests. — *Wilson Bulletin* 108(1): 129–136.
- Rösner, S., Mussard-Forster, E., Lorenc, T. & Müller, J. 2013: Recreation shapes a “landscape of fear” for a threatened forest bird species in Central Europe. — *Landscape Ecology* 29(1): 55–66.
- Rupf, R., Wytttenbach, M., Köchli, D., Hediger, M., Lauber, S., Ochsner, P. & Graf, R. 2011: Assessing the spatio-temporal pattern of winter sports activities to minimize disturbance in capercaillie habitats. — *Eco. mont* 3(2): 23–32.
- Saniga, M. 2002: Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. — *Folia Zoologica*, 51: 205–214.
- Seibold, S., Hempel, A., Pielh, S., Bässler, C., Brandl, R., Rösner, S. & Müller, J. 2013: Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. — *Basic of Applied Ecology* 14(8): 687–693.
- Stankowich, T. 2008: Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. — *Biological Conservation* 141: 2159–2173.
- StatSoft 2014: STATISTICA (data analysis software system), version 12. www.statsoft.pl.
- Storch, I. 2000: Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004. Grouse. WPA/Birdlife/SSC Grouse Specialist Group — IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK and World Pheasant Association, pp 112.
- Storch, I. 2007: Grouse: status survey and conservation action plan 2006–2010. — IUCN and World Pheasant Association, Gland, Switzerland & Cambridge, UK/Fordingbridge, UK.
- Storch, I. & Leidenberger, C. 2003: Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. — *Wildlife Biology* 9: 301–308.
- Storch, I., Woitke, E. & Krieger, S. 2005: Landscape-scale Edge Effect in Predation Risk in Forest-farmland Mo-

- saics of Central Europe. — *Landscape Ecology* 20(8): 927–940.
- Střen, O., Wegge, P., Heid, S., Hjeljord, O., Nellemann, C. 2010: The effect of recreational homes on willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in a mountain area of Norway. — *European Journal of Wildlife Research* 56: 789–795.
- Summers, R.W., Willi, J. & Salvidige, J. 2009: Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. — *Wildlife Biology* 15(3): 319–327.
- Swenson, J.E. 1991a: Social organization of Hazel Grouse and ecological factors influencing it. — PhD thesis. University of Alberta, Edmonton.
- Swenson, J.E. 1991b: Evaluation of the density index for territorial male from Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. — *Ornis Fennica* 68: 57–65.
- Swenson, J.E. 2006: The importance of alder to Hazel Grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. — *Ecography* 16(1): 37–46.
- Swenson, J.E. & Danielson, J. 1991: Status and conservation of Hazel Grouse in Europe. — *Ornis Scandinavica* 22: 297–298.
- Šálek, M., Svobodová, J., Bejček, V. & Albrecht, T. 2004: Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. — *Folia Zoologica* 53: 312–318.
- Taylor, A.R. & Knight, R.L. 2003: Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. — *Ecological Applications* 13: 951–963.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Braumisch, V., Palme, R. & Jenni, L. 2008: Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. — *Journal of Applied Ecology* 45: 845–853.
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Palme, R. & Jenni, L. 2011: Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie *Tetrao urogallus*. — *Ibis* 153: 122–133.
- Tirpak, J., Giuliano, W., Miller, C., Allen, T.J., Bittner, S., Edwards, J., Friedhof, S., Igo, W.K., Stauffer, D.F. & Norman, G.W. 2006: Ruffed grouse nest success and habitat selection in the central and southern Appalachians. — *Journal of Wildlife Management* 70: 138–144.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. 1997: Human domination of Earth's Ecosystems. — *Science* 277: 494–499.
- Watson, A. & Moss, R. 2004: Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Caim Gorm, Scotland. — *Biological Conservation* 116: 267–275.
- Wegge, P., Ingul, H., Pollen, V.O., Halvorsrud, E., Sivkov, A.V. & Hjeljord, O. 2012: Comparing predation on forest grouse nests by avian and mammalian predators in two contrasting boreal forest landscapes by the use of artificial nests. — *Ornis Fennica* 89: 145–156.
- Wegge, P., Larson, B.B., Gjerde, I., Kastdalen, L., Rolstad, J. & Storaas, T. 1987: Natural mortality and predation of adult Capercaillie in southeast Norway. — In *Proceedings of the International Grouse Symposium* (ed. Lovel, T. & Hudson, P.): 49–56. IUCN—Grouse Specialist Group, Suffolk, UK.
- Wereszczuk, A. & Zalewski, A. 2015: Spatial Niche Segregation of Sympatric Stone Marten and Pine Marten – Avoidance of Competition or Selection of Optimal Habitat? — *PloS ONE* 10(10), e0139852. doi.org/10.1371/journal.pone.0139852.
- Wilcove, D. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. — *Ecology* 66: 1211–1214.
- Wilk, T., Bobrek, R., Pełkowska-Król, A., Neubauer, G. & Kosicki, J.Z. 2016: Birds of Carpathians – state, threats, conservation. — *Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki*. (In Polish with English summary)
- Witkowski, Z.J., Król, W. & Solarz, W. 2003: Carpathian List of Endangered Species. — WWF and Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Vienna-Krakow.
- Zwijacz-Kozica, T., Selva, N., Barja, I., Silván, G., Martínez-Fernández, L., Illera, J.C. & Jodłowski, M. 2013: Concentration of fecal cortisol metabolites in chamois in relation to tourists pressure in Tatra National Park (South Poland). — *Acta Theriologica* 58: 215–222.
- Żmihorski, M., Lewtak, J., Brzeziński, M. & Romanowski, J. 2010: Nest survival in a large river valley: an experiment using artificial nests on an island and river bank in Vistula river (Poland). — *Polish Journal of Ecology* 58: 197–203.

Publikacja V

Matysek M., Gwiazda R., Figarski T., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. Piątek G. 2021. What habitat parameters are important for ground nests survival in mountain forests? Recommendation for protection of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* based on the experiment with artificial nests. Bird Study - w druku.

Impact Factor: 0,81; 5-letni Impact Factor: 1,044; punkty MNiSW: 70.

Ten artykuł jest chroniony prawem autorskim i wszystkie prawa należą do Taylor & Francis Group. Pełna wersja artykułu będzie znajdować się pod adresem <https://www.tandfonline.com/loi/tbis>

This article is protected by copyright and all rights are held by Taylor & Francis Group. The final publication will be available at website <https://www.tandfonline.com/loi/tbis>