

**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 .....	4
Spis publikacji.....	5
Streszczenie .....	6
Summary .....	9
Wstęp .....	12
Cele i hipotezy badawcze .....	17
Teren badań i metodyka.....	20
Wyniki .....	27
Wnioski.....	31
Konkluzje konserwatorskie.....	33
Bibliografia: .....	34
Publikacja I .....	43
Oświadczenia do I publikacji.....	55
Publikacja II.....	60
Oświadczenia do II publikacji .....	69
Publikacja III.....	75
Oświadczenia do III publikacji .....	83
Publikacja IV .....	89
Oświadczenia do IV publikacji.....	101
Publikacja V.....	107
Oświadczenia do V publikacji .....	140

## 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 praw



## 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 głuszec, 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 głuszec 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 km<sup>2</sup>) lub na powierzchni próbnej wynoszącej około 40 km<sup>2</sup>. 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/km<sup>2</sup>, natomiast dla szacowanej liczebności od 0,73 do 0,79 stanowisk/km<sup>2</sup>. 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 km<sup>2</sup>) or on a sample area of about 40 km<sup>2</sup>. 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/km<sup>2</sup>, while for the estimated number, the density was determined at 0.73–0.79 positions/km<sup>2</sup>. 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 tetrix* 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, Wasiaś 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 (generaliści) 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 (określanej 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 łągi 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 łągi 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).

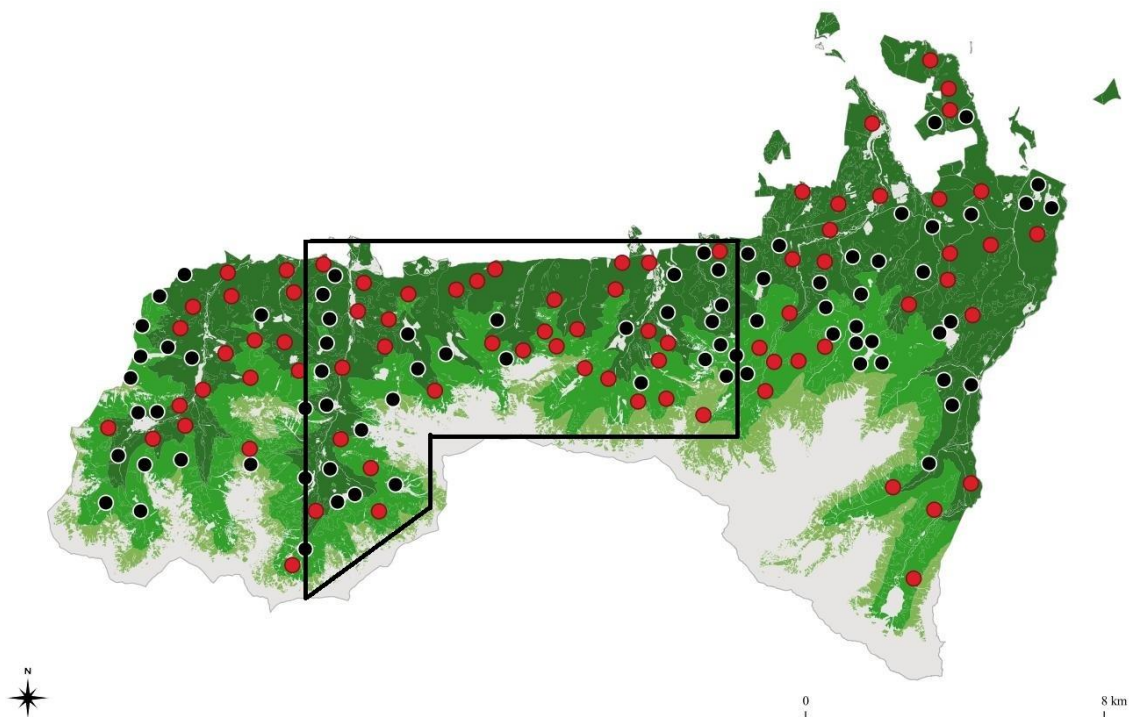
Cel 5 zrealizowano w publikacji:

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 km<sup>2</sup>. Drzewostany polskich Tatr o powierzchni około 131 km<sup>2</sup>, 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 jarząbka w Tatrzańskim Parku Narodowym. Czarne punkty – stanowiska jarząbka, czerwone punkty – miejsca losowe, gdzie nie stwierdzono obecności jarząbka, 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 jarząbka.

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 km<sup>2</sup> (publikacje I, II, IV) lub były prowadzone na powierzchni wynoszącej około 40 km<sup>2</sup> (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 jarząbków 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 jarzabka 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 użyty 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/km<sup>2</sup>, natomiast dla szacowanej liczebności zagęszczenie określono na 0,73–0,79 stanowisk/km<sup>2</sup>. 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 jarząbka. 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 jarząbka 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 jarzábka na terenie TPN jest niższe od średniej dla polskiej części Karpat, gdzie występowało 0,9 terytorium/km<sup>2</sup> (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. Jarzábek 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 jarzábka. 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 jarzábka. Podczas badań stwierdzono, że prawdopodobieństwo występowania stanowisk jarzábka 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 jarzábka. W toku badań potwierdzono częściowo hipotezę (H3) mówiącą, że presja drapieżnicza na sztuczne gniazda imitujące legi jarzábka 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 jarzábka. Najczęstszym drapieżnikiem rabującym jaja w sztucznych gniazdach imitujących legi jarzábka 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 jarzábka 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.
- Cichoński 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., Dylawerski 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](http://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 Earth's 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: 20.



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

Marcin Matysek<sup>1</sup>, Robert Gwiazda<sup>2</sup>, Bogusław Binkiewicz<sup>3</sup>,  
Grzegorz Szewczyk<sup>4</sup>

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

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

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

<sup>4</sup> 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/km<sup>2</sup> (0,73–0,79 stanowisk/km<sup>2</sup> dla szacowanej liczebności). Jarząbek najliczniej występował w reglu dolnym (48 stanowisk), gdzie osiągał zagęszczenie 0,56 stanowisk/km<sup>2</sup>. W reglu górnym stwierdzono 29 stanowisk, a zagęszczenie wynosiło 0,64 stanowisk/km<sup>2</sup>. 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/km<sup>2</sup>) w porównaniu z lasami objętymi ochroną ścisłą (31 stanowisk, zagęszczenie 0,58 stanowisk/km<sup>2</sup>) i krajobrazową (14 stanowisk, zagęszczenie 0,58 stanowisk/km<sup>2</sup>).

**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/km<sup>2</sup> (0.73–0.79 sites/km<sup>2</sup> 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/km<sup>2</sup>. 29 sites were found



in the upper montane zone, and density was 0.64 sites/km<sup>2</sup>. 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/km<sup>2</sup>) in comparison with the forests under strict protection (31 sites, density of 0.58 sites/km<sup>2</sup>) and landscape protection (14 sites, density of 0.58 sites/km<sup>2</sup>).

**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/km<sup>2</sup> (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/km<sup>2</sup>. W górach centralnej i zachodniej Europy wielkość zagęszczenia oscyluje w granicach od 2,4 do

7 par/km<sup>2</sup> (Zbinden 1979, Montadert & Leonard 2003). Zagęszczenie > 10 samców/km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup>. Powierzchnia leśna TPN (bez kosodrzewiny) ma około 131 km<sup>2</sup>. Drzewostany polskich Tatr występują od piętra regla dolnego do piętra kosodrzewiny. Piętro regla dolnego, którego powierzchnia wynosi w TPN około 86 km<sup>2</sup>, 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 km<sup>2</sup>, 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 km<sup>2</sup> (40,5% powierzchni leśnej Parku), b) obszar ochrony czynnej o powierzchni około 54 km<sup>2</sup> (41% powierzchni leśnej Parku), c) obszar ochrony krajobrazowej, o powierzchni około 24 km<sup>2</sup> (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



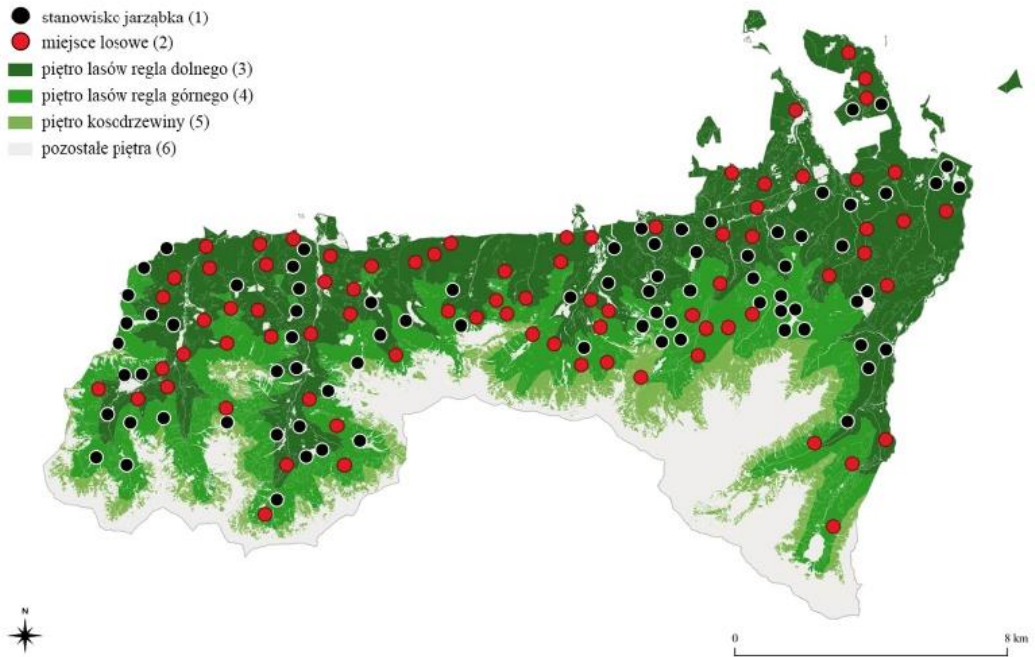
turystycznego. Co około 200 m zatrzymywano się w celu przeprowadzenia wabienia. Po zatrzymaniu się w punkcie wabienia i odczekaniu około 2 minut, za pomocą urządzenia elektronicznego przez około 1 minutę odtwarzano głos terytorialny jarząbka. Następnie przez około 2 minuty prowadzono nasłuch. Czynność 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.

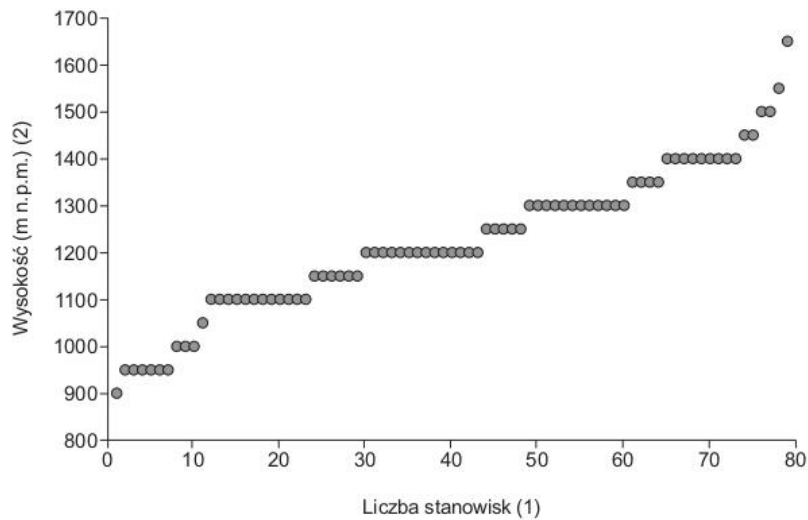
## Wyniki

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/km<sup>2</sup> (zakres: 0–4 stanowisk/km<sup>2</sup>). Natomiast dla szacowanego przedziału (96–104 stanowisk) zagęszczenie wynosiło 0,73–0,79 stanowisk/km<sup>2</sup>. 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/km<sup>2</sup>), a w reglu górnym 29 stanowisk (zagęszczenie 0,64 stanowisk/km<sup>2</sup>). 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).

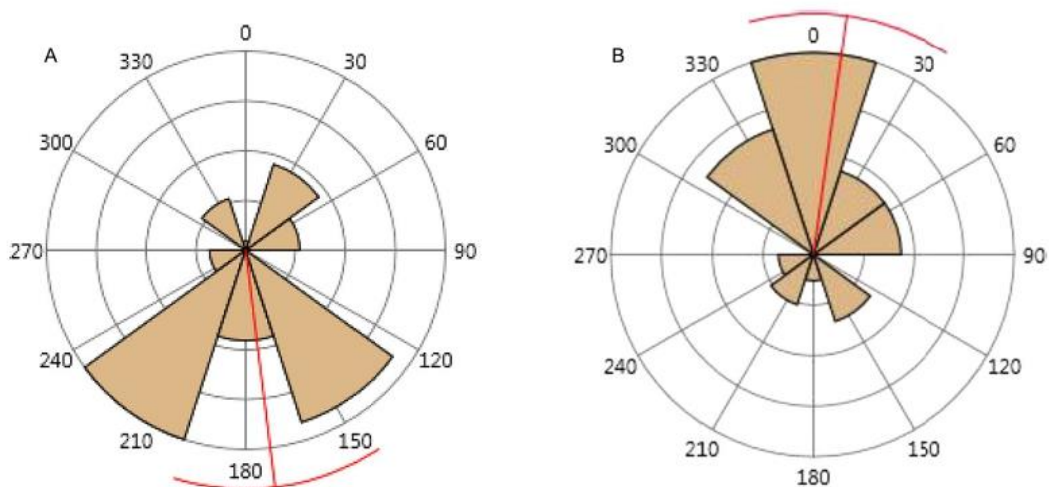
Ekspozycja stanowisk, na których zarejestrowano jarząbka różniła się istotnie od ekspozycji stanowisk, na których gatunku nie odnotowano ( $W = 26,48$ ;  $P < 0,001$ ;  $N = 158$ ).



**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. 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/km<sup>2</sup>, a w pozostałych dwóch obszarach po 0,58 stanowisk/km<sup>2</sup>.

## 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/km<sup>2</sup>) są mniejsze niż uzyskane w projekcie „Ptaki Karpat” (1,2 terytorium/km<sup>2</sup>, 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/km<sup>2</sup>) natomiast wyższe z Beskidów Lesistych (2,4 terytorium/km<sup>2</sup>). Natomiast niższe zagęszczenia wykazano dla Beskidów Środkowych (0,5 terytorium/km<sup>2</sup>), Pogórzy oraz Obniżenia Orawsko-Podhalańskiego (dla każdego 0,2 terytorium/km<sup>2</sup>; Matysek 2016). Z kolei dla środkowych Beskidów wykazano znacznie wyższe wartości zagęszczenia (3,5–4,5 samca/km<sup>2</sup>; 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/km<sup>2</sup>; 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 najwyższe zlokalizowane stanowiska (masyw Suchego Wiechu Ornaczańskiego – ok. 1660 m n.p.m., Uplaźniańska Kopa – 1570 m n.p.m., N = 79) jarząbka znajdowały się powyżej górnej granicy lasu w paśmie kosodrzewiny, która nie była objęta inwentaryzacją. Najwyższe 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 jarząbka (Podobiński 1961, Zięba & Zwijacz-Kozica 2014, Matysek 2013, Cichocki & Matysek 2015), wymaga to jednak dalszych badań. W lasach Słowacji jarząbek występuje od 300 do 1850 m n.p.m. (Ladziansky & Sládek 1961, Saniaga 2002b). Natomiast w Alpach Szwajcarskich najwyższe obserwowano ten gatunek na wysokości 2160 m n.p.m. (Maumary et al. 2007).

Zinwentaryzowane stanowiska jarząbka 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 jarząbek 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 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, 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.

## **Oświadczenia do I publikacji**

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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

Mój udział był następujący: opracowanie koncepcji badań, zbior danych w terenie, opracowanie statystyczne wyników, przygotowanie manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 65%.



(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Robert Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 20%.

*Robert Gwiazda*

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr Bogusław Binkiewicz

Ogród Botaniczny, Instytut Botaniki, Uniwersytet Jagielloński

ul. Kopernika 27, 31-501 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 10%.

*Bogusław Binkiewicz*

(podpis współautora)

Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.

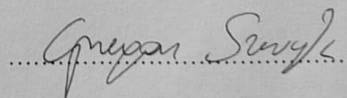
mgr inż. Grzegorz Szewczyk  
KRAMEKO sp. z o.o.,  
ul. Mazowiecka 108, 30-023 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

## **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#>



## Could gaps and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*)?

Marcin Matysek,<sup>1,2</sup> Łukasz Kajtoch,<sup>3</sup> Robert Gwiazda,<sup>1</sup>  
Bogusław Binkiewicz<sup>4</sup> and Grzegorz Szewczyk<sup>5</sup>

Avian Biology Research  
1–8  
© The Author(s) 2019  
Article reuse guidelines:  
sagepub.com/journals-permissions  
DOI: 10.1177/1758155919832190  
journals.sagepub.com/home/avb  


### Abstract

The Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) is considered an indicator of the naturalness and heterogeneity of the forest environment. This species occurs in various woods and forages on a variety of plants. The aim of this study was to verify the hypothesis that, in Norway spruce-dominated forest stands, the Hazel Grouse compensates for habitat poverty using non-forest areas and harsh topography, which deliver food resources and shelter for the birds. We compared 14 environmental and topographic variables in forest patches occupied and unoccupied by the Hazel Grouse in the Tatra Mountains (South Poland). Multivariate modelling showed that crucial factors for Hazel Grouse occurrence in spruce-dominated high-mountain forests were southern or western exposures, the presence of streams or glades and a multilayer forest structure with lower plant species richness in the undergrowth layer. Moreover, this species avoided clearcuts and depended either on wild sites (with a high share of deadwood and treefall gaps in mature stands at higher altitudes) or juvenile stands. The results of our study confirmed that gaps in forests and diverse topography could compensate the Hazel Grouse for habitat deficiency. These findings may be important for effective protection of this species in high-mountain spruce-only dominated forests.

### Keywords

habitat homogeneity, mountain forests, spruce, Hazel Grouse, Tatra Mountains

### Introduction

Species require various resources to enable their survival and effective reproduction. Some taxa are associated with particular types of habitat and food resources, whereas others depend on different environments and host plants or prey.<sup>1,2</sup> This is particularly noticeable in the case of taxa that depend on different habitats and food resources depending on the season and life stage. Usually, such species cannot survive and reproduce in areas that do not provide sufficient resources or individuals, and populations that inhabit these areas have lower fitness, that is, survival and effective breeding.<sup>3,4</sup> However, species sometimes attempt to compensate for a deficiency of some factors in their environment using other habitats or food resources. This issue is of high importance in the light of habitat loss, fragmentation and isolation caused by anthropogenic land use.<sup>5,6</sup> This should be investigated, especially in rare or threatened species or those that are considered indicators, umbrellas or surrogates for some types of habitats and assemblages known to be important for conservation purposes.<sup>7–9</sup>

Birds are known as good indicators of naturalness and biodiversity, especially in rare and threatened habitats.<sup>10,11</sup>

Numerous bird species could be selected for studies on compensation for habitat poverty, and, among them, appropriate indicator candidates could be designed from sedentary taxa. Such taxa are known to be dependent on complex habitats and specialized food resources, especially those that change during the year. Moreover, these taxa can be used as keystones or surrogates, which has been demonstrated by scientific research, but they are also relatively abundant, which is a necessary factor when conducting research. Grouse (*Tetraonidae*) meet these criteria.<sup>11</sup> Among forest-dwelling grouses of Europe, two taxa have

<sup>1</sup>Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Kraków, Poland

<sup>2</sup>Tatra National Park, Zakopane, Poland

<sup>3</sup>Institute of Systematics and Evolution of Animals, Polish Academy of Sciences, Kraków, Poland

<sup>4</sup>Institute of Botany, Botanical Garden, Jagiellonian University, Kraków, Poland

<sup>5</sup>Jasło, Poland

### Corresponding author:

Marcin Matysek, Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, Poland.

Email: matysek@iop.krakow.pl

been studied very intensively due to their rarity and endangerment: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*).<sup>12,13</sup> The third European forest-associated grouse, Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*), has also been the object of several studies.<sup>14–18</sup> Despite these studies, substantial information about its ecology and biology are still missing (e.g. reproductive success in natural and managed forests). Moreover, in contrast to larger grouses, the Hazel Grouse is still quite abundant in some areas of Europe, especially in the boreal zone and in some mountain ranges.<sup>19,20</sup> The Hazel Grouse is stable in its boreal populations and the Carpathians, but it is declining in most Western European countries.<sup>21–24</sup> This makes the Hazel Grouse a better study subject, as it is possible to collect a large quantity of data from its populations. Moreover, the Hazel Grouse is known to be dependent on various woods, as it utilizes both coniferous and deciduous forests during the year, preferring mixed ones. Moreover, it forages on different plants, including trees, shrubs and herbs, as well on invertebrates during the juvenile stage.<sup>15,25</sup> Several studies on this species have shown its habitat requirements in natural-resembling and managed forests in Scandinavia, the Alps, the Bohemian Massif and the Carpathians.<sup>17,26–35</sup>

Hazel Grouse is considered to be an indicator of the naturalness and heterogeneity of the forest environment.<sup>36,37</sup> This species consumes a specialized plant diet and hence requires certain structures of these plants to survive individual phenological periods (seasons).<sup>34,35</sup> The majority of data about the Hazel Grouse's habitat requirements were collected from heterogeneous and mixed forests. In contrast, data from homogeneous forests are still missing, probably caused by the assumption that homogeneous forests are inappropriate for this species.<sup>15</sup> Here, we examine a Hazel Grouse population from high-mountain spruce-only forests of the Tatra Mountains (the Western Carpathians). This is the highest mountain chain of the Carpathians, and it is where a known viable population of Hazel Grouse, estimated at approximately 80 pairs, resides in the Polish part of the Tatras.<sup>24,38</sup> Studies are available from other parts of the Carpathians, where this species inhabits mixed woods in mountain and foothill zones.<sup>23,31,35</sup> This population in the Tatra Mountains inhabits spruce-only stands, which leads to the question of how these birds can survive and successfully breed in an environment where tree layer diversity is much lower than in heterogeneous and mixed forests.

The main aim of this study was to verify the hypothesis that, in spruce-dominated forest stands, the Hazel Grouse compensates for habitat poverty using non-forest areas and harsh topography, which provide shelter and suitable food resources for adults, nests and broods.

## Material and methods

### Study area

The study was conducted in the Tatra Mountains - the highest mountain chain of the Western Carpathians (top - Gerlachov Peak, 2655 m a.s.l. in Tatra National Park, Slovakia). This has been a protected area since 1955 in



**Figure 1.** Sites of Hazel Grouse in Tatra National Park (circles) in the forest, marked by dark grey, and other mountain zones marked light grey.

Poland and 1949 in Slovakia; however, protection regimes are very different in various parts of these mountains, from a total lack of human impact to intensive wood logging. The study area comprised 150 km<sup>2</sup> and covered the whole forest area of TNP. The examined area was situated between 850 and 1550 m a.s.l.; and approximately half of the data (53%) were collected above 1200 m a.s.l. Forests in this area are mainly overgrown by spruce (*Picea abies*) which are present naturally in upper forest zones in the forest types *Plagiothecio-Piceetum tatricum* and *Polystichio-Piceetum* and in lower forest zones in the forest types *Dentario glandulosae-Fagetum*, *Abieti-Piceetum montanum* and *Galio-Piceetum carpaticum*.<sup>39</sup> However, in the lower zone, the number of spruce has been artificially increased by an anthropogenic transformation of beech-fir forests into spruce-only woods in the 19th and the beginning of the 20th century.<sup>40</sup> This mismanagement caused a high fragmentation of the landscape, which is currently composed of preserved patches of old growths, open habitats (meadows, pasture fields and clearcuts) and young coniferous and mixed forests of different ages. In the lower forest montane zone, spruce monocultures currently constitute about 80% of the area.<sup>41</sup> These forests are mainly exposed to the unfavourable effects of abiotic and biotic factors, which in turn cause them to dieback. Above the tree line, mountain pine (*Pinus mugo*), scrub, grasslands and screes dominate. Higher the alpine and crags zones occur.<sup>39</sup>

### Bird inventory

Hazel Grouse were inventoried according to standard methods<sup>23,42</sup> described elsewhere.<sup>31,35</sup> In brief, these methods are used play-back of grouse voices (song of the male), which is known to be an effective way to stimulate males in a field.<sup>23,42</sup> Following other ecological studies on Hazel Grouse,<sup>31,34,35</sup> here we use the term 'site' for a place where



this bird was localized instead of 'territory', as the collected data were based on Hazel Grouse calls, and we were unable to design exact borders and centres of territories in the field. Therefore, environmental data were collected within a 30-ha area surrounding the 'sites'. Bird sites were identified in the field from April to June during 2010–2012. Due to very harsh topography and long-lasting snow cover, it was not possible to execute an inventory on the whole study area. Forests in the TNP were arbitrarily divided into two sectors, clearly separated by mountain tops or deep valleys. Sectors were inventoried at the same time by one independent team. Grouses were sought along transects (200–300 m distant from each other) to cover the whole forest and non-forested land, which also allowed for the identification of non-occupied areas. We used a song played from MP3 speakers as an imitation of Hazel Grouse calls. After a few minutes of listening, the observer moved to the next point. Each site was checked twice a year during a peak of the spring call period. Hazel Grouse bred successfully in the Tatra Mountains,<sup>38</sup> but nests and broods were not intentionally sought in this study, as their localization is difficult in mountainous areas and could lead to the underestimation of site number. Here, we focused on identification of areas occupied by the Hazel Grouse during the breeding period in the large area. Sites were recorded using GPS (Garmin 62).

#### Site selection

In total, 79 sites in which Hazel Grouse were present were identified during the study (Figure 1). This number corresponds well with the estimated number of birds in this population in the Polish TNP.<sup>24,38</sup>

Moreover, the same number of sites (79) was randomly selected in areas where no signs of Hazel Grouse were found. These unoccupied sites were designated at a distance greater than 400 m (as the crow flies) from the nearest known sites. Due to the topography of mountain areas, the real distance between sites was greater (at least 600 m). Therefore, selected sites do not overlap, but sites can be adjacent to each other. Areas with a radius of 300 m were designated around the points where Hazel Grouse were recorded and around random points in stands where Hazel Grouse were not found (see above). In such areas, corresponding to the average size of a Hazel Grouse territory (30 ha),<sup>15</sup> environmental measurements were conducted. All sites were recorded using GPS (Garmin 62).

#### Environmental variables

A total of 14 environmental and topographic variables were collected for each study site within a 300 m radius around at the centres of sites where Hazel Grouse was present and at the centres of sites designated as unoccupied. These variables were (1) STREAMS (presence/absence); (2) GLADES (cover; %); (3) CLEAR CUTS (cover; %); (4) TREEFALLS (cover; %); (5) WOOD (spruce cover; %); (6) DEADWOOD ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ); (7) RICHNESS (number of herbaceous vegetation species in the place of Hazel Grouse records presented on a scale from 1 to 13); (8) LAYERS (number of forest

layers, 1–3: trees, understory, undergrowth); (9–12) forest age intervals: <50 years (y), 50–100 years, 101–150 years and 150 years; (13) ALTITUDE (m a.s.l.) and (14) EXPOSURE (degrees). Variables 1, 13 and 14 were measured using GPS (Garmin 62) and noted during field inventories. We measured variables (2)–(6) and (9)–(12) using a forest habitat e-map and determined other cover variables in QGIS 2.18.11 (<http://www.qgis.org/pl/site/>), ignoring topographic irregularities. The surface areas of variables were calculated using the geoinformation program based on orthophoto maps (e.g. using Color Infrared Imagery) and maps showing the structure of wood stands. The variables (7) and (8) were determined directly in the study area.

#### Data analysis

Differences between sites localized in Hazel Grouse-occupied and Hazel Grouse-unoccupied forest patches were studied with the use of a Mann–Whitney U test (Table 1). Principal component analysis was used to check collinearity among the environmental variables.<sup>43</sup> The principal component was extracted for the group of significantly correlated variables, called component 'WILDERNESS' (TREEFALLS, DEADWOOD, >150 years). This component, together with the remaining variables and 'Hazel Grouse occurrence' as the response variable, was used to build multivariate generalized linear models (GLMs). The resulting models were then ranked in order of increasing Akaike information criterion (AIC) values<sup>44,45</sup> and Akaike weights (w). The model with the lowest AIC score and the highest weight is viewed as the most parsimonious, as it explains most of the variance with the fewest parameters. Following Burnham and Anderson,<sup>45</sup> models with  $\Delta\text{AIC} < 2$  compared to the model with the lowest AIC were assumed to have high strength of evidence, while models with  $\Delta\text{AIC} > 10$  have essentially no support. All models with  $\Delta\text{AIC} < 2$  were presented as well as a set of 'worse' models (with the highest AIC) to show which variables are the most responsible for Hazel Grouse presence. To visualize the impact of the most important variables on Hazel Grouse occurrence, logistic regression curves were plotted. In addition, AIC weights were summed for models containing the given variables. The predictor with the highest weight (AIC w) was considered as the most important for Hazel Grouse occurrence. All analyses were performed in STATISTICA 11.0 software (StatSoft).

#### Results

Mann–Whitney U tests (Table 1) showed that Hazel Grouse in high-mountain spruce-dominated forests was more often found in forest patches situated on slopes with southern, southwestern and western exposures. Moreover, this bird prefers to breed in areas rich in glades (share of glades was 4.5-fold higher in occupied than in unoccupied sites) and near streams (1.6-fold higher). Sites with Hazel Grouse were also characterized by higher shares of deadwood and fallen trees in the oldest forest stands (>150 years). Simultaneously, this species also preferred to occupy the youngest stands (<50 years) with a high number of vascular plants in the undergrowth layer.

**Table 1.** Statistical differences between environmental variables in territories of Hazel Grouse and unoccupied sites.

Variable	Hazel grouse sites				Unoccupied sites				Mann–Whitney U test	p-value
	Avg	Min	Max	SD	Avg	Min	Max	SD		
STREAMS	0.6	0.0	1.0	0.5	0.4	0.0	1.0	0.5	<b>2.471</b>	<b>0.013</b>
GLADES	9.6	0.0	40.0	9.4	2.2	0.0	40.0	7.3	<b>5.565</b>	<b>&lt;0.001</b>
CLEARCUTS	3.4	0.0	50.0	10.0	6.3	0.0	80.0	15.8	–0.746	0.456
TREEFALLS	10.8	0.0	50.0	14.1	6.8	0.0	80.0	17.6	<b>3.034</b>	<b>0.002</b>
WOOD	76.2	50.0	100.0	16.4	84.7	20.0	100.0	21.8	<b>–4.194</b>	<b>&lt;0.001</b>
DEADWOOD	82.9	25.0	250.0	83.2	44.9	25.0	250.0	49.6	<b>2.76</b>	<b>0.006</b>
RICHNESS	6.8	1.0	13.0	4.0	8.2	2.0	13.0	4.1	<b>–2.542</b>	<b>0.011</b>
LAYERS	2.5	1.0	3.0	0.6	2.2	1.0	3.0	0.8	1.617	0.106
Age < 50	28.1	0.0	90.0	22.2	18.9	0.0	90.0	22.5	<b>3.119</b>	<b>0.002</b>
Age 50–100	34.2	0.0	100.0	27.9	46.3	0.0	100.0	34.2	<b>–2.191</b>	<b>0.028</b>
Age 101–150	19.7	0.0	80.0	20.2	24.1	0.0	100.0	27.5	–0.285	0.775
Age > 150	18.2	0.0	90.0	24.0	10.8	0.0	100.0	21.8	<b>2.316</b>	<b>0.021</b>
ALTITUDE	1221.5	900.0	1650.0	156.8	1152.5	850.0	1550.0	161.5	<b>2.608</b>	<b>0.009</b>
EXPOSURE	169.7	0.0	315.0	78.6	128.2	0.0	315.0	120.4	<b>2.763</b>	<b>0.005</b>

SD: standard deviation.

Significant differences between sites were given in bold.

**Table 2.** Sets of candidate generalized linear models explaining the important factors for occurrence of Hazel Grouse (presented models with  $\Delta\text{AIC} < 2$ ).

Model	k	AIC	$\Delta$	w
Intercept only		221.0	47.81	5.142E–12
Wilderness + Glades + Richness + <50 + Exposure + Streams	6	173.2	0.00	0.124
Wilderness + Glades + Wood + Richness + <50 + Exposure + Streams	7	173.8	0.62	0.091
Wilderness + Glades + Richness + <50 + 50–100 + Exposure + Streams	7	174.8	1.59	0.056
Wilderness + Glades + Richness + <50 + Exposure + Altitude + Streams	7	175.2	1.98	0.046

Akaike information criterion (AIC), difference between the given model and the most parsimonious model ( $\Delta$ ) and Akaike weight (w) were reported for each model.

Multivariate modelling generally supported the above-mentioned findings (Table 2). For Hazel Grouse occurrence in spruce-dominated high-mountain forests, the following variables were crucial: glades ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.999$ ), presence of streams ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.900$ ), trees < 50 years old (juvenile stands) ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.881$ ), but lower richness in the undergrowth layer ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.856$ ). Moreover, this species depended on wilderness sites (here represented by old woods with treefall gaps, a high deadwood amount and the oldest stands) ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.812$ ) and exposure ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.773$ ). On the other hand, this bird apparently avoided dense wood ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.381$ ) aged 50–100 years ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.323$ ), and altitude ( $\Sigma\text{AIC } w = 0.286$ ) was not an important factor.

The regression curve plots (Figure 2) showed that Hazel Grouse reach a high probability (approximately 100%) of occurrence if cover by glades exceeds 30%; however, the obtained data could not show the appropriate upper threshold of glade share for this species, as glades constituted no more than 40% of the cover at the points examined. Grouse simultaneously avoided patches affected by clearcuts and preferred areas moderately covered by spruce woods. Hazel Grouse occurrence was found to be dependent on either the oldest or the youngest wood stands (Figure 2). Moreover,

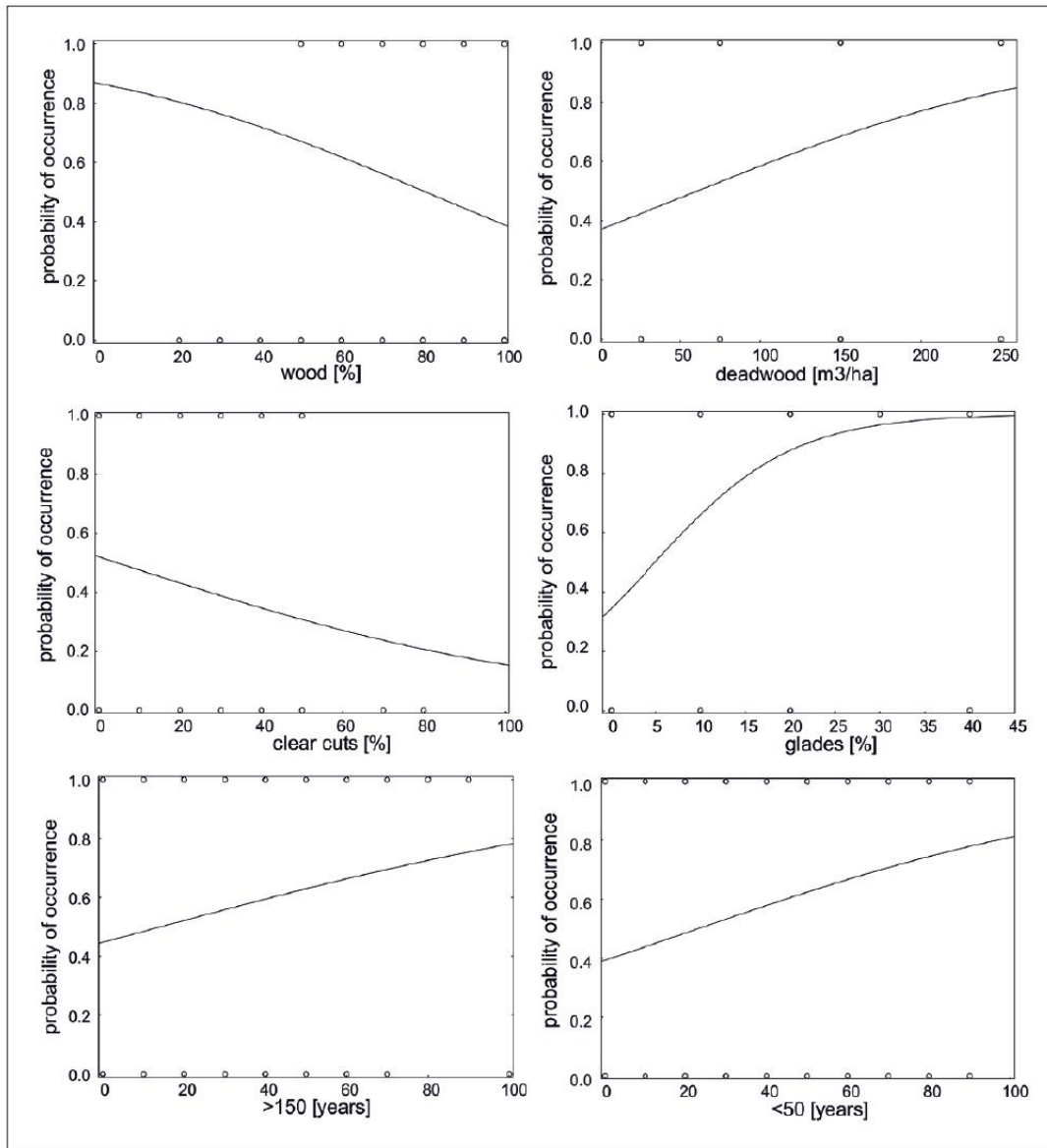
these birds preferred to occupy forest patches with a high share of deadwood and fallen trees (Figure 2).

## Discussion

The habitat requirements of the Hazel Grouse are relatively well known due to several studies on its boreal (mainly Scandinavian) and mountain (from most mountain ranges in Europe) populations.<sup>26,27,31,34,35</sup> This species prefers to breed in mixed woods, which provide sufficient cover against predators of adults, nests and broods. Conifers have been found to be necessary in areas deficient in snow during the winter period<sup>46</sup> and appropriate food resources for chicks and adults throughout the year. This species relies mainly on berries and seeds as well as on invertebrates in the vegetation period and buds and needles in the winter.<sup>15,25</sup>

The present survey showed that the Hazel Grouse could also survive and breed in much less diverse forests, like in high-mountain spruce-only woods. However, to live there, this bird must compensate for the poverty of this habitat. Natural spruce forests in mountains are generally dense, so the birds should not have difficulty finding shelter for themselves and their nests. However, due to man-made





**Figure 2.** Logistic regression curves showing the relationship between the occurrence of Hazel grouse and selected predictors (environmental variables).

influences on forest structure in the Tatra Mountains, both currently and in the past these woods are often too uniform, even-aged and with poorly developed understory and undergrowth layers.<sup>40</sup> This could reduce the occurrence of the Hazel Grouse. Other factors that could limit Hazel Grouse occurrence in such high-mountain spruce-dominated areas is a deficiency of food. There are almost no other trees or bush species in spruce forests, and the deficiency of light prevents the development of tree, herb and shrub species that prefer high insolation. These factors lead to quite an unusual situation for typical forest-dwelling

Hazel Grouse. These birds are forced to utilize much more open areas than they do in other forests.

The majority of Hazel Grouse sites in this study were found to be localized either along streams or on the edges of glades and within natural small gaps in the stand (mainly treefall gaps). This preference of Hazel Grouse for streams has recently been shown in another unusual population, which inhabits fragmented woods in the Carpathian foothills.<sup>31,37</sup> There, these birds were also forced to find areas along watercourses where remnants of other trees and bushes could be found and where they can find better

shelter from predators. On the other hand, Hazel Grouse generally avoid open lands and are unable to cross larger open areas<sup>31,32</sup>. The presence of this species on overgrown glades as well as in areas with numerous treefall gaps in high mountains resulted from the abundance of dense vegetation. This is, however, constituted by a very limited number of plant species; often restricted by two species of plants that grow in clumps (especially blueberries *Vaccinium* sp. and bilberries *Rubus* sp.), which give good shelter and excellent food resources.<sup>31,34,35</sup> However, it should be emphasized that Hazel Grouse preferred to inhabit glades, but a too large cover (above 40%) by this type of open lands decreased the probability of their occurrence, which is concordant with the above-mentioned data about open land avoidance by this species and with the research of Sitzia et al.<sup>33</sup> Hazel Grouse is able to forage in open land at a distance of 15 m from the forest edge.<sup>47</sup> However, this species mainly utilizes ecotones of glades and overgrown clearings and is unable to live in tree-free areas, even if they are covered by suitable host plants. In such areas, the Hazel Grouse requires the presence of at least a small group of mountain pine or spruce. Moreover, the Hazel Grouse avoids other open lands in high mountains – especially clearcuts. Clearcuts are generally too open for this species, as, in the first years after wood logging, there are no shrubs or herbs (later, if not afforested by foresters, they should turn into glades and the forest should return). Moreover, this bird did not show preferences for middle-aged forests but preferred to occupy either juvenile or veteran stands. The second finding is concordant with the knowledge that the Hazel Grouse is a good keystone for mature and nature-like forests.<sup>11,37</sup> Spruce-dominated stands in middle-aged stages do not provide the appropriate food supply for this species, as these woods contain no or very limited understory and undergrowth layers, unless some treefall gaps are present. On the other hand, juvenile spruce stages are often accompanied by some pioneer trees, bushes and shrubs (e.g. rowan *Sorbus aucuparia*, junipers *Juniperus communis*, willow *Salix* sp., blueberries and bilberries), at least until the tree layer becomes too dense. There is the same concern with the oldest (above 150-year-old) stands, which are mostly situated at higher altitudes and are rich in treefall gaps and deadwood. Gaps in these stands were caused by strong winds, and the destruction of trees by bark beetles (*Scolytinae*) allows light to reach the bottom of the forest, so development of undergrowth and understory layers can occur between old spruces. Hazel Grouse was found in tree stands damaged by spruce beetle infestation and in tree stands damaged by winds in the TNP.<sup>48</sup> Somewhat conversely, Hazel Grouse were found in forest stands with a slightly lower richness of plant species in the undergrowth. This could probably be explained by the presence of some plants in spruce forests, which are not important for grouse as they do not constitute host plants (e.g. some ferns and mosses). However, the best explanation could be that the most numerous forests in the Tatra Mountains are characterized by a low richness of plant species because the soil is poor in nutrients. Snow cover can last for half a year or more, and Hazel Grouse selected mostly south- and west-facing slopes for breeding places.

This could be explained by the snow melting faster on these slopes in the spring, when the birds begin to breed. Moreover, plant vegetation lasts longer and the number of potential species of host plants is greater on the slopes of this exposure. As territory and site shifts between seasons are known for this species,<sup>34,35</sup> whether Hazel Grouse occupy different slopes during the winter, when they need deep snow cover for shelter and such cover is deepest on northern slopes, could be studied in the future.

Hazel Grouse in high-mountain spruce-dominated forests mostly occupied areas where gaps were present in the woods, like the edges of glades, treefall gaps or in the vicinities of streams, preferably on the upper forest zone and on southern or western slopes. This grouse also utilized younger spruce patches but avoided clearcuts. These findings confirmed previous studies in that effective protection of Hazel Grouse in high-mountain spruce-dominated forests needs to be focused on the following: (1) preservation of mature and natural-resembling spruce woods on higher altitudes and along watercourses where a large number of treefall gaps are present and where deadwood is not removed, (2) avoidance of artificial afforestation of all clearcuts and leaving some areas such as glades for natural succession and (3) taking care of admixture species and enabling growth of other trees and shrubs in places of artificial spruce regeneration.

These actions (or rather abandonment of actions) should also be beneficial for other forest grouses (Capercaillie and Black Grouse), other birds (e.g. Ring-Ouzel *Turdus alpestris*, Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*) and some mammals and invertebrates which are associated with either mature mountain coniferous woods or need gaps in forests undergoing natural succession. This could be especially important in areas like the Tatra Mountains, which have been intensively transformed in the past by spruce plantation establishment and should be currently restored to a more natural state. As our sampling covered almost all territories of the Hazel Grouse in TNP,<sup>24,38</sup> the obtained results and conclusions should be highly reliable, not only for this population but also for other populations from high-mountain spruce forests in the Carpathians and other mountain ranges in Central Europe.

#### Acknowledgements

The authors would like to thank Józef Bobak, Stanisław Wierzbanowski, Michał Słowiński, Łukasz Pęksa, Maciej Klimecki, Radosław Mateja, Piotr Krzan, Filip Zięba and Marcin Bukowski (employees of Tatra National Park, Poland) for providing the data and assistance in carrying out the research.

#### Declaration of conflicting interests

The author(s) declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship and/or publication of this article.

#### Funding

This work was supported by the Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences and grant funding for PhD students and young scientists from the Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.



## References

- Hildén O. Habitat selection in birds: a review. *Ann Zool Fenn* 1965; 2: 53–75.
- Jones J. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk* 2001; 118: 557–562.
- Chalfoun AD and Martin TE. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *J Appl Ecol* 2007; 44: 983–992.
- Aldridge CL and Boyce MS. Accounting for fitness: combining survival and selection when assessing wildlife-habitat relationships. *Isr J Ecol Evol* 2008; 53: 389–419.
- Fahrig L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J Wildlife Manage* 1997; 61: 603–610.
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol* 2003; 34: 487–515.
- Zacharias MA and Roff JC. Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquat Conserv* 2001; 11: 59–76.
- Hannon SJ and McCallum C. *Using the focal species approach for conserving biodiversity in landscapes managed for forestry: Knowledge Exchange and Technology Extension Program (KETE) Sustainable Forest Management Network*. Edmonton, AB, Canada: Department of Biological Sciences, University of Alberta, 2004.
- Caro T. *Conservation by proxy: indicator, umbrella, key stone, flagship and other surrogate species*. Washington, DC; Covelo, CA; London: Island Press, 2010.
- Pakkala T. Spatial ecology of breeding birds in forest landscapes: an indicator species approach. *Dissertationes Forestales* 151, 2012, <https://dissertationesforestales.fi/pdf/article1933.pdf>
- Pakkala T, Lindén A, Tiainen J, et al. Indicators of forest biodiversity: which bird species predict high breeding bird assemblage diversity in boreal forests at multiple spatial scales? *Ann Zool Fenn* 2014; 51: 457–476.
- Suter W, Graf RF and Hess R. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conserv Biol* 2002; 16: 778–788.
- Löhmus A, Leivits M, Pëterhofs E, et al. The Capercaillie (*Tetrao urogallus*): an iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. *Biodivers Conserv* 2017; 26: 1–21.
- Bergmann HH, Klaus S, Müller F, et al. *Das Haselhuhn Bonasa bonasia*. Wittenberg: Ziemsen-Verlag, 1982 (in German).
- Bergmann HH, Klaus S, Müller F, et al. *Die Haselhühner, Bonasa bonasia und B. sewerzowi (Die Neue Brehm-Bücherei)*. Magdeburg: Westrap Wissenschaften, 1996 (in German).
- Swenson JE, Andreev AV and Drovetskii SV. Factors shaping winter social organization in Hazel Grouse *Bonasa bonasia*: a comparative study in the eastern and western Palearctic. *J Avian Biol* 1995; 26: 4–12.
- Åberg J, Swenson JE and Andrén H. The dynamics of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. *Can J Zool* 2000; 78(3): 352–358.
- Sachot S, Perrin N and Neet C. Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. *Biol Conserv* 2003; 112: 373–382.
- Hagemeijer EJM and Blair MJ (eds). *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. London: T. & A. D. Poyser, 1997.
- Birdlife International. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge: Birdlife International, 2004.
- Swenson JE and Danielson J. Status and conservation of Hazel Grouse in Europe. *Ornis Scand* 1991; 22: 297–298.
- Storch I. Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildlife Biol* 2007; 13: 5–12.
- Bonczar Z. Hazel Grouse *Bonasa bonasia*. In: Chylarecki P, Sikora A and Cenian Z (eds) *Monitoring of breeding birds: methodological guide concerning species protected by birds directive*. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska, 2009, pp. 287–291 (in Polish).
- Matysek M. Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*). In: Wilk T, Bobrek R, Pepkowska-Król A, et al. (eds) *The birds of the polish Carpathians – status, threats, conservation*. Marki: OTOP, 2016, pp. 112–120 (in Polish with English summary).
- Johnsgard P. *The grouse of the world*. Lincoln, NE: University of Nebraska Press, 1983.
- Kämpfer-Lauenstein A. Habitat selection of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* and natural dynamics in different central European woodland associations. *Wildlife Biol* 1997; 1: 3–289.
- Åberg J, Swenson JE and Angelstam P. The habitat requirements of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecol Manag* 2003; 175: 437–444.
- Mathys L, Zimmermann NE, Zbinden N, et al. Identifying habitat suitability for Hazel Grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. *Wildlife Biol* 2006; 12: 357–366.
- Müller D, Schröder B and Müller J. Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a Montane forest. *J Ornithol* 2009; 150: 717–732.
- Schäublin S and Bollman K. Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. *J Ornithol* 2011; 152: 179–192.
- Kajtoch Ł, Żmihorski M and Bonczar Z. Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *Eur J Forest Res* 2012; 131: 1783–1795.
- Montadert M, Leonard P. Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in an expanding population of the southeastern French Alps. *Ibis* 2006; 148: 1–13.
- Sitzia T, Dainese M, Clementi T, et al. Capturing cross-scalar variation of habitat selection with grid sampling: an example with Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia* L.). *Eur J Wildlife Res* 2014; 60(2): 177–186.
- Ludwig T and Klaus S. Habitat selection in the post-breeding period by Hazel Grouse: *Tetrastes bonasia* in the Bohemian forest. *J Ornithol* 2017; 158: 101–112.
- Matysek M, Gwiazda R and Bonczar Z. Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *J Ornithol* 2018; 159(1): 115–127.
- Müller D, Schröder B and Müller J. Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *J Ornithol* 2006; 150: 717–732.
- Kajtoch Ł, Wilk T, Bobrek R, et al. The importance of forests along submontane stream valleys for bird conservation: the Carpathian example. *Bird Conserv Int* 2016; 26: 350–365.
- Cichoński J and Matysek M. About Hazel Grouse, the smallest and uncountable forest associated grouse in Tatra Mountains. *Tatry* 2015; 52: 70–75 (in Polish).
- Piękoś-Mirkowa H and Mirek Z. Plant assemblages. In: Mirek Z (ed.) *Nature of Tatry National Park*. Kraków; Zakopane: Tatra National Park and Polish Academy Sciences, 1996, pp. 237–274.

40. Fabijanowski J and Dziewolski J. Tatra forests. In: Mirek Z (ed.) *Nature in Tatra National Park*. Zakopane; Kraków: Tatra National Park and Polish Academy of Sciences, 1996, pp. 675–696 (in Polish with English summary).
41. Mirek Z. Anthropogenic changes in the plant cover. In: Mirek Z (ed.) *Nature in Tatra National Park*. Zakopane; Kraków: Tatra National Park and Polish Academy Sciences, 1996, pp. 637–654 (in Polish with English summary).
42. Swenson JE. Evaluation of the density index for territorial male from Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fem* 1993; 68: 57–65.
43. Freckleton RP. Dealing with collinearity in behavioural and ecological data: model averaging and the problems of measurement error. *Behav Ecol Sociobiol* 2011; 65: 91–101.
44. Lebreton J, Burnham K, Clobert J, et al. Model survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol Monogr* 1992; 62: 67–118.
45. Burnham KP and Anderson DR. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol Method Res* 2004; 33: 261–304.
46. Montadert M and Leonard P. Survival in an expanding Hazel Grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French alps. *Wildl Biol* 2003; 9: 357–364.
47. Swenson JE. Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season: mutual benefits of a cooperative alliance. *Behav Ecol* 1993; 4: 14–21.
48. Pięta M, Pięta G and Binkiewicz B. Communities of breeding birds in forest gaps created after bark beetle outbreaks and windthrows in Tatra National Park. *Chrońmy Przyr. Ojcz* 2016; 72: 184–195 (in Polish with English summary).



## **Oświadczenia do II publikacji**

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: opracowanie koncepcji badań, zbior danych w terenie, opracowanie statystyczne wyników, przygotowanie manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 60%.

.....

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Łukasz Kajtoch

Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt Polskiej Akademii Nauk

ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 15%.



(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Robert Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

Matysek M., Kajtoch L., 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.

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 15%.

*Robert Gwiazda*

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr Bogusław Binkiewicz

Ogród Botaniczny, Instytut Botaniki, Uniwersytet Jagielloński

ul. Kopernika 27, 31-501 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbieranie danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

*Bogusław Binkiewicz*

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Grzegorz Szewczyk

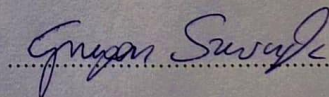
ul. Chopina 20/27, 38-200 Jasło

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

### **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>



## Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland)

Marcin Matysek<sup>A,C,D</sup>, Karol Zub<sup>B</sup>, Robert Gwiazda<sup>A</sup>, Filip Zięba<sup>C</sup>, Maciej Klimecki<sup>C</sup>, Radosław Mateja<sup>C</sup> and Piotr Krzan<sup>C</sup>

<sup>A</sup>Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, Poland.

<sup>B</sup>Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Stoczek 1, 17-230 Białowieża, Poland.

<sup>C</sup>Tatra National Park, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane, Poland.

<sup>D</sup>Corresponding author. Email: [matysek@iop.krakow.pl](mailto:matysek@iop.krakow.pl)

### Abstract

**Context.** The breeding success of ground-nesting birds is strongly related to the predation rate. Many predators feed primarily on rodents when the densities of rodents are high and change to alternative prey (eggs or young birds) when the main prey populations decrease.

**Aims.** During a 3-year study, predation on an artificial nest was related to population dynamics of small mammals in coniferous and deciduous forests in the Tatra Mountains (western Carpathians).

**Methods.** Small mammals were captured using the live traps. In deciduous forest habitats, we placed 36 traps and, in coniferous forest habitats, we placed 18 traps. In total, 174 artificial nests imitating broods of hazel grouse (*Tetrastes bonasia*) were located randomly in both types of forest habitat between 2012 and 2014. Predators of the artificial nests were identified by camera-traps at 87 nests.

**Key results.** Most of the artificial nests were lost to predation by mammals. The most numerous species of rodents in both types of forest habitat were the yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) and the bank vole (*Myodes glareolus*). A significant decrease in the number of rodents was followed by a considerable increase of predation on artificial nests. There were no significant differences in the rates of predation between the two forest-habitat types.

**Conclusions.** Our results support the alternative prey hypothesis and suggest that the breeding success of ground-nesting birds in the forests of the Tatra Mountains varies strongly from year to year, depending on the abundance of rodents.

**Implications.** Increasing of rodents' density may result in lower predation pressure on eggs of ground-nesting birds. This finding may help modify recommendations for conservationists and forest managers to optimize their effort to save populations of Galliformes.

**Additional keywords:** alternative prey hypothesis, forest habitat type, predation pressure, rodent abundance, *Tetrastes bonasia*.

Received 23 September 2017, accepted 13 January 2019, published online 14 March 2019

### Introduction

The breeding success of birds depends on many factors, including quality of nest sites, food availability, predation rate and climatic conditions (e.g. amount of rainfall or low temperatures during breeding seasons). Nest-site features can influence the loss of clutches and broods (Lack 1954). The breeding success of ground-nesting birds is strongly related to the predation rate. It can be different in various habitats and change between seasons. It is known that small mammals are characterised by seasonal and multiannual fluctuations as a reaction to predation and food availability (Pucek *et al.* 1993; Zub *et al.* 2012; Cornulier *et al.* 2013). The opportunistic predators (generalists) can switch to a type of prey that is more numerous or available. Many mammalian predators and

birds of prey feed primarily on rodents (main prey) when the densities of rodents are high (Jędrzejewski and Jędrzejewska 1993). When the main prey populations decrease, predators change to alternative prey (e.g. eggs or young birds; Bty *et al.* 2001). The density of breeding birds may also influence the link between rodent fluctuations and the nest predation rate (Bty *et al.* 2001).

The predator-prey hypothesis suggests oscillations in the number of predators in relation to the fluctuations of their prey (Holling 1959). The alternative prey hypothesis (APH) suggests that a higher availability of a predator's main prey can increase the breeding success of ground nesting birds, such as hazel grouse, because of a lower predation rate on eggs or chicks (that is, alternative prey; Lack 1954; Angelstam *et al.* 1984).



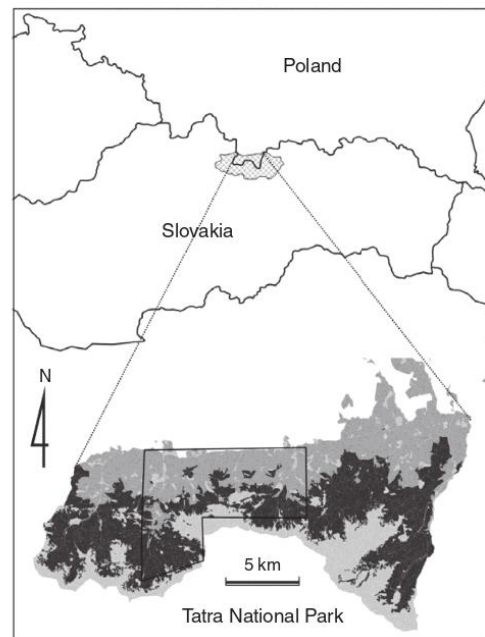
Most existing studies on predator–prey relationships have been undertaken in guilds of predator and prey species in boreal and tundra ecosystems, which are characterised by seasonal oscillations in the density of small mammals. A relationship between lemming cycles and the nesting success of geese (*Anser albifrons*, *A. caerulescens* and *Branta canadensis*) was found in the Canadian High Arctic (Béty et al. 2001; Wilson and Bromley 2001). Béty et al. (2001) reported that the predation rate on goose nests is low when lemming abundance is at its peak and high during the low phase of the rodent cycle. Tomkovich and Zharikov (1997, 1998) reported results based on the monitoring of the number of small mammals, their predators (mainly arctic fox, *Alopex lagopus*) and the predation on wader (Limicolae) nests in the tundra of Russia. Similarly, Saniga (2002) showed the effects of small mammal cycles on the nest survival of capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*) in forested mountains of Slovakia. A significant decrease was observed in the number of small mammals, followed by a considerable increase in the rate of predation on artificial nests in the Krušné hory Mountains (Czech Republic; Šálek et al. 2004).

The International Union for Conservation of Nature has reported that Galliformes, specifically, capercaillie, hazel grouse and black grouse (*Lyrurus tetrix*), are at risk of extinction in central and western Europe (Storch 2007). Habitat loss and increased predation are considered the major causes of recent decline in the populations of forest Galliformes (e.g. Saniga 2002; Šálek et al. 2004). Jähren et al. (2016) showed declines in populations of capercaillie and black grouse in central Europe and in Fennoscandia. Reproductive success has decreased and stabilised at low levels in most regions and predation is the cause of mortality of eggs, chicks and adults (Jähren et al. 2016). The number of predators, such as fox (*Vulpes vulpes*) or marten (*Martes martes*, *M. foina*), is growing because of vaccination against rabies and foraging on refuse left by tourists; the increase in predation places pressure on ground-nesting birds (Storch 2001; Saniga 2003; Watson and Moss 2008).

The Tatra National Park consists of breeding habitats for three species of Galliformes (capercaillie, hazel grouse and black grouse). This area is inhabited by many predators, such as, for example, brown bear (*Ursus arctos*), wolf (*Canis lupus*), lynx (*Lynx lynx*), red fox, European marten (*Martes martes*) and stoat (*Mustela erminea*), and is characterised by high pressures caused by high numbers of tourists (~3 million per year). Hazel grouse, as the most abundant species, can serve as a representative of this threatened group of birds (Matysek 2016). The aim of the study was to determine predation rates of artificial ground nests in two types of forest during three consecutive years in the Polish Tatra National Park (TNP) in southern Poland. In this setting, we tested the APH. The present study extends the previously obtained knowledge and gives support for the APH from another environment where this has not yet been investigated.

#### Study area

The Tatra Mountains are a 785-km<sup>2</sup> region, of which ~22% is in Poland and ~78% in Slovakia. The experiment was conducted in the western area of the Tatra Mountains in Poland



**Fig. 1.** Tatra Mountains marked with pattern on a map. Tatra National Park is shown below, with the study area restricted by irregular figure. The following habitats are shown: coniferous forest habitat (dark grey), deciduous forest habitat (grey), others mountain zone (light grey).

(49°15'32.92"N, 19°54'34.61"E; Fig. 1). The Tatra Mountains are the highest mountain range in the Carpathian Mountains. The study area comprised 40 km<sup>2</sup>. Forests in the TNP cover a lower (from 650 asl to 1250 asl) and an upper (from 1250 asl to 1550 asl) mountain zones. The average age of the main forests stand is ~90 years (data of Tatra NP Authority). The lower forest mountain zone is mostly covered by spruce forests (dominated by Norwegian spruce (*Picea abies*)) and a small area of beech forests (dominated by beech, (*Fagus sylvatica*), fir (*Abies alba*) and a mixture of sycamore (*Acer pseudoplatanus*)). Other tree species occur rarely. The upper forest mountain zone is dominated by natural Norwegian spruce forests and a rare relict of forest Swiss pine (*Pinus cembra*). At higher elevations (1500–1800 asl), there is a mountain pine floor, which is mainly covered by mountain pine (*Pinus mugo*). At the highest elevations are the alpine and crag zones (Piękos-Mirkowa and Mirek 1996).

The forests have been largely transformed. A factor that contributed to unfavourable changes in the species composition in this area was the inappropriate management of the forest during the 19th and 20th century, particularly with the introduction of spruce in the habitats that were primarily occupied by fir and beech. The mismanagement has caused fragmentation of the landscape, which is currently composed of preserved patches of old growth stands, open habitats (meadows, pasture fields and clearcuts) and young coniferous

and mixed forests of different ages. In the lower forest mountain zone, spruce monocultures currently constitute ~80%. These forests are mainly exposed to the unfavourable effects of abiotic (e.g. acid rains) and biotic factors (e.g. gradations of insects), which, in turn, cause them to dieback (Fabijanowski and Dziewolski 1996), as is the case in other parts of the Carpathians and Sudetes (Modrzyński 2003).

Many rare animals (e.g. brown bear, chamois (*Rupicapra rupicapra*), marmot (*Marmota marmota latirostris*), eagle-owl (*Bubo bubo*), walreaper (*Tichodroma muraria*)) inhabit the TNP, including three rare species of forest Galliformes (Wilk *et al.* 2016). Breeding populations of capercaillie, black grouse and hazel grouse in TNP were estimated as 50–70 individuals (Armatus and Żurek 2016), up to 38 males (Ciach 2016) and ~80 pairs (Matyszek 2016) respectively. This area has been included as part of the Natura 2000 network, and it has been considered as one of the most important refuges of rare species and habitats in Europe. In addition, this place is under heavy tourist pressure; it is visited annually by 3.5 million tourists and, in 1 day, up to 40 000 tourists can enter the TNP (Mokras-Grabowska 2016; <http://tpn.pl/zwiedzaj/turystyka/statystyka>, accessed 2 September 2017).

## Materials and methods

### Nest predation

Artificial ground nests were placed in the forested areas of TNP during May–June 2012, 2013 and 2014. This period corresponds with the main breeding period for the three species of forest Galliformes in our climatic conditions (Johnsgard 1983; Bergmann *et al.* 1996). Locations of artificial nests were chosen randomly and, within this randomly chosen site, we placed nests according to the preferences of nesting hazel grouse (Johnsgard 1983; Bergmann *et al.* 1996). Every nest represented an independent unit in the analyses. The artificial nests were constructed by digging small ground depressions laid out with small amounts of dry plant material (Šálek *et al.* 2014). Each nest was baited with five small (length ~5.4 cm, width ~4.6 cm and cream–beige colour) domestic hen (*Gallus gallus domesticus*) eggs, which were earlier washed in water in which a dead quail (*Coturnix coturnix*) had been rinsed before, so as to get the smell of a wild species of the order Galliformes. Birds were earlier legally killed and obtained from hunters. Then we masked artificial nest by covering components undergrowth, mimicking the coloration of incubating hens (Yahner and Mahan 1996, modified from Burke *et al.* 2004). Nests remained conspicuous, and visible by at least 70–80% from an above vertical view of researcher. The location of the artificial nests was recorded using a GPS. We used rubber gloves and avoided a long walk (>2 km), so as not to leave traces of scent (Summers *et al.* 2009; Jones *et al.* 2010). One to several artificial nests were put out and greater distances were moved by car. Nests were checked once a week with the greatest distance (1–5 m) possible, so as to see whether they were penetrated by predators or not (e.g. Jones *et al.* 2010; Pelech *et al.* 2010; Žmihorski *et al.* 2010). In the case of eaten eggs, we set up another artificial clutch elsewhere, because Galliformes do lay replacement clutches (Bergmann *et al.* 1996). Each clutch was monitored for 27–28 days, which is the average length of incubation by forest Galliformes

(Johnsgard 1983). The nest was considered as depredated if at least one egg disappeared or if it had marks indicating a predator visit (e.g. Martin and Joron 2003; Colombelli-Negrèl and Kleindorfer 2009). Eighty-seven (50%) of the artificial nests were monitored using camera traps (Ltl Acom 5220M, Ltl Acom, Shenzhen, China), so as to recognise a predator species and the results on the proportions of species responsible for predation were then assumed to apply to all nests. The mean distance between adjacent nests was >650 m (range: 150–2150 m) to minimise the probability of nearby nests being discovered by an intensively searching predator.

### Sampling of small mammals

We sampled small mammals after completing our experiment on artificial nests. The density of small rodents in the spring was associated with their density in autumn in the spruce forest in the Tatra Mountains (Juchiewicz *et al.* 1986). To avoid potential influence of weather conditions on trapping success, in 2012 and 2013, we trapped small mammals during two sessions, namely, at the beginning and at the end of August. In 2014, small mammals were trapped only once, namely, at the beginning of August. During each session, traps were controlled for whether any animal was trapped and baits were added daily, always for a period of 3 days. Over 3 years, we kept on approximating the same site, timing, exposure time and the number and placement of traps. Small mammals were captured using live traps (wooden boxes with metal closing system with dimensions 8 cm × 10 cm × 20 cm) with non-species selective bait. Trapping was conducted in deciduous and coniferous forest habitat, using the quadrat method, with 5 × 5 m quadrats. In every trapping point, nine live traps were set in a regular pattern. In deciduous forest habitats, we placed four trapping points (36 traps) and, in coniferous forest habitats, we placed two trapping points (18 traps). Each captured specimen was measured and marked by cutting a small piece of fur and released (Pucek 1981; Gumell and Flowerdew 1990). Predators often avoid shrews; thus, common shrew (*Sorex araneus*) and alpine shrew (*Sorex alpinus*) were excluded from the analyses as potential prey.

### Statistical analysis

We modelled the effect of habitat type and year on the number of captured rodents, by using a generalised linear mixed model (GLMM). The full model included two fixed factors, namely, year of study and habitat type (coniferous or deciduous forest), and two random factors (trapping site within main habitat type and the ID of the session, either first or second). The response variable was the number of trapped rodents. For the response variable, we used Poisson distribution because of finite number of individuals captured per one trapping site. To model the effect of independent variables on the proportion of artificial nests destroyed by predators, we used GLMM for binomial distribution with logit-link function. The full model included three fixed factors, namely, rodent abundance (mean number of rodents captured during both sessions at the trapping site nearest to the nest), year of study and habitat type (coniferous or deciduous forest), and two random factors (ID of trapping point and trapping site within



**Table 1.** Number of rodent species captured in the coniferous (two trapping points) and in the deciduous (four trapping points) forest habitats in the Tatra National Park during 2012–2014

Species	2012		Years 2013		2014		Total
	Coniferous forest	Deciduous forest	Coniferous forest	Deciduous forest	Coniferous forest	Deciduous forest	
<i>Myodes glareolus</i>	18	31	12	14	5	10	90
<i>Microtus agrestis</i>	13	2	11	5	1	1	33
<i>Apodemus flavicollis</i>	15	29	0	3	3	14	64
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Microtus subterraneus</i> and <i>M. tatricus</i>	6	2	1	3	1	0	13
Total	52	65	34	25	10	25	201

**Table 2.** Number of depredated artificial nests in the coniferous and deciduous forest habitats in the Tatra National Park during 2012–2014  
Numbers of depredated artificial nests by particular species are given for monitored sites

Species	2012		2013		2014	
	Coniferous forest	Deciduous forest	Coniferous forest	Deciduous forest	Coniferous forest	Deciduous forest
<i>Vulpes vulpes</i>	1	3	0	2	2	4
<i>Martes martes</i>	1	0	2	4	0	0
<i>Ursus arctos</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Corvus corax</i>	0	0	0	1	1	2
Not monitored	0	2	7	12	6	6

main habitat type). The response variable was the fate of every artificial nest, represented by 0 (unpredated) or 1 (predated). To estimate effect size, we calculated pseudo-*R*-squared (Nagelkerke 1991). We also calculated odd ratios (OR) from the GLMM model to see the change in the probability of nest depredation in relation to different factors. Because of the low number of individual rodent species caught, differences in proportion of particular species was analysed using Fisher's exact test. Statistical analyses were performed using lme4 package (Bates et al. 2015) and STATISTICA (version 12, StatSoft 2014; www.statsoft.pl, accessed 8 March 2019).

## Results

### Abundance of small mammals

We caught six species of rodents during the present study (Table 1). In total, 86 individuals (5 species) and 115 individuals (5 species) of rodents were captured in the coniferous forest and deciduous forest respectively. The mean number of captured rodents per trap site was significantly higher in coniferous (mean = 8.60, s.d. = 4.35) than in deciduous (mean = 5.75, s.d. = 4.45; Poisson GLMM,  $z = -2.824$ ,  $P = 0.005$ ) forest. Mean abundance of rodents varied significantly among years, and was highest in 2012 (mean = 9.75, s.d. = 3.89) and lowest in 2013 (mean = 4.08, s.d. = 2.91; Poisson GLMM,  $z = -3.902$ ,  $P < 0.001$ ). The most numerous species in both types of forest habitat were bank vole (41% and 48%, in coniferous and deciduous forest habitat respectively), followed by yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*; 40% and 21% respectively) and field vole (*Microtus agrestis*; 7% and 29% respectively). European pine vole (*Microtus subterraneus*), Tatra pine vole (*Microtus*

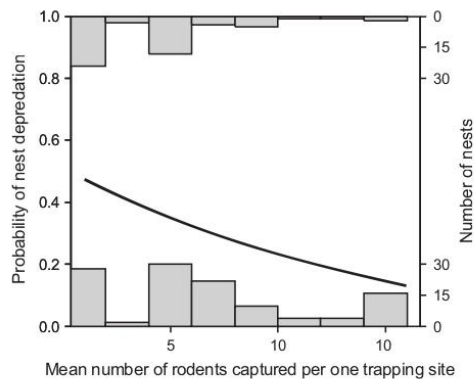
**Table 3.** Number and percentage of depredated artificial nests in two types of forest habitat in the Tatra National Park during 2012–2014

Year	Forest type	Artificial nests			
		Predated	%	Unpredated	%
2012	Coniferous	3	19	13	81
	Deciduous	5	17	24	83
2013	Coniferous	10	43	13	57
	Deciduous	19	41	27	59
2014	Coniferous	9	38	15	62
	Deciduous	12	33	24	67

*tatricus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) were less abundant. We did not find significant differences in proportion of species in rodent communities between the two forest habitats (Fisher's exact test,  $P = 0.057$ ) or among years (Fisher's exact test,  $P = 0.065$ ).

### Nest predation

A total of 174 artificial nests was deployed during the study period (111 in deciduous forest and 63 in coniferous forest habitat). Fifty-eight artificial nests were depredated (Table 2). From 25 destroyed nests, which were monitored, 84% (21 nests) were depredated by mammals, whereas only 14% (4 nests) were depredated by avian predators. The highest predation rate on the ground nests was in 2013 in both types of forest habitats, but the difference among years was not significant (binomial GLMM,  $z = 1.363$ ,  $P = 0.173$ , Table 3). The effect of type of forest habitat on predation rate was also not significant (binomial GLMM,  $z = 0.400$ ,  $P = 0.689$ ). Predation rates were



**Fig. 2.** Probability of nest depredation in relation to the mean number of rodents captured in a trapping site closest to the nest. Bars indicate number of nests depredated (upper part) and not depredated (lower part). Number of rodents was averaged across all years (2012–2014).

significantly influenced only by the abundance of rodents (binomial GLMM,  $z = -2.780$ ,  $P = 0.005$ ), although this effect was weak (Nagelkerke pseudo- $R^2 = 0.08$ ). Predation rates were lower in habitats and years of higher availability of alternative prey, and probability of nest damage decreased by 0.89% (odds ratio 0.892, 95% CI: 0.818–0.965) when mean number of captured rodents per trapping site increased by one individual (Fig. 2).

## Discussion

We found that rodent abundances across years and habitats affected predation rates on artificial nests that mimicked those of ground-nesting birds. Thus, our results support the hypothesis that ground-nesting bird nests may provide an alternative source of food in the Tatra National Park for mammalian predators. The rate of predation was highest in the year of the lowest number of rodents. Differences in the number of rodents among years is probably explained by the production of seeds by forest trees. European beech trees produce large quantities of seed (masts) once every 2–6 years (Zwolak *et al.* 2016), and this happened in both the fall of 2011 and the fall of 2013 in the Polish Tatra Mountains.

The highest predation rate on eggs in artificial nests was recorded in 2013 in deciduous forest habitat, in the year of lower availability of rodents. Conversely, lower predation rates on eggs were found in the year and habitat where rodents were more abundant. Šálek *et al.* (2004) showed that predation on artificial nests may vary strongly from year to year, depending on the cycle phase of small mammals, which are the main prey of dominant predators. The significant increase in artificial-nest predation may be explained by the stronger searching activity of predators in habitat deprived of their main prey supply (Chan *et al.* 2017; Spencer *et al.* 2017). Wider spatial activity of predators, followed by higher incidental predation in years of low rodent abundances, would provide a similar trend. There was a strong positive correlation between rodent abundance and the mean tetraonid

brood size when predators were removed in boreal forests (Marcström *et al.* 1988). Nest losses in capercaillie and hazel grouse followed the fluctuation in small mammals, with the lowest losses during peak year (57%) and the highest losses during crash year (82%) in West Carpathians (Slovakia; Saniga 2002). Similarly, Šálek *et al.* (2004) assumed that a lower artificial-nest survival in the Krušné hory Mountains (Czech Republic) in years of lower population densities of small mammals can be due to the prevalence of medium-sized mammalian predators. However, Kauhala and Helle (2002) showed that the abundance of mammalian predators and grouse density are not strongly linked in Finland and the association between predator abundance and yearly grouse density was minimal, although predator abundance was negatively connected with grouse breeding success. The data of dynamics of rodent abundance and ground-nest predation risks in forest habitats (South Bohemia, Czech Republic) support neither of the alternative prey hypotheses (Ježková *et al.* 2014). Therefore, nest-predation risk does not increase or decrease in periods of low rodent abundance in that study site.

More mammalian than avian predation on our artificial nests can be explained by the different food-searching methods of these two groups of predators. Mammals mainly use the sense of smell and birds search eggs visually. It is more difficult to find camouflaged nests in forest than in open area for birds. Also, in the Krušné hory Mountains (Czech Republic) most of the artificial nests (65%) were depredated probably by medium-sized mammals (marten and red fox) and only 9% were predicated by avian predators (corvids; Šálek *et al.* 2004). Moreover, omnivorous corvids probably do not respond to fluctuating numbers of small mammals as tightly as do mammalian predators. Marcström *et al.* (1988), confirmed that a link between vole and tetraonid numbers was mediated by red foxes and pine marten on islands in northern Baltic (Sweden). Probably predation on eggs by the same predators is an important factor of nesting success of forests grouses, including hazel grouse in the Polish Tatra Mountains.

The mean number of rodents was higher in coniferous than in deciduous forest in our study. The mean abundance of rodents varied significantly also among years. Juchiewicz *et al.* (1986) showed that, in the Tatra Mountains, the density of small rodents in the beech forest changed greatly between spring and autumn, but was less variable in the spruce forest (Juchiewicz *et al.* 1986). Generally, in temperate zone, the number of forest rodents increases linearly from spring (lowest densities) to late autumn (highest densities), and then decreases over winter, when there is no reproduction (Pucek *et al.* 1993). Thus, our estimates of autumn abundances of rodents should reflect the number of potential prey available for predators during spring and summer.

According to Jähren *et al.* (2016), the link between predation and habitat remains unclear. Predation on eggs of ground-nesting birds and small mammal abundance can vary among environments; so, research should be conducted in different habitats. The abundance of small mammals usually varies more in beech woodland, on meadows and clear-cuts than in young-age stages of spruce (Šálek *et al.* 2004). In Polish Tatra Mountains, the number of rodents in the spruce and beech forest was different among years (Juchiewicz *et al.* 1986). Trends in the



abundance of particular species of rodents were different between the two forest habitat types, which may have been the result of habitat quality. Coniferous forest is native in this area and it comprises only one tree species. In contrast, the deciduous forest contains several tree species. Better food conditions (rich undergrowth and bush, greater number of fruits and seeds) and habitats for rodents in these forests caused their greater biodiversity and fluctuations of different species in different seasons. Probably, in a more heterogeneous habitat, the impact of predators on ground-nesting birds such as hazel grouse could be lower. Predators can use many resources as alternative prey in habitats of rich biodiversity (Ježková *et al.* 2014).

Our results in forests of the Tatra Mountains support the alternative-prey hypothesis. Our study should be seen as a contribution to further research. The findings of the present study may help determine recommendations for nature conservationists and forest managers in helping their efforts to increase the number of Galliformes; for example, maintenance of high amount of dead wood will promote higher densities of forest rodents (van Ginkel *et al.* 2013). Also, further climate warming will cause more frequent masting of forest trees and, as a consequence, will affect population density of rodents (Pucek *et al.* 1993; Caignard *et al.* 2017). This may result in a lower predation pressure on eggs of ground-nesting birds.

#### Conflicts of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

#### Acknowledgements

Field work was conducted under permission of the Local Ethical Committee of Poland. This work was supported by the Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences and grant funding for PhD students and young scientists given from the Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Special thanks go to Zbigniew Bonczar for advice.

#### References

- Angelstam, P., Lindström, E., and Widén, P. (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* **62**(2), 199–208. doi:10.1007/BF00379014
- Armatys, P., and Żurek, Z. (2016). Capercaillie *Tetrao urogallus*. In 'The Birds of the Polish Carpathians: Status, Threats, Conservation'. (Eds T. Wilk, R. Bobrek, A. Pępkowska-Król, G. Neubauer, and J. Z. Kosicki.) pp. 121–134. (OTOP: Marki, Poland.) [In Polish with English summary].
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., and Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* **67**, 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bergmann, H. H., Klaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J. E., and Wiesner, J. (1996). 'Die Haselhühner.' (Westarp Wissenschaften: Magdeburg, Germany.)
- Béty, J., Gauthier, G., Giroux, J. F., and 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
- Burke, D. M., Elliott, K., Moore, L., Dunford, W., Nol, E., Phillips, J., Holmes, S., and Freemark, K. (2004). Patterns of nest predation on artificial and natural nest in forest. *Conservation Biology* **18**(2), 381–388. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00014.x
- Caignard, T., Kremer, A., Firmat, C., Nicolas, M., Venner, S., and Delzon, S. (2017). Increasing spring temperatures favor oak seed production in temperate areas. *Scientific Reports* **7**, 85–85. doi:10.1038/s41598-017-09172-7
- Chan, K., Boutin, S., Hossie, T. J., Krebs, C. J., O'Donoghue, M., and Murray, D. L. (2017). Improving the assessment of predator functional responses by considering alternate prey and predator interactions. *Ecology* **98**(7), 1787–1796. doi:10.1002/ecy.1828
- Ciach, M. (2016). Black grouse *Tetrao tetrix*. In 'The birds of the Polish Carpathians: Status, Threats, Conservation'. (Eds T. Wilk, R. Bobrek, A. Pępkowska-Król, G. Neubauer, and J. Z. Kosicki.) pp. 135–142. (OTOP: Marki, Poland.) [In Polish with English summary].
- Colombelli-Negrè, D., and Kleindorfer, S. (2009). Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecological Research* **24**, 921–928. doi:10.1007/s11284-008-0569-y
- Comulier, T., Yoccoz, N. G., Bretagnolle, V., Brommer, J. E., Butet, A., Ecker, F., Elston, D. A., Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, Ch., Ims, R. A., Jacob, J., Jędrzejewska, B., Millon, A., Petty, S. J., Pietiäinen, H., Tkadlec, E., Zub, K., and Lambin, X. (2013). Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science* **340**(6128), 63–66. doi:10.1126/science.1228992
- Fabijanowski, J., and Dziewolski, J. (1996). Tatra forests. In 'Nature in Tatra National Park'. (Ed. Z. Mirek.) pp. 675–696. (Tatra National Park and Polish Academy Science: Zakopane, Kraków, Poland.) [In Polish with English summary].
- Gumell, J., and Flowerdew, J. R. (1990). 'Live Trapping Small Mammals: a Practical Guide.' (The Mammal Society: London.)
- Holling, C. S. (1959). The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the European pine sawfly. *Canadian Entomologist* **91**(5), 293–320. doi:10.4039/Ent91293-5
- Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Fossland Moa, P., and Hagen, B.-R. (2016). Declining reproductive output in capercaillie and black grouse: 16 countries and 80 years. *Animal Biology* **66**(3–4), 363–400. doi:10.1163/15707563-00002514
- Jędrzejewski, W., and Jędrzejewska, B. (1993). Predation on rodents in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* **16**, 47–64. doi:10.1111/j.1600-0587.1993.tb0058.x
- Ježková, M., Svobodová, J., and Kreisinger, J. (2014). Dynamics of rodent abundance and ground-nest predation risks in forest habitats of central Europe: no evidence for the alternative prey hypothesis. *Folia Zoologica* **63**(4), 269–280. doi:10.25225/fozo.v63.i4.a6.2014
- Johnsgard, P. A. (1983). 'The Grouse of the World.' (University of Nebraska Press: Lincoln, NE.)
- Jones, D. D., Conner, L. M., Warren, R. J., and Ware, G. O. (2010). Effects of a supplemental food sources and density on success of artificial ground nests. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish and Wildlife Agencies* **64**, 56–60.
- Juchiewicz, M., Zemanek, M., Bieniek, B., and Siuta, E. (1986). Small rodent communities in the Tatra Mountain forests. *Acta Theriologica* **31**, 433–447. doi:10.4098/AT.arch.86-40
- Kauhala, K., and Helle, P. (2002). The impact of predator abundance on grouse populations in Finland: a study based on wildlife monitoring counts. *Ornis Fennica* **79**, 14–25.
- Lack, D. (1954). 'The Natural Regulation of Animal Numbers.' (Clarendon Press: Oxford, UK.)
- Marcström, V., Kenward, R. E., and Engren, E. (1988). The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* **57**, 859–872. doi:10.2307/5097
- Martin, J. L., and 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 *Tetrastes bonasia*. In 'The birds of the Polish Carpathians: Status, Threats, Conservation'. (Eds T. Wilk, R. Bobrek, A. Pępkowska-Król, G. Neubauer, and J. Z. Kosicki.) pp. 112–120. (OTOP: Marki, Poland.) [In Polish with English summary].

- Modrzyński, J. (2003). Defoliation of older Norway spruce (*Picea abies* L./Karst.) stands in the Polish Sudety and Carpathian mountains. *Forest Ecology and Management* **181**, 289–299. doi:10.1016/S0378-1127(02)00657-6
- Mokras-Grabowska, J. (2016). Mountain hiking Tatra National Park. *Tourism* **26**, 71–78.
- Nagelkerke, N. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* **78**, 691–692. doi:10.1093/biomet/78.3.691
- Pelech, S. A., Smith, J. N. M., and Boutin, S. (2010). A predators perspective of nest predation: predation by red squirrels is learned, not incidental. *Oikos* **119**(5), 841–851. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.17786.x
- Piękos-Mirkowa, H., and Mirek, Z. (1996). Plant communities. In 'Nature in Tatra National Park'. (Ed. Z. Mirek.) pp. 237–274. (Tatra National Park and Polish Academy Sciences: Zakopane, Kraków, Poland) [In Polish with English summary].
- Pucek, Z. (Ed.) (1981). 'Keys to Vertebrates of Poland. Mammals.' (PWN: Warsaw, Poland.)
- Pucek, Z., Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., and Pucek, M. (1993). Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* **38**, 199–232. doi:10.4098/AT.arch.93-18
- Šálek, M., Svobodová, J., Bejček, V., and 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.
- Saniga, M. (2003). Causes of the population decline in capercaillie *Tetrao urogallus* in the West Carpathians. *Biologia* **58**, 265–273.
- Spencer, E. E., Newsome, T. M., and Dickman, C. R. (2017). Prey selection and dietary flexibility of three species of mammalian predator during an irruption of non-cyclic prey. *Royal Society Open Science* **4**, 170317. doi:10.1098/rsos.170317
- Storch, I. (2001). 'Capercaillie. BWP update. The Journal of Birds of the Western Palearctic'. (Oxford University Press: Oxford, UK.)
- Storch, I. (ed.) (2007). 'Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010'. (IUCN: Gland, Switzerland and World Pheasant Association: Fordingbridge, UK.)
- Summers, R. W., Willi, J., and Salvidge, J. (2009). Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biology* **15**(3), 319–327.
- Tomkovich, P. S., and Zharikov, Y. V. (1997). Wader breeding conditions in the Russian tundras in 1996. *Bulletin - Wader Study Group* **83**, 26–36.
- Tomkovich, P. S., and Zharikov, Y. V. (1998). Wader breeding conditions in the Russian tundras in 1997. *Bulletin - Wader Study Group* **87**, 30–42.
- van Ginkel, H. A. L., Kuijper, D. P. J., Churski, M., Zub, K., Szafranska, P., and Smit, C. (2013). Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* **304**, 73–79. doi:10.1016/j.foreco.2013.04.037
- Watson, A., and Moss, R. (2008). 'Grouse.' (Collins Publisher: London.)
- Wilk, T., Bobrek, R., Pepkowska-Król, A., Neubauer, G., and Kosicki, J. Z. (Eds) (2016). 'The birds of the Polish Carpathians: Status, Threats, Conservation.' (OTOP: Marki, Poland.) [In Polish with English summary].
- Wilson, D. J., and Bromley, R. G. (2001). Functional and numerical responses of predators to cyclic lemming abundance: effects on loss of goose nests. *Canadian Journal of Zoology* **79**, 525–532. doi:10.1139/z01-009
- Yahner, R. H., and Mahan, C. G. (1996). Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *The Wilson Bulletin* **108**(1), 129–136.
- Żmihorski, M., Lewtak, J., Brzeziński, M., and Romanowski, J. (2010). Nest survival in a large river Valley: an experiment using artificial nests on an island and bank of Vistula river. *Polish Journal of Ecology* **58**(1), 197–203.
- Zub, K., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., and Bartoń, K. A. (2012). Cyclic voles and shrews and non-cyclic mice in a marginal grassland within European temperate forest. *Acta Theriologica* **57**, 205–216. doi:10.1007/s13364-012-0072-2
- Zwolak, R., Bogdziewicz, M., and Rychlik, L. (2016). Beech mastling modifies the response of rodents to forest management. *Forest Ecology and Management* **359**, 268–276. doi:10.1016/j.foreco.2015.10.017

## **Oświadczenia do III publikacji**

**Oświadczenie Kandydata o zakresie jego wkładu merytorycznego we wspólnych publikacjach posiadających więcej niż pięciu współautorów, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część jego rozprawy doktorskiej**

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: opracowanie koncepcji badań, zbior danych w terenie, opracowanie statystyczne wyników, przygotowanie manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 50%.



(podpis Kandydata)



**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Robert Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

Matysk 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.

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 15%.

  
.....

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Filip Zięba

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

  
.....  
(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Maciej Klimecki

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

.....*Klimecki M.*.....

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Radosław Mateja

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

## **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).



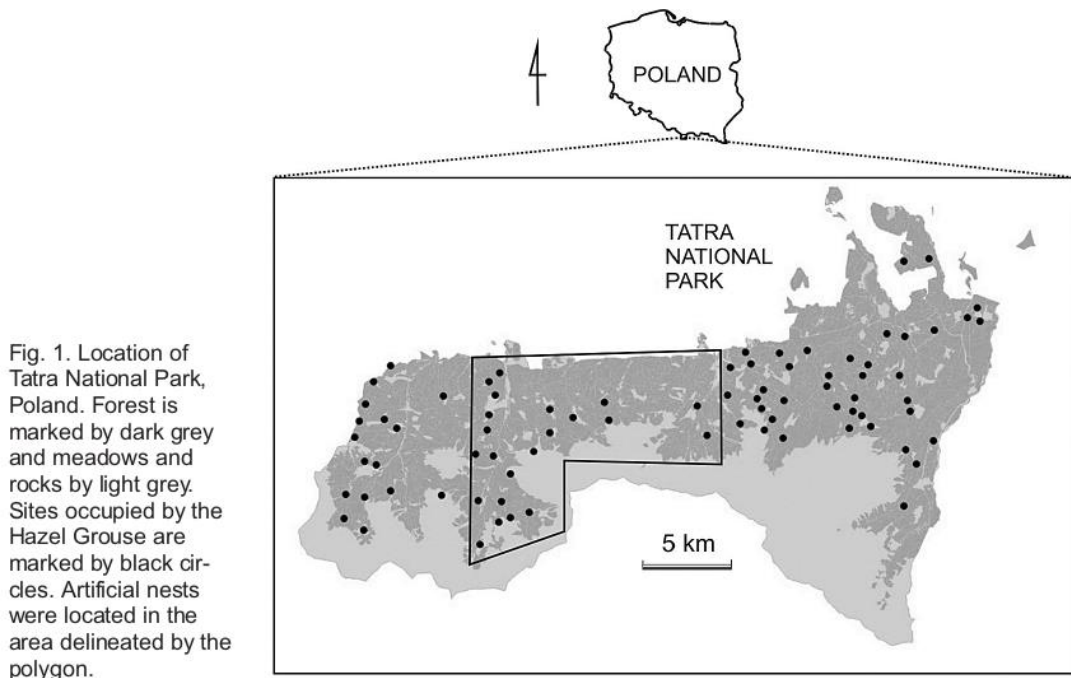


Fig. 1. Location of Tatra National Park, Poland. Forest is marked by dark grey and meadows and rocks by light grey. Sites occupied by the Hazel Grouse are marked by black circles. Artificial nests were located in the area delineated by the polygon.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study area

The research was conducted in the Polish Tatra Mountains. The study area of 150 km<sup>2</sup> 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 km<sup>2</sup>. 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 km<sup>2</sup> 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

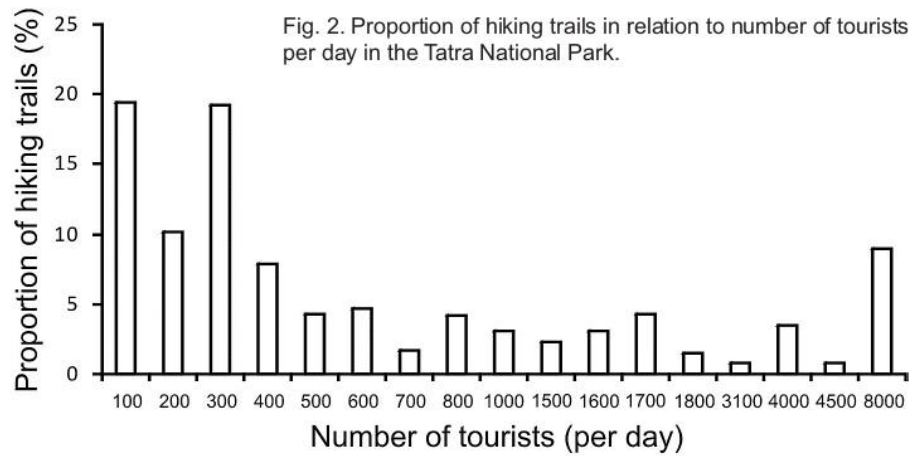
Spatial data were calculated using QGIS 2.12.3 (QGIS 2017), and distances between the nearest artificial nests were measured in a straight line. Spatial autocorrelation of artificial nests was tested by Moran's index (Moran 1950). The Friedman's ANOVA was used to search for differences in the monthly 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	<b>-1.051</b>	<b>0.324</b>	<b>9.796</b>	<b>0.002</b>
Distance to trail	<b>0.002</b>	<b>0.001</b>	<b>9.326</b>	<b>0.002</b>
Number of tourists	<b>0.002</b>	<b>0.001</b>	<b>14.624</b>	<b>&lt;0.001</b>
Distance to trail × Number tourists	<b>-0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>15.414</b>	<b>&lt;0.001</b>
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	<b>0.001</b>	<b>0.001</b>	<b>4.661</b>	<b>0.03</b>
Distance to trail × Number tourists	-0.001	0.001	3.246	0.07
Forest type	0.027	0.111	0.098	0.75



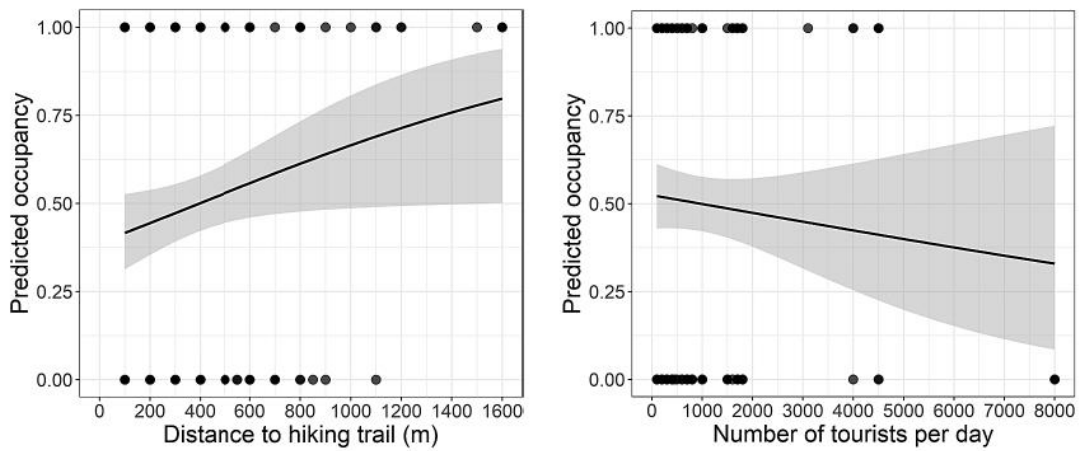


Fig. 3. Logistic regression showing the relationships between sites occupied by Hazel Grouse with (A) distance from hiking trails, and (B) the number of tourists per day on the hiking trails. Regression (solid line) and 95% confidence intervals (grey area).

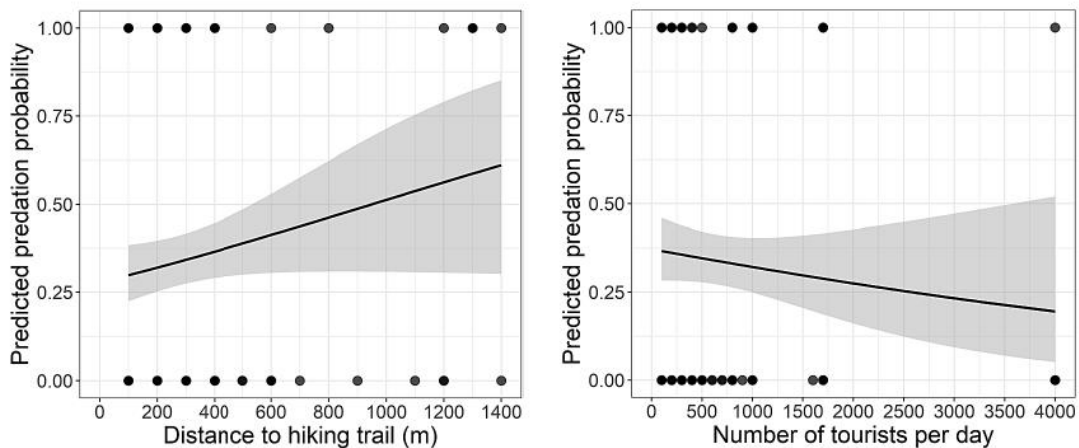


Fig. 4. Logistic regression showing the relationships between predated artificial nests with (A) distance from the hiking trails, and (B) the number of tourists per day on the hiking trails. Regression (solid line) and 95% confidence intervals (grey area).

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.

Arlttaz, R., Patthey, P., Baltic, M., Leu, T., Schaub, M., Palme, R. & Jenni-Eimann, 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](http://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., Wytenbach, 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., 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 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](http://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., Pepekowska-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.

## **Oświadczenia do IV publikacji**

**Oświadczenie Kandydata o zakresie jego wkładu merytorycznego we wspólnych publikacjach posiadających więcej niż pięciu współautorów, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część jego rozprawy doktorskiej**

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Tatrzański Park Narodowy

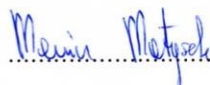
Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: opracowanie koncepcji badań, zbior danych w terenie, opracowanie statystyczne wyników, przygotowanie manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 55%.

.....

(podpis Kandydata)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Robert Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 25%.

Robert Gwiazda

(podpis współautora)



**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Filip Zięba

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

  
.....  
(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Maciej Klimecki

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Radosław Mateja

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

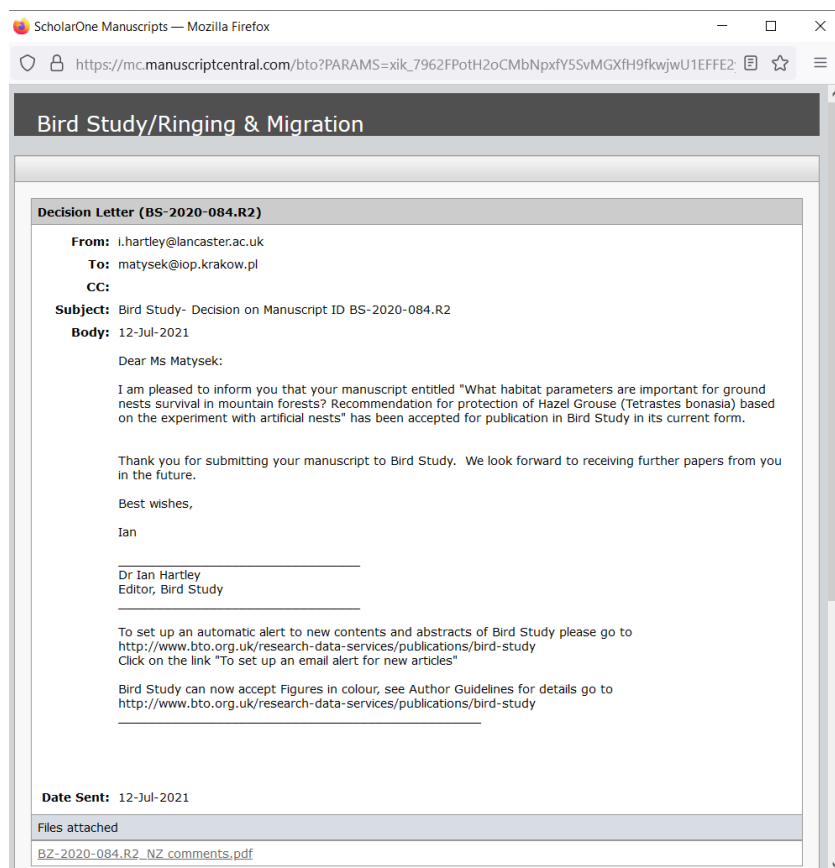


(podpis współautora)

## 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>



**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**

Journal:	<i>Bird Study/Ringing &amp; Migration</i>
Manuscript ID	BS-2020-084.R2
Manuscript Type:	Original Article
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Matysek, Marcin; Polish Academy of Sciences Institute of Nature Conservation; Tatra National Park Gwiazda, Robert; Polish Academy of Sciences Institute of Nature Conservation Figarski, Tomasz; Polish Academy of Sciences Institute of Systematics and Evolution of Animals Zięba, Filip; Tatra National Park Klimecki, Maciej; Tatra National Park Mateja, Radosław; Tatra National Park Krzan, Piotr; Tatra National Park Piątek, Grzegorz; Uniwersytet Rolniczy im Hugona Kołłątaja w Krakowie, Department of Forest Biodiversity
Keywords:	Galliformes, predation rate, ground-nesting, habitat structure

SCHOLARONE™  
Manuscripts

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: [TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk](mailto:TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk)



1 What habitat parameters are important for ground nests survival in mountain forests?  
2 Recommendation for protection of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) based on the experiment  
3 with artificial nests

4

5 Marcin Matysek<sup>1, 3\*</sup>, Robert Gwiazda<sup>1</sup>, Tomasz Figarski<sup>2</sup>, Filip Zięba<sup>3</sup>, Maciej Klimecki<sup>3</sup>,  
6 Radosław Mateja<sup>3</sup>, Piotr Krzan<sup>3</sup> and Grzegorz Piątek<sup>4</sup>

7

8 <sup>1</sup>Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Adama Mickiewicza 33, 31-  
9 120 Kraków, Poland

10 <sup>2</sup>Institute of Systematics and Evolution of Animals, Polish Academy of Sciences,  
11 Sławkowska 17, 31-016 Kraków, Poland

12 <sup>3</sup>Tatra National Park, Kuźnice 1, 34-500 Zakopane, Poland

13 <sup>4</sup>Agricultural University, Department of Forest Biodiversity, 29 Listopada 46, 31-425  
14 Kraków, Poland

15

16 \*Corresponding author: Marcin Matysek, Institute of Nature Conservation, Polish Academy  
17 of Sciences, Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, Poland

18 e-mail: matysek@iop.krakow.pl, phone: +48 506192514.

19

21 **Abstract**

22 Capsule: Predation of artificial nests resembling Hazel Grouse nests was determined in  
23 different sites to understand important factors of relative nest survival in the ground-nesting  
24 breeding birds.

25 Aims: To determine the importance of habitat structures and presence of roads and hiking  
26 trails for the predation risk in the artificial ground nests.

27 Methods: We investigated the predation on artificial nests in the mountain spruce forests with  
28 a high tourists numbers in the Tatra Mountains (Southern Poland) in 2012-2014. A total of  
29 174 artificial ground nests resembling those of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) were set up  
30 and monitored. For 98 artificial nests we compared the environmental variables at two area  
31 scales and the forest structure between predated and unpredated artificial nests.

32 Results: The most important habitat factors explaining predation on the artificial nests at the  
33 local scale were lower occurrence of ferns, and lying dead wood. At the spatial scale, the most  
34 important habitat factor was lack of roads. The occurrences of tree species in the forest stand  
35 were not significantly different between predated and unpredated artificial nests. The most  
36 important for predation on artificial nests were presence of deadwood and rock ( $\sum$  AIC w =  
37 0.80) in local habitat scale, vegetation ( $\sum$  AIC w = 0.77) in spatial habitat scale, and year ( $\sum$   
38 AIC w = 0.86) in forest stand. The mean daily nest predation rate was not high and varied  
39 depending on the year (0.003-0.009).

40 Conclusion: Greater habitat diversity is an important factor for survival of the ground nests.

41 Presence of roads increase survival of such nests. These results are potentially important for  
42 conservation planning for threatened ground-nesting birds such as Tetraonidae.

43

44

2

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk

45 Key words: Galliformes, ground-nesting birds, habitat structure, hiking trails, unpaved roads,  
46 artificial nests, nest predation rate.

47

#### 48 **Introduction**

49 The breeding success of birds is determined by many factors, including the quality of nesting  
50 sites, food availability, predation and climatic conditions (Assandri *et al.* 2017). Nest  
51 predation is an important factor in the breeding success of birds, particularly for species  
52 whose nests are easily accessible to many predator species (Martin 1993). Moreover predation  
53 on nests of shorebirds and meadow waders has rapidly increased during the last decades due  
54 to various environmental stressors including climate change and increasing human pressure,  
55 thus highlighting the importance of predation as key factor for breeding success of birds  
56 (Roodbergen *et al.* 2012, Kubelka *et al.* 2018).

57 The risk of the nest predation of ground nest species depends on many habitat  
58 parameters, including elevation (Boyle 2008), the cover and diversity of the vegetation around  
59 a nest (e.g. Lahti 2001, Baines *et al.* 2004, Tirpak *et al.* 2006, Ludwig *et al.* 2012, Seibold *et*  
60 *al.* 2013), recreational activities (Watson & Moss 2004, Støen 2010, Matysek *et al.* 2020a),  
61 forest management (Major & Kendal 1996) and the availability of potential food sources  
62 (Matysek *et al.* 2019b). Some of these factors produce better nest cover and make nest finding  
63 by predators more difficult. Increasing the vegetation density around a nest reduces the risk of  
64 predation by limiting the mobility of predators searching for prey (e.g. Martin 1993, Lahti  
65 2001, Baines *et al.* 2004, Tirpak *et al.* 2006, Ludwig *et al.* 2012). Moreover, predator  
66 densities are often higher in the vicinities of tourist facilities due to the supply of discarded  
67 food or improved predator movement (Storch & Leidenberger 2003, Watson & Moss 2004,  
68 Storch *et al.* 2005). However, trails and places with high tourist activity can be detrimental to  
69 some predator species (Barja *et al.* 2007, Wereszczuk & Zalewski 2015).

3

70           Habitat loss and increased predation are considered the major causes of decreases in  
71 forest grouse populations (Saniga 2002, Šálek *et al.* 2004, Cresswell 2011, Jahren *et al.* 2016).  
72 Kämmerle & Storch (2019) found support for the hypothesis that grouse populations are  
73 reduced by their predators. Among Capercaillie (*Tetrao urogallus*), predation can account for  
74 90% of the chick mortality (Wegge & Kastdalen 2007). Bird species that breed on the ground,  
75 such as grouses Tetraonidae (subfamily), might be among the species most sensitive to  
76 tourism and highly susceptible to human disturbances (Martin 1993, Rösner *et al.* 2013,  
77 Storch 2013, Coppes *et al.* 2018, Matysek *et al.* 2020a). Risks of the ground nests in the high  
78 mountain ecosystems with spruce forests and a dense road and trails network have not  
79 sufficiently studied. Understanding habitat factors affecting the survival of ground nests is  
80 important for the protection of grouses.

81           Artificial nests are a widely used method to study predation in birds' nests (Summers  
82 *et al.* 2009, Jones *et al.* 2010, Žmihorski *et al.* 2010, Martin & Joron 2003, Colombelli-Négrel  
83 & Kleindorfer 2009, Ludwig *et al.* 2012, Matysek *et al.* 2019b, Matysek *et al.* 2020a). Major  
84 & Kendal (1996) call the utility of artificial nests into question as a tool to explain factors  
85 influencing the success of natural nests. Moore & Robinson (2004) showed that validity of the  
86 artificial nest methodology is poor. Generally, predation of artificial nests differs from that of  
87 real nests, which attract different predators (Moore & Robinson 2004). For example daily  
88 survival rates were higher for natural than for artificial nests of eastern yellow robins  
89 (*Eopsaltria australis*) (Zanette 2002). Despite criticism of this method, it can be useful to  
90 study factors affecting the risk for real nests (Pärt & Wretenberg 2002). Hoset & Husby  
91 (2019) showed that artificial nests in boreal forests represent an adequate measure of relative  
92 nest predation risk in open-cup natural nests. The use of artificial nests is the easiest method  
93 that allows determining the degree of predation of ground nests in the mountains.



94           The goal of this study was to determine the factors that are important for nest  
95 predation risks of ground-nesting birds in mountain forests. We studied predation on artificial  
96 nests resembling Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) nests in a field experiment. Hazel Grouse  
97 was used as a model species because its reproductive biology is similar to other Tetraonids,  
98 but it is more numerous than Capercaillie and Black Grouse (*Lyrurus tetrix*). We hypothesised  
99 the following about the predation risk for artificial nests: (1) it would be lower in richer  
100 habitat structures in the immediate vicinity of the nests in local scale (because the nests are  
101 more difficult to find due to the reduced visibility of the nests and reduced movement of  
102 potential predators) (2) and it would be greater in lower habitat structures on a spatial scale  
103 and in proximity to hiking trails (because predators can move easily and search for food).

104

## 105 **Material and Methods**

### 106 **Study area**

107 The study was conducted in the Tatra Mountains (Western Carpathians), the highest mountain  
108 chain in the Carpathian Mountains. The study area included 40 km<sup>2</sup> and was situated in the  
109 part of the Tatra National Park (TNP) in Poland (49°15'N, 19°56'E, 950–1550 a.s.l.; Figure 1)  
110 [Figure 1 near here]. Forests are located both in the lower and upper mountain zones, and  
111 Norway spruce (*Picea abies*) is the main tree species. There is also a small area of forest  
112 dominated by beech (*Fagus sylvatica*), fir (*Abies alba*) and sycamore (*Acer pseudoplatanus*).  
113 The lower elevation forest mountain zone has been largely transformed. The management of  
114 the forest during the 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> centuries was particularly driven by the introduction of  
115 spruce into sites that were previously occupied by fir and beech. This caused a high degree of  
116 fragmentation of the landscape, which is currently composed of preserved patches of old-  
117 growth forests open vegetation types (i.e., meadows, pastures and clearcut areas) and forests  
118 (coniferous and mixed) of different ages. In the lower elevation forest mountain zone, spruce

5



119 monocultures currently constitute approximately 80% of the area. These forests are strongly  
120 exposed to the unfavourable effects of different factors that ultimately cause dieback. Next to  
121 the lower elevation forest mountain zone is the higher elevation zone, which is primarily  
122 dominated by natural spruce forests (*Plagiothecio-Piceetum*) and spruce–pine forests (*Pino*  
123 *cembrae-Piceetum*) on the upper treeline. Above that point is a subalpine zone that is  
124 primarily covered with mountain pine (*Pinus mugo*), and still above that, there is an alpine  
125 and crag zone (Fabijanowski & Dziewolski 1996). Tatra National Park has been included in  
126 the Natura 2000 network, and it has been considered to be one of the most important refuges  
127 of rare habitats and species in Europe. However, there is a dense net of hiking trails in the  
128 Tatra National Park. Additionally, this area is under heavy tourist pressure (3.5-4 million  
129 tourists visit annually, and, in a single day, up to forty thousand tourists can enter the Tatra  
130 National Park) (data of the Tatra National Park Authority).

131 The Tatra National Park consists of suitable breeding habitats for three Galliformes  
132 species (Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse) and is inhabited by many predator  
133 species, e.g., the Brown Bear (*Ursus arctos*), Wolf (*Canis lupus*), Lynx (*Lynx lynx*), Red Fox  
134 (*Vulpes vulpes*), European Pine Marten (*Martes martes*) and Stoat (*Mustela erminea*), Golden  
135 Eagle (*Aquila chrysaetos*), Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) Goshawk (*Accipiter gentilis*).  
136 Matysek *et al.* (2019b) presented that artificial nests were depredated mostly by mammals  
137 (84%) represented by Red Fox, European Pine Marten, Brown Bear in the forest habitats in  
138 the Tatra NP. However, avian predators, for example Raven (*Corvus corax*), were less  
139 common predators of the artificial nest in the Tatra NP (Matysek *et al.* 2019b).

140

#### 141 ***Nest location***

142 The artificial ground nests were placed in an area of 40 km<sup>2</sup> in May-June in 2012, 2013 and  
143 2014. This period is an incubation time for forest grouses in the climatic conditions of high

6

144 mountains (Johnsgard 1983, Bergmann *et al.* 1996). The locations of artificial nests were  
145 chosen randomly using GIS software (QGIS 3.8.0) in the forest area. In this locations we tried  
146 to place nests according to the preferences of similar to those of Hazel Grouse nests  
147 (Johnsgard 1983, Bergman *et al.* 1996). A total of 174 artificial nests (including replacement  
148 nests) were created. The artificial nests were constructed by digging small ground depressions  
149 that were then filled with small amounts of dry plant material (Šálek *et al.* 2004). Five small  
150 (length ca. 5.4 cm, width ca. 4.6 cm and cream-beige colour) eggs of the domestic hen  
151 (*Gallus gallus domesticus*) were placed in each artificial nest. The eggs had previously been  
152 sprayed with the wash water of dead Quail (*Coturnix coturnix*) to imbue the smell of a wild  
153 species of the order Galliformes. This scent is an important signal for mammalian predators.  
154 Next, the artificial nests were masked with undergrowth components that mimicked the  
155 colouration masking of the Hazel Grouse (Yachner & Mahan 1996, Burke *et al.* 2004,  
156 modified). The nests were allowed to remain conspicuous, i.e., they were at least 70-80%  
157 visible. The locations of the nests were recorded using a GPS (Garmin 62S) device. During  
158 the field work, we used rubber gloves and avoided long walks to avoid leaving traces of  
159 human scent (Summers *et al.* 2009, Jones *et al.* 2010). Each clutch was monitored once a  
160 week from the greatest possible distance from the nest (e.g. Jones *et al.* 2010, Žmihorski *et al.*  
161 2010) for approximately 27 days, which is the average time of incubation for forest grouses  
162 (Johnsgard 1983, Bergman *et al.* 1996). The nests were considered to be predated if at least  
163 one egg disappeared or had marks indicating a predator's visit (e.g. Martin & Joron 2003,  
164 Colombelli-Negrel & Kleindorfer 2009). The mean distance between neighbouring nests was  
165 650 m (the minimum distance was 150 m, and the maximum distance was 2150 m) to  
166 minimise the probability of nearby nests being discovered by a searching predator. Twenty  
167 artificial nests (20%, n = 98) were located in a distance less than 200 m apart in a straight line.  
168 However, the real distances between them were greater due to the nature of the environment

169 (mountains). In cases of eaten eggs, new artificial nests with eggs in new randomly chosen  
170 places using GIS software (QGIS 3.8.0) were again created to imitate the replacement  
171 clutches of the birds.

172

### 173 *Collection of environmental parameters*

174 We collected the habitat variables for 98 of 174 artificial nests (Table 1). The positions of  
175 them were determined to be “by a tree” (n = 63), “in a root plate of uproot trees (n = 13), “by  
176 dead wood” (n = 13), “by rocks” (n = 6) and “in the undergrowth” (n = 3). For each predated  
177 and unpredated artificial nest, variables were collected at two area scales; i.e., the local scale  
178 (areas with radii of 5 m from the artificial nest to illustrate the immediate vicinity of the nest)  
179 and the spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nest to illustrate the  
180 surrounding forest (Table 1). The particular variables in the studied areas were rocks, uproot  
181 trees, lying dead wood, trees/shrubs with heights <50 cm, trees/shrubs with heights >50 cm,  
182 but not higher than 6 meters, blueberries (*Vaccinium* sp.), ferns (*Polypodiopsida*), raspberries  
183 (*Rubus* sp.) and other plants in the undergrowth, hiking trails and unpaved roads were  
184 determined as absences (0) or presences (1). Site diversity (HABDIV) was taken as the sum  
185 of the presences of rocks, uproot trees, lying dead wood, trees/shrubs with heights <50 cm,  
186 trees/shrubs with heights >50 cm, blueberries, ferns, raspberries and other plants). The slopes  
187 rating were categorised as <15%, 16-30%, >30%. The proportions of canopy cover,  
188 undergrowth cover, spruce, fir, beech, sycamore (*Sorbus aucuparia*), willow (*Salix* spp.),  
189 rowan (*Sorbus aucuparia*), were determined with an accuracy of 10%. The forest stand  
190 including canopy cover, forest naturalness were determined for predated and unpredated  
191 artificial nests (Table 1). Conservation status was determined as strictly or partially protected.  
192 Forest naturalness was determined to be unchanged if the natural integrity of forest ecosystem  
193 was preserved, when the biotic diversity and ecological complexity were the result of natural

8

194 processes and if there were no significant anthropogenic changes (McRoberts *et al.* 2012).

195 [Table 1 near here].

196

197 ***Statistical analysis***

198 The statistical differences in the environmental variables with respect to the predation on the

199 artificial nests at the two area scales were assessed using the Mann-Whitney test. Principal

200 component analysis (PCA) and Spearman correlation tests were used to check for collinearity

201 among the environmental variables (Freckleton 2011). Multivariate models using generalised

202 linear models (GLMs) with binomial distributions were built to assess the importance of the

203 habitat variables on the predation of the artificial nests (response variable). To reduce the

204 number of variables used in the GLM models, some variables were aggregated into groups.

205 Based on PCA, we joined the variables: uproot trees + lying dead wood = DEADWOOD,

206 tourist trails + unpaved roads = ROADS, beech + fir + sycamore = FOREST COMPLEX and

207 forest naturalness + conservation status = NAT\_CONS. Presence of blueberries, ferns,

208 raspberries and other plants was aggregated as one factor: VEGETATION. Presence of rocks

209 was joined with DEADWOOD as DEADWOOD\_ROCK and proportion of willow and rowan

210 was joined as ADMIXTURE SPECIES. Models for habitat structure were built at both scales.

211 The model of habitat structure included the following variables: year, DEADWOOD\_ROCK,

212 VEGETATION, undergrowth cover, slope, and ROADS. The model of the forest stand

213 included year, percentage of spruce, FOREST COMPLEX, ADMIXTURE SPECIES, canopy

214 cover and NAT\_CONS. The resulting models were then ranked by increasing Akaike

215 information criterion (AIC) values and Akaike weights (w). The model with the lowest AIC

216 score and the highest weight explained the most variance with the fewest parameters. The

217 models with a  $\Delta$  AIC < 2 compared with the model with the lowest AIC were assumed to

218 have high strengths-of-evidence. Additionally, the AIC weights were summed for all models

9



219 containing a given variable. The predictor with the highest weight (AIC  $w$ ) was considered to  
220 be the most important for predation on artificial nests (Burnham & Anderson 2004). Finally,  
221 logistic regression was implemented to evaluate how the habitat diversity and presence of  
222 roads and paths could change the probability of predation on artificial nests. All analyses were  
223 performed in STATISTICA 12.0 software (StatSoft 2014).

224 Proportion of predated artificial nests was calculated for 174 artificial nests. The daily  
225 nest predation rate was determined using Mayfield methods (Mayfield 1961) as the proportion  
226 of predated nests per number of days of eggs exposure. This method assumed that for  
227 predated nests the event occurred at the midpoint between two controls. Standard errors were  
228 calculated following (Johnson 1979).

229

## 230 **Results**

231 Differences in some of the factors between the areas with predated and unpredated artificial  
232 nests were found (Table 2) [Table 2 near here]. Artificial nests were predated significantly  
233 more frequently in areas of lower proportions of lying dead wood and ferns in the local scale.  
234 The probability of predation was greater at lower vegetation diversity at both scales (Fig. 2)  
235 and without roads and paths at the spatial scale (Fig. 3). The occurrences of tree species in the  
236 forest stand were not significantly different between predated and unpredated artificial nests  
237 (Table 2) [Figure 2 near here] [Figure 3 near here].

238 Multivariate modelling revealed that the best models in terms of explaining predation  
239 risk to the artificial nests in the mountain forest included 1 (local scale), 3 (spatial scale) and 5  
240 (forest stand) different factors (Table 3). The most important factors for explaining the  
241 survival of the artificial nests at the local scale were the presences of the following:  
242 DEADWOOD\_ROCK ( $\sum$  AIC  $w$  = 0.80), ROADS ( $\sum$  AIC  $w$  = 0.47) and Year ( $\sum$  AIC  $w$  =  
243 0.41). At the spatial scale, the most important variables were VEGETATION ( $\sum$  AIC  $w$  =

10



244 0.77), SLOPE ( $\sum$  AIC  $w = 0.64$ ) and ROADS ( $\sum$  AIC  $w = 0.51$ ). The higher categories of  
245 YEAR ( $\sum$  AIC  $w = 0.86$ ), FOREST COMPLEX ( $\sum$  AIC  $w = 0.48$ ) and NAT\_CONS ( $\sum$  AIC  
246  $w = 0.44$ ) were found to be important for survival at the forest stand scale.

247 Eight artificial nests were predated in 2012 (18%,  $n = 45$ ), twenty nine artificial nests  
248 in 2013 (42%,  $n = 69$ ) and twenty one nests in 2014 (35%,  $n = 60$ ). The mean daily predation  
249 rate in 2012, 2013 and 2014 was 0-0.025 in the first 7 days, 0.002-0.006 from 8 to 14 day,  
250 0.002-0.007 from 15 to 21 day and 0-0.002 from 22 to 27 day (Table 4). The overall daily nest  
251 predation rate in 2012, 2013 and 2014 was 0.003 ( $n = 45$ ), 0.009 ( $n = 65$ ) and 0.004 ( $n = 60$ )  
252 respectively [Table 4 near here].

253

#### 254 **Discussion**

255 The probability of predation on artificial nests was higher at lower habitat diversity. Artificial  
256 nests were predated significantly more frequently in areas without tourists trails and unpaved  
257 roads. Moreover the slope rate and year of study were an important factors for predation on  
258 artificial nests.

259 In our study, we demonstrated the influences of the habitat structure on the survival of  
260 the artificial nests in local and spatial scales. We found the presence lying wood to be factor  
261 explaining lower predation on the artificial nests. The occurrence of lying dead wood and  
262 uproot trees were important for the Hazel Grouse in the managed forests of the Western  
263 Carpathians (Kajtoch et al. 2012, 2015, Matysek et al. 2018). These structures provide shelter  
264 from predators or provide sites in which to build nests. Klaus & Ludwig (2018) showed that  
265 presence of dead wood was positively associated with Hazel Grouse site occupancy in the  
266 mountain forest (Bohemian Forest, Czech Republic). However, Seibold et al. (2013) reported  
267 that lying dead wood did not have an important influence on daily nest predation rates on  
268 artificial nests. Predation of the artificial nests increased with the absence of the undergrowth

269 factors. Moreover the lower proportion of plant explained the greater predation of the  
270 artificial nests in our study. High species richness in the undergrowth and understory in the  
271 mixed forest in the Carpathians was an important factor that influenced the occurrence of  
272 predation of the Hazel Grouse (Matysek *et al.* 2018, Matysek *et al.* 2019a).

273 We found that greater habitat diversity produced better ground nest survival. Generally  
274 habitat diversity seems to be very important for the breeding of ground-nesting birds and  
275 provides them with improved abilities to hide from predators (Martin 1993). Dense  
276 vegetation, often provides good shelter (e.g. ferns) (Ludwig & Klaus 2017, Matysek *et al.*  
277 2018, Matysek *et al.* 2019a). Seibold *et al.* (2013) demonstrated that vegetation was the most  
278 important driver of the predation risk of artificial ground nests. Similarly, a high slope and  
279 lying dead tree can act as a mechanical barrier that limits the mobility of mammal predators  
280 and reduces predation on the artificial nests.

281 In our study, the proximity of tourist trails and unpaved roads was a significant factor  
282 for the survival of artificial nests. Tourist trails and human activity may affect the presence  
283 and breeding success of some species (Storch & Leidenberger 2003, Thiel *et al.* 2008, Rupf *et al.*  
284 2011). Summers *et al.* (2007) showed that human activity disturbs Capercaillie in Scotch  
285 pine (*Pinus silvestris*) forests in Scotland. Sites occupied by Hazel Grouse in the Tatra  
286 Mountains were mostly located near hiking trails with low tourist numbers and at a greater  
287 distance from hiking trails with large tourist numbers (Matysek *et al.* 2020a). Artificial nests  
288 in the Tatra Mountains were predated mostly by the pine marten (Matysek *et al.* 2019b),  
289 which is a core-sensitive mammal that avoids people (Wereszczuk & Zalewski 2015). The  
290 risk of predation tends to increase with distance from trails in lowland riparian areas in  
291 Colorado (USA) (Miller & Hobbs 2000). In contrast, Miller *et al.* (1998) reported greater  
292 predation pressure on natural nests near trails in forested and grassland habitats (Boulder  
293 County, USA). Seibold *et al.* (2013) found no impact of recreational activities on the daily

12

294 predation rates on artificial nests in the Bavarian Forest (Germany). Predation on artificial  
295 nests was lower near trails in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests in an area lacking  
296 extensive shrub coverage (Boag *et al.* 1984).

297 We found that year can be important factor for predation of artificial nests. The  
298 predation rates on ground-nesting birds can vary between seasons and can also be affected by  
299 rodent abundances (Matysek *et al.* 2019b). Most predators do not actively search for nests  
300 (Angelstam 1986), and eggs are only a supplementary part of the diet (Angelstam *et al.* 1984).  
301 In the Tatra NP lower predation on artificial nests was found in 2012 when rodents were more  
302 abundant (Matysek *et al.* 2019b). Predation rates in our study were lower than that given by  
303 Seibold *et al.* (2013), which was 0.045 in the Bohemian Forest (Germany). Similarly Pärt &  
304 Wretenberg (2002) and Storch (1991) showed greater predation rates of artificial nests than in  
305 our study (0.015 and 0.020, respectively). For comparison daily predation rate of natural nests  
306 of Capercaillie in Bavarian Alps and West Carpathians was given as 0.009 and 0.024 (Storch  
307 1994, Saniga 2002). Šálek *et al.* (2004) showed lower nest survival rates among ground-  
308 nesting birds in years of lower population densities of small mammals in the Krušné Hory  
309 Mountains (Czech Republic). Similarly, nest losses in Capercaillie and Hazel Grouse  
310 followed the fluctuations in small mammals in the Western Carpathians (Slovakia) (Saniga  
311 2002).

312 Limitations of the study were smaller sample size, many predictors and using of  
313 artificial nests. Artificial nests are not real nests with incubating parents. Probably predation  
314 of the artificial nests can be higher than real nests but artificial nests can be useful in research  
315 for data standardization and easier comparison of nest predation risk across different  
316 locations. Our results indicate that the probability of the predation on eggs was primarily a  
317 function of habitat features and environmental conditions. We conclude that the risk of nest  
318 predation of artificial nests depends on the habitat structure and vegetation cover in mountain

319 spruce forests. Rich vegetation provides sufficient cover for ground nests against predators.  
320 The tolerance of the differentiation of forest structure by management authorities decreases  
321 the predation risk for ground-nesting breeding birds and is important for the conservation of  
322 endangered species. In economically important forests, monocultures and planting of one-  
323 species and one-century forests should be avoided. Low habitat diversity and a simplified  
324 forest structure decrease the availability of shelter and food for Hazel Grouse (Matysek et al.  
325 2020b). Natural regeneration of the forest should be supported. These results are potentially  
326 important for conservation planning for threatened ground-nesting birds such as Tetraonidae  
327 especially Hazel Grouse in its reintroducing or supported local population.

328

#### 329 **Acknowledgements**

330 Special thanks for inspiration to Dr. Zbigniew Bonczar†.

331

332 Financial support: This research received no specific grant from any funding agency,  
333 commercial or not-for-profit sectors. This work was supported by the Institute of Nature  
334 Conservation, Polish Academy of Sciences and grant funding for PhD students and young  
335 scientists given from the Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.

336 Ethical standards: Field work was carried out under permission of the Local Ethical  
337 Committee of Poland and with accordance with Polish law.

338

#### 339 **References**

340 **Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P.** 1984. Role of predation in short-term  
341 population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* **62**  
342 (2): 199–208.



- 343 **Angelstam, P.** 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities  
344 and habitat edge. *Oikos* **47**: 365–373.
- 345 **Assandri, G., Giacomazzo, M., Brambilla, M., Griggio, M. & Pedrini, P.** 2017. Nest  
346 density, nest-site selection, and breeding success of birds in vineyards: Management  
347 implications for conservation in a highly intensive farming system. *Biol. Conserv.*  
348 **205**: 23–33.
- 349 **Baines, D., Moss, R. & Dugan, D.** 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest  
350 habitat and predator abundance. *J. Appl. Ecol.* **41**: 59–71.
- 351 **Barja, I., Silván, G., Rosellini, S., Piñeiro, A., González-Gil, A., Camacho, L. & Illera,**  
352 **J.C.** 2007. Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of  
353 European pine marten. *J. Steroid Biochem.* **104**: 136–142.
- 354 **Bergmann, H.H., Klaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J.E. & Wiesner, J.**  
355 1996. *Die Haselhühner, Bonasa bonasia und B. sewerzowi*. Die Neue Brehm-  
356 Bücherei, Westrap Wissenschaften, Magdeburg (in German).
- 357 **Boag, D.A., Reeb, S.G. & Schroeder, M.A.** 1984. Egg loss among spruce grouse inhabiting  
358 lodgepole pine forests. *Can. J. Zool.* **62**: 1034–1037.
- 359 **Boyle, W.A.** 2008. Can variation in risk of nest predation explain altitudinal migration in  
360 tropical birds? *Oecologia* **155**: 397–403.
- 361 **Burke, D.M., Elliott, K., Moore, L., Dunford, W., Nol, E., Phillips, J., Holmes, S. &**  
362 **Freemark, K.** 2004. Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests.  
363 *Conserv. Biol.* **18**: 381–388.
- 364 **Burnham, K.P. & Anderson, D.R.** 2004. Multimodel inference. Understanding AIC and  
365 BIC in model selection. *Sociol. Method Res.* **33**: 261–304.



- 366 **Colombelli-Négrel, D. & Kleindorfer, S.** 2009. Nest height, nest concealment, and predator  
367 type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecol. Res.* **24** (4):  
368 921–928.
- 369 **Coppes, J., Nopp-Mayr, U., Grünschachner-Berger, V., Storch, I., Suchant, R. &**  
370 **Braunish, V.** 2018. Habitat suitability modulates the response of wildlife to human  
371 recreation. *Biol. Conserv.* **227**: 56–64.
- 372 **Cresswell, W.** 2011. Predation in bird populations. *J. Ornithol.* **152**: 251–263.
- 373 **Fabijanowski, J. & Dziewolski, J.** 1996. [Forests]. In Mirek, Z. (ed) [*Nature of Tatra*  
374 *National Park*]: 675-696. Tatrzański Park Narodowy, Kraków-Zakopane (in Polish).
- 375 **Freckleton, R.P.** 2011. Dealing with collinearity in behavioural and ecological data: model  
376 averaging and the problems of measurement error. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **65**: 91–  
377 101.
- 378 **Hoset, K.S. & Husby, M.** 2019. Are predation rates comparable between natural and  
379 artificial open-cup tree nests in boreal forest landscapes? *PLoS ONE* **14** (1), e0210151.  
380 doi: 10.1371/journal.pone.0210151. eCollection 2019.
- 381 **Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Moa, P.F. & Hagn, B.R.** 2016. Declining  
382 reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years.  
383 *Animal Biol.* **66**: 363–400.
- 384 **Johnsgard, P.** 1983. *The grouse of the world*. University of Nebraska, Press Lincoln.
- 385 **Johnson, D.H.** 1979. Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. *The*  
386 *Auk*. **96**: 651–661.
- 387 **Jones, D.D., Conner, L.M., Warren, R.J. & Ware, G.O.** 2010. Effects of a supplemental  
388 food sources and density on success of artificial ground nests. *Proc. Annu. Conf.*  
389 *Southeast. Assoc. Fish and Wildlife Agencies* **64**: 56–60.

- 390 **Kajtoch, L., Żmihorski, M., & Bonczar, Z.** 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented  
391 forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. *European*  
392 *Journal of Forest Research* **131**: 1783–1795.
- 393 **Kajtoch, L., Wilk, T., Bobrek, R. & Matysek, M.** 2015. The importance of forests along  
394 submontane stream valleys for bird conservation: The Carpathian example. *Bird*  
395 *Conserv. Inter.* **26** (3): 350–365.
- 396 **Kämmerle, J.L. & Storch, I.** 2019. Predation, predator control and grouse populations: a  
397 review. *Wildlife Biol.* <https://doi.org/10.2981/wlb.00464>.
- 398 **Kubelka, V., Šálek, M., Tomkovich, P., Végvári, Z., Freckleton, R. & Székely, T.** 2018.  
399 Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. *Science*  
400 **362**, 680–683.
- 401 **Lahti, D.** 2001. The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. *Biol.*  
402 *Conserv.* **99**: 365–374.
- 403 **Ludwig, M., Schlinkert, H., Holzschuh, A., Fischer, C., Scherber, C., Trnka, A.,**  
404 **Tscharntke, T., Batáry P.** 2012. Landscape-moderated bird nest predation in hedges  
405 and forest edges. *Acta Oecol.* **45**: 50–56.
- 406 **Ludwig, T. & Klaus, S.** 2017. Habitat selection in the post-breeding period by Hazel Grouse  
407 *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. *J. Ornithol.* **158**: 101–112.
- 408 **Major, R.E. & Kendal, C.E.** 1996. The contribution of artificial nest experiments to  
409 understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis*  
410 **138**: 298–307.
- 411 **Martin, T.E.** 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* **43**: 523–532.
- 412 **Martin, J.L. & Joron, M.** 2003. Nest predation in forest birds: influence of predator type and  
413 predator's habitat quality. *Oikos* **102**: 641–653.

- 414 **Matysek, M., Gwiazda, R. & Bonczar, Z.** 2018. Seasonal changes of the Hazel Grouse  
415 *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western  
416 Carpathians). *J. Ornithol.* **159** (1): 115–127.
- 417 **Matysek, M., Kajtoch, L., Gwiazda, R., Binkiewicz, B. & Szewczyk, G.** 2019a. Could gaps  
418 and diverse topography compensate for habitat deficiency by the forest-dwelling bird  
419 Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*)? *Avian Biol Res.* **12** (1): 59–66.
- 420 **Matysek, M., Zub, K., Gwiazda, R., Zięba, F., Klimecki, M., Mateja, R. & Krzan, P.**  
421 2019b. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two  
422 types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). *Wildlife Res.* **46** (3):  
423 205–211.
- 424 **Matysek, M., Gwiazda, R., Zięba, F., Klimecki, M., Mateja, R. & Krzan, P.** 2020a. High  
425 tourism activity lowers the density of Hazel Grouse (*Tetrastes bonasia*) and predation  
426 on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fenn.* **97** (2): 53–63.
- 427 **Matysek, M., Gwiazda, R. & Bonczar, Z.** 2020b. The importance of habitat diversity and  
428 plant species richness for hazel grouse occurrence in the mixed mountain forests of the  
429 Western Carpathians. *Eur. J. Forest Res.* **139** (6): 1057-1065.
- 430 **Mayfield, H.** 1961. Nesting success calculated from exposure. *The Wilson Bulletin* **73**: 255–  
431 261.
- 432 **McRoberts, R.E., Winter, S., Chirici, G. & Lapoint, E.B.** 2012. Assessing Forest  
433 Naturalness. *For. Sci.* **58** (3): 294–309.
- 434 **Miller, J.R. & Hobbs, N.T.** 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in  
435 lowland riparian areas. *Landscape Urban Plan.* **50**: 227–236.
- 436 **Miller, S.G., Knight, R.L. & Miller, C.K.** 1998. Influence of recreational trails on breeding  
437 bird communities. *Ecol. Appl.* **8**:162–169.

- 438 **Moore, R.P. & Robinson, W. D.** 2004. Artificial bird nests, external validity, and bias in  
439 ecological field studies. *Ecology* **85** (6):1562-1567.
- 440 **Pärt, T. & Wretenberg, J.** 2002. Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real  
441 nests? *J. Avian Biol.* **33**: 39–46.
- 442 **QGIS** 2020. <https://www.qgis.org/pl>.
- 443 **Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötker, H.** 2012. Revealing the contributions of  
444 reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and  
445 meta-analysis. *J Ornithol.* **153**: 53–74.
- 446 **Rösner, S., Mussard-Forster, E., Lorenc, T. & Müller, J.** 2013. Recreation shapes a  
447 “landscape of fear” for a threatened forest bird species in Central Europe. *Landscape*  
448 *Ecol.* **29** (1): 55–66.
- 449 **Rupf, R., Wyttenbach, M., Köchli, D., Hediger, M., Lauber, S., Ochsner, P. & Graf, R.**  
450 2011. Assessing the spatio-temporal pattern of winter sports activities to minimize  
451 disturbance in capercaillie habitats. *Eco.mont* **3** (2): 23–32.
- 452 **Saniga, M.** 2002. Nest loss and chick mortality in Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Hazel  
453 Grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zool.* **51**: 205–214.
- 454 **Seibold, S., Hempel, A., Piehl, S., Bäessler, C., Brandl, R., Rösner, S. & Müller, J.** 2013.  
455 Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground  
456 nests than human activities. *Basic Appl. Ecol.* **14** (8): 687–693.
- 457 **StatSoft** 2014. STATISTICA (data analysis software system), version 12. [www.statsoft.pl](http://www.statsoft.pl).
- 458 **Storch, I.** 1991. Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in  
459 Capercaillie. *Omis Scand.* **22**: 213–217.
- 460 **Storch, I.** 1994. Habitat and survival of Capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the  
461 Bavarian Alps. *Biol. Conserv.* **70**: 237–243.

- 462 **Storch, I.** 2007. *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010*. IUCN,  
463 Fordingbridge, UK, World Pheasant Association, Gland, Switzerland.
- 464 **Storch, I.** 2013. Human disturbance of grouse - why and when? *Wildlife Biol.* **19**: 390-403.
- 465 **Storch, I. & Leidenberger, C.** 2003. Tourism, mountain huts and distribution of corvids in  
466 the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biol.* **9**: 301–308.
- 467 **Støen, O.G., Wegge, P., Heid, S., Hjeljord, O. & Nellemann, C.** 2010. The effect of  
468 recreational homes on willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in a mountain area of  
469 Norway. *Eur. J Wild. Res.* **56** (5): 789–795.
- 470 **Summers, R.W., McFarlane, J. & Pearce-Higgins, J.W.** 2007. Measuring avoidance by  
471 capercaillies of woodland close to tracks. *Wildlife Biol.* **13** (1): 19–27.
- 472 **Summers, R.W., Willi, J. & Salvidige, J.** 2009. Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and  
473 attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biol.* **15** (3): 319–327.
- 474 **Šálek, M., Svobodová, J., Bejček, V. & Albrecht, T.** 2004. Predation on artificial nests in  
475 relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech  
476 Republic. *Folia Zool.* **53** (3): 312–318.
- 477 **Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Braunisch, V., Palme, R. & Jenni, L.** 2008. Ski tourism  
478 affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao*  
479 *urogallus*: a new methodological approach. *J. Appl. Ecol.* **45**: 845–853.
- 480 **Tirpak, J.M., Giuliano, W.M., Miller, C.A., Allen, T.J., Bittner, S., Edwards, J.W.,**  
481 **Friedhof, S., Igo, W.K., Stauffer, D.F. & Norman, G.W.** 2006. Ruffed grouse nest  
482 success and habitat selection in the central and southern Appalachians. *J. Wildlife*  
483 *Manage.* **70**: 138–144.
- 484 **Yachner, R.H. & Mahan, C.G.** 1996. Effects of egg type on depredation of artificial ground  
485 nests. *Wilson Bull.* **108** (1): 129–136.



- 486 **Watson, A. & Moss, R.** 2004. Impacts of ski–development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at  
487 Cairn Gorm, Scotland. *Biol. Conserv.* **116**: 267–275.
- 488 **Wegge, P. & Kastdalen, L.** 2007. Pattern and causes of natural mortality of capercaillie,  
489 *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Ann. Zool. Fenn.* **44**: 141–151.
- 490 **Wereszczuk, A. & Zalewski, A.** 2015. Spatial Niche Segregation of Sympatric Stone Marten  
491 and Pine Marten – Avoidance of Competition or Selection of Optimal Habitat? *PloS*  
492 *ONE* **10** (10), e0139852. doi.org/10.1371/journal.pone.0139852.
- 493 **Zanette, L.** 2002. What do artificial nests tells us about nest predation? *Biol. Conserv.* **103**  
494 (3): 323-329.
- 495 **Żmihorski, M., Lewtak, J., Brzeziński, M. & Romanowski, J.** 2010. Nest survival in a  
496 large river valley: An experiment using artificial nests on an island and bank of Vistula  
497 river. *Pol. J. Ecol.* **58** (1): 197–203.
- 498

500 **Figure captions**

501

502 Figure 1 - Map of the study area. The spruce forest is marked in dark grey. The artificial nests  
503 were located in the area restricted by the continuous line.

504 Figure 2 - Logistic regression of the probability of predation on artificial nests and vegetation  
505 diversity (sum of presence of ferns, blueberries, raspberries and other plants) at the local scale  
506 (areas with radii of 5 m from the artificial nest) (A) and the spatial scale (areas with radii of  
507 100 m from the artificial nest) (B) in the spruce forest in the Tatra Mountains.

508 Figure 3. Logistic regression of the probability of predation of artificial nests and the presence  
509 of tourists trails and unpaved roads at the local scale (areas with radii of 5 m from the  
510 artificial nest) (A) and at the spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nest)  
511 (B) in the spruce forest in the Tatra Mountains.

512

513 **Table captions**

514

515 Table 1. Habitat parameters and their codes, descriptions and scales for describing the areas in  
516 which the artificial nests were located in the spruce forest in the Tatra Mountains used in the  
517 analyses.

518 Table 2. Basic statistics (Mann-Whitney tests) showing the differences between the predated  
519 ( $n = 58$ ) and unpredated ( $n = 40$ ) artificial nests due to location, the variables of habitat at the  
520 two area scales; i.e., the local scale (areas with radii of 5 m from the artificial nests) and the  
521 spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nests) and the variables of wood  
522 stand in the spatial scale in the spruce forest in the Tatra Mountains. Significant differences  
523 are given in bold.

---

524 Table 3. Sets of candidate GLM models (the 5 best models with delta  $\Delta$  values < 2.0 were  
525 selected) explaining the important factors for predation on artificial nests in the spruce forest  
526 in the Tatra Mountains at the local scale (i.e., areas with radii of 5 m from the artificial nests)  
527 and spatial scale (i.e., areas with radii of 100 m from the artificial nests). The Akaike's  
528 information criterion (AIC), the difference between the given model and the most  
529 parsimonious model ( $\Delta$ ) and the Akaike weight ( $w$ ) are reported for each model.

530 Table 4. Number of exposed and predated artificial nests and daily predation of artificial nests  
531 in the studied years and periods of exposition (I – 1-7 day, II – 8-14 day, III – 15-21 day, IV –  
532 22-27 day).

---



Figure 1 - Map of the study area. The spruce forest is marked in dark grey. The artificial nests were located in the area restricted by the continuous line.

144x125mm (300 x 300 DPI)

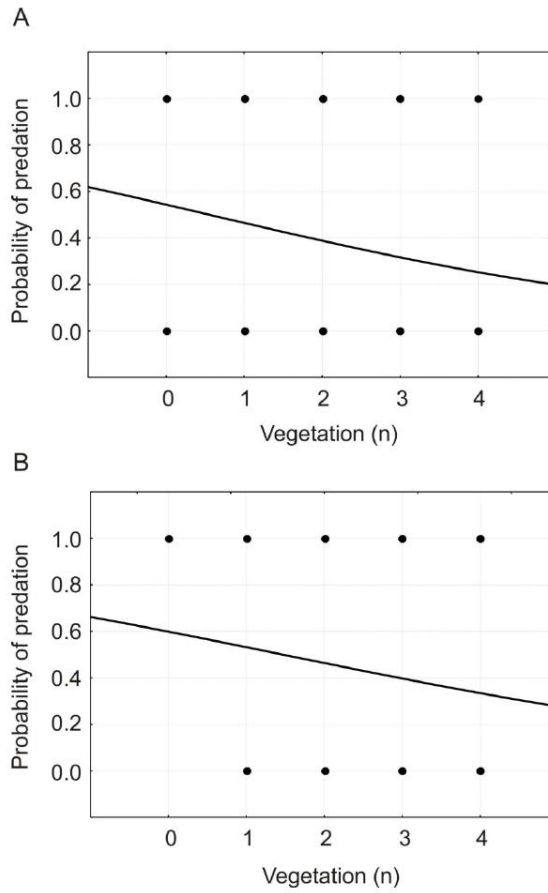


Figure 2 - Logistic regression of the probability of predation on artificial nests and vegetation diversity (sum of presence of ferns, blueberries, raspberries and other plants) at the local scale (areas with radii of 5 m from the artificial nest) (A) and the spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nest) (B) in the spruce forest in the Tatra Mountains.

141x224mm (300 x 300 DPI)

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk



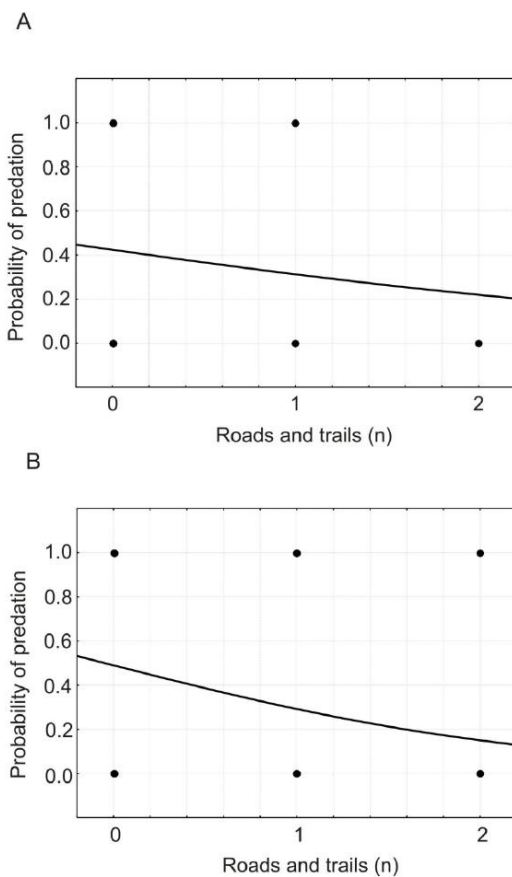


Figure 3. Logistic regression of the probability of predation of artificial nests and the presence of tourists trails and unpaved roads at the local scale (areas with radii of 5 m from the artificial nest) (A) and at the spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nest) (B) in the spruce forest in the Tatra Mountains.

157x218mm (300 x 300 DPI)

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk

Table 1. Habitat parameters and their codes, descriptions and scales for describing the areas in which the artificial nests were located in the spruce forest in the Tatra Mountains used in the analyses.

Parameter	Code	Description	Scale
Trees/shrubs of height <50 cm	SHRUB<50	Presence: 0, 1	habitat - local
Trees/shrubs of height >50 cm	SHRUB>50	Presence: 0, 1	habitat - local
Rocks	ROCK	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Uproot trees	CAV	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Lying dead wood	DEADWOOD	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Undergrowth cover in 5 m	UNDERCOV5	Categories of proportion every 10%	habitat - local
Undergrowth cover in 100 m	UNDERCOV100	Categories of proportion every 10%	habitat - spatial
Blueberries	BBER	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Ferns	FERNS	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Raspberries	RBER	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Other plants	PLANTS	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Site diversity	HABDIV	Sum of SHRUB<50+ SHRUB>50+ ROCK+CAV+ DEADWOOD+ BBER+ FERNS+ PLANTS	habitat - local, spatial
Unpaved roads	UNROADS	Presence: 0, 1	habitat - local, spatial
Tourists trails	TRAILS	Presence: 0, 1	habitat - spatial
Slope rating	SLOPE	Categorical: <15%, 16-30%, >30%	habitat - spatial
Spruce, Pine, Fir,	SPR, PIN, FIR	Categories of proportion every 10%	stand - spatial
Beech, Sycamore,	BEE, SYC	Categories of proportion every 10%	stand - spatial
Rowan, Willow	ROW, WILL	Categories of proportion every 10%	stand - spatial
Canopy cover	CANCOV	Categories of proportion every 10%	stand - spatial
Forest naturalness	NAT	Changed/unchanged	stand - spatial
Conservation status	CON	Category: 1 – strictly, 2 – partly	stand - spatial

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: [TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk](mailto:TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk)

Table 2. Basic statistics (Mann-Whitney tests) showing the differences between the predated (n = 58) and unpredated (n = 40) artificial nests due to location, the variables of habitat at the two area scales; i.e., the local scale (areas with radii of 5 m from the artificial nests) and the spatial scale (areas with radii of 100 m from the artificial nests) and the variables of wood stand in the spatial scale in the spruce forest in the Tatra Mountains. Significant differences are given in bold.

Habitat factor	Mean $\pm$ SD		Z	p
	Predated	Unpredated		
Year	2013.48	2013.57	-0.29	0.77
Habitat - Local scale				
Trees and shrubs of height < 50 cm	0.60 $\pm$ 0.50	0.56 $\pm$ 0.50	0.26	0.80
Trees and shrubs of height >50 cm	0.70 $\pm$ 0.46	0.81 $\pm$ 0.40	-0.92	0.36
Rocks	0.15 $\pm$ 0.36	0.24 $\pm$ 0.43	-0.76	0.45
Uproot trees	0.32 $\pm$ 0.47	0.40 $\pm$ 0.49	-0.61	0.54
<b>Lying dead wood</b>	<b>0.40<math>\pm</math>0.50</b>	<b>0.69<math>\pm</math>0.47</b>	<b>-2.42</b>	<b>0.01</b>
Undergrowth cover in 5 m	52.2 $\pm$ 27.69	52.2 $\pm$ 31.67	0.23	0.82
Blueberries	0.35 $\pm$ 0.48	0.43 $\pm$ 0.50	-0.68	0.50
<b>Ferns</b>	<b>0.30<math>\pm</math>0.46</b>	<b>0.53<math>\pm</math>0.50</b>	<b>-1.96</b>	<b>0.05</b>
Raspberries	0.20 $\pm$ 0.41	0.19 $\pm$ 0.40	0.08	0.93
Other plants	0.72 $\pm$ 0.45	0.74 $\pm$ 0.44	-0.13	0.89
<b>Site diversity</b>	<b>3.75<math>\pm</math>1.82</b>	<b>4.60<math>\pm</math>1.54</b>	<b>-2.31</b>	<b>0.02</b>
Tourist trails	0	0.03 $\pm$ 0.18	-0.29	0.78
Unpaved roads	0.23 $\pm$ 0.42	0.33 $\pm$ 0.47	-0.86	0.39
Habitat - Spatial scale				

Slope rating	18.76±12.13	13.97±10.17	1.91	0.06
Rocks	0.37±0.47	0.45±0.50	-0.61	0.54
Uproot trees	0.85±0.36	0.88±0.33	-0.55	0.52
Lying dead wood	0.70±0.46	0.86±0.35	1.36	0.18
Undergrowth cover in 100 m	55.75±27.91	64.83±28.97	-1.53	0.13
Blueberries	0.65±0.48	0.69±0.47	-0.33	0.74
Fems	0.65±0.48	0.78±0.42	-1.05	0.29
Raspberries	0.45±0.50	0.55±0.50	-0.85	0.40
Other plants	0.90±0.30	0.98±0.13	-0.69	0.49
Site diversity	4.58±1.47	5.19±1.53	-1.74	0.08
Tourists trails	0.20±0.41	0.31±0.47	-0.92	0.36
<b>Unpaved roads</b>	<b>0.40±0.50</b>	<b>0.64±0.48</b>	<b>-1.99</b>	<b>0.04</b>
Stand - Spatial scale				
Beech	12.30±20.97	19.59±30.44	-1.17	0.24
Sycamore	1.55±5.03	0.95±2.34	0.24	0.81
Willow	1.02±3.61	1.45±9.21	-0.08	0.94
Rowan	1.58±4.09	0.86±3.88	1.38	0.16
Fir	9.25±14.12	5.66±10.67	0.38	0.70
Spruce	73.40±35.39	71.62±35.87	0.11	0.91
Canopy cover	67.37±27.32	70.00±27.98	-0.64	0.52
Forest naturalness	0.48±0.51	0.38±0.49	0.80	0.42
Conservation status	1.08±0.27	1.29±0.46	-1.68	0.09

Table 3. Sets of candidate GLM models (the 5 best models with delta  $\Delta$  values <2.0 were selected) explaining the important factors for predation on artificial nests in the spruce forest in the Tatra Mountains at the local scale (i.e., areas with radii of 5 m from the artificial nests) and spatial scale (i.e., areas with radii of 100 m from the artificial nests). The Akaike's information criterion (AIC), the difference between the given model and the most parsimonious model ( $\Delta$ ) and the Akaike weight ( $w$ ) are reported for each model.

Models	k	AIC	$\Delta$	w
Habitat - Local scale				
DEADWOOD_ROCK	3	131.46	0.000	0.199
DEADWOOD_ROCK+ROADS	4	132.35	0.889	0.128
YEAR+DEADWOOD_ROCK	5	132.67	1.204	0.109
YEAR+DEADWOOD_ROCK+ROADS	6	133.02	1.559	0.091
UNCOVER5+DEADWOOD_ROCK	4	133.35	1.886	0.078
Habitat - Spatial scale				
SLOPE+VEGETATION+ROADS	5	127.80	0.000	0.102
VEGETATION+ROADS	4	128.12	0.321	0.087
SLOPE+VEGETATION	4	128.79	0.984	0.062
SLOPE+YEAR+VEGETATION+ROADS	7	128.80	0.998	0.062
SLOPE+YEAR+VEGETATION	6	129.14	1.336	0.052
Stand - Spatial scale				
FOREST COMPLEX+YEAR	3	100.84	0.000	0.095
SPR+YEAR	3	101.35	0.512	0.073
FOREST COMPLEX+YEAR+NAT_CONS	4	101.67	0.835	0.063
YEAR+NAT_CONS	3	102.10	1.265	0.051
SPR+YEAR+NAT_CONS	4	102.11	1.274	0.050

URL: <https://mc.manuscriptcentral.com/bto> Email: TRAM-peerreview@journals.tandf.co.uk



Table 4. Number of exposed and predated artificial nests and daily predation of artificial nests in the studied years and periods of exposition (I – 1-7 day, II – 8-14 day, III – 15-21 day, IV – 22-27 day).

Year	Period	Number of artificial nests	Predated artificial nests	Daily predation of artificial nests $\pm$ SE
2012	I	45	0	0
	II	45	4	0.006 $\pm$ 0.003
	III	45	2	0.002 $\pm$ 0.003
	IV	45	2	0.002 $\pm$ 0.003
2013	I	69	12	0.025 $\pm$ 0.007
	II	69	5	0.005 $\pm$ 0.002
	III	69	10	0.007 $\pm$ 0.002
	IV	69	2	0.001 $\pm$ 0.001
2014	I	60	12	0.010 $\pm$ 0.008
	II	60	5	0.002 $\pm$ 0.002
	III	60	4	0.001 $\pm$ 0.001
	IV	60	0	0

## **Oświadczenia do V publikacji**

**Oświadczenie Kandydata o zakresie jego wkładu merytorycznego we wspólnych publikacjach posiadających więcej niż pięciu współautorów, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część jego rozprawy doktorskiej**

mgr inż. Marcin Matysek

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: opracowanie koncepcji badań, zbiór danych w terenie, opracowanie statystyczne wyników, przygotowanie manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 50%.

  
.....

(podpis Kandydata)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielny i wyodrębniony część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

dr hab. Robert Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk

aleja Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: współudział w opracowaniu statystycznym wyników, współudział w przygotowaniu manuskryptu.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 20%.

*Robert Gwiazda*

(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

mgr inż. Filip Zięba

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.

  
.....  
(podpis współautora)



**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Maciej Klimecki

Tatrzński Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

**Oświadczenie współautorów o zakresie udziału merytorycznego we wspólnych publikacjach, z których fragment stanowi samodzielną i wyodrębnioną część rozprawy doktorskiej mgr inż. Marcina Matyska.**

Radosław Mateja

Tatrzański Park Narodowy

Kuźnice 1, 34-500 Zakopane

Oświadczam, że w pracy:

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.

Mój udział był następujący: zbiór danych w terenie.

Udział merytoryczny w publikacji wynosił 5%.



(podpis współautora)

