

Stenotopowe gatunki dzięciołów jako wskaźnik pożądanych ilości drewna martwych i zamierających drzew w karpackich lasach

Łukasz Kajtoch, Tomasz Figarski

Abstrakt. Preferencje siedliskowe dzięciołów trójpalczastego i białogrzbiatego były badane w lasach górskich Beskidu Wyspowego. Po przeprowadzonej inwentaryzacji dzięciołów dokonano porównania charakteru siedlisk leśnych w obszarach ich występowania oraz w obszarach porównawczych, w których nie odnotowano obecności ptaków. Dane drzewostanowe zgromadzono na rozmieszczonych losowo powierzchniach pomiarowych. Kluczowymi czynnikami warunkującymi występowanie badanych dzięciołów były zasoby drzew zamierających i martwych w różnym stopniu rozkładu, które wykazywały dużo wyższe wartości w obszarach preferowanych przez dzięcioły. W wyniku zastosowania regresji logistycznej otrzymano wartości progowe zasobności drzew zamierających i martwych, warunkujące występowanie badanych gatunków z określonym prawdopodobieństwem (przyjęto poziom 80%, definiujący siedliska suboptymalne). Warunki takie dla dzięcioła trójpalczastego wykazano przy zasobności drzew zamierających na poziomie $55 \text{ m}^3/\text{ha}$, a drzew martwych – $15 \text{ m}^3/\text{ha}$. W przypadku dzięcioła białogrzbiatego było to – odpowiednio – 13 i $17 \text{ m}^3/\text{ha}$, przy czym, oprócz powyższych czynników, ważne było także występowanie drzew z martwymi konarami. Wyniki pracy mogą stanowić podstawę do właściwego zarządzania siedliskami dzięciołów: trójpalczastego i białogrzbiatego w górskich lasach gospodarczych w Karpatach.

Słowa kluczowe: dzięcioł trójpalczasty, dzięcioł białogrzbiety, wymagania ekologiczne, drzewa z martwymi konarami, chrząszcze saproksyliczne, regresja logistyczna.

Abstract. *Stenotopic woodpeckers as the indicator of expected volume of dying and dead wood supplies in the Carpathian forests.* Habitat preferences of Three-toed and White-backed Woodpeckers were studied in mountain forests in the Beskid Wyspowy Mts. After woodpeckers inventory, comparison between forest habitats settled by each woodpecker species and comparative areas was performed. Forest data was gathered on random measuring plots. Key factors influencing woodpeckers occurrence were supplies of dying and dead wood in a different stages of decay, which were much higher in woodpecker territories. As a result of applied the logistic regression, threshold values of volumes of dying and dead trees were obtained. Adopted level of probability of woodpecker presence was 80% (sub-optimal habitats). Such conditions for Three-toed Woodpecker were obtained at the level of $55 \text{ m}^3/\text{ha}$ of dying and $15 \text{ m}^3/\text{ha}$ of dead wood. For the White-backed Woodpecker it was 13 and $17 \text{ m}^3/\text{ha}$, respectively. For the latter species the important factor was also presence

of living trees with dead thick branches. The results of presented work can become an useful tool for forest habitats managements in areas of woodpeckers presence.

Key words: Three-toed Woodpecker, White-backed Woodpecker, habitat requirements, trees with dead branches, European saproxylic beetles, logistic regression.

Wstęp

Dzięcioły: trójpalczasty *Picoides tridactylus* i białogrzbiety *Dendrocopos leucotos* to dwa najrzadsze gatunki dzięciołów występujące w Polsce. Populacje tych gatunków zasiedlają Karpaty, a ponadto występują lokalnie na niżu – w północno-wschodniej (dzięcioł trójpalczasty) bądź wschodniej części kraju (dzięcioł białogrzbiety). Oba omawiane gatunki są związane przede wszystkim z naturalnymi lasami obfitującymi w znaczną ilość starych i obumierających drzew, przy czym ich preferencje siedliskowe znacząco się różnią. Dzięcioł trójpalczasty związany jest głównie z drzewami iglastymi, a jego zasięg występowania ograniczony jest do naturalnego areалу występowania świerka, chociaż w górach może zasiedlać także stare bory mieszane i jodłowe, a na niżu często olsy ze świerkiem (Bütler 2004a, Wesołowski i in. 2005, Tumiel 2008, Kajtoch 2011). Z kolei dzięcioł białogrzbiety związany jest z drzewostanami liściastymi, są to: grądy, łęgi i olsy na niżu, dolinne i zboczowe lasy mieszane na pogórzach oraz buczyny i jaworzyny w górach; może także występować w starych borach górnoreglowych (Aulén 1988, Winkler i in. 1995, Wesołowski 1995, Garmedia i in. 2006, Kajtoch 2011). Oba gatunki są silnie wyspecjalizowane pokarmowo – odżywiają się głównie saproksylicznymi chrząszczami zasiedlającymi osłabione i martwe drzewa, przy czym szczególnie warta odnotowania jest silna preferencja dzięcioła trójpalczastego do gatunków z rodziny kornikowatych (Scolytidae; Winkler i in. 1995, Fayt i in. 2005), a dzięcioła białogrzbietego do kózek (Cerambycidae, Winkler i in. 1995). Sprawia to, że jednym z czynników mogących mieć negatywny wpływ na ich występowanie są działania z zakresu gospodarki leśnej, w ramach których usuwane są stare lub zamierające drzewa, niezbędne dla występowania obu gatunków (Nilsson 1992, Angelstam i Mikusiński 1994, Tucker i Heath 1994, Mikusiński 2006, Roberge i in. 2008b). Aktualnie krajowa liczebność dzięcioła trójpalczastego jest oceniana na min. 800 par, a dzięcioła białogrzbietego na min. 1000 par (dane z Monitoringu Rzadkich Dzięciołów – GIOŚ/OTOP; Ciach i in. 2009a, 2009b; Kajtoch 2009, 2011; Matysek i Kajtoch 2010; Tumiel i in. 2013). Znaczna część populacji tych dzięciołów zasiedla obszary podlegające różnorodnym reżimom ochronnym (parki narodowe, rezerwaty przyrody), a w lasach gospodarczych – tereny o ograniczonej dostępności (fragmenty zabagnione, strome stoki, jary i wąwozy itp.), co związane jest z większą obfitością zamierających i martwych drzew w takich miejscach.

Gatunki te podlegają ścisłej ochronie gatunkowej, są wymienione w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt, a także uwzględnione w załączniku I Dyrektywy Ptasiej (dla ich ochrony wyznacza się obszary sieci Natura 2000) oraz chronione na mocy Konwencji Berneńskiej.

Omawiane dzięcioły są uznawane za gatunki wskaźnikowe dla lasów o charakterze naturalnym, a także jako gatunki „parasolowe”, tzn. takie, których ochrona przyczynia się do zachowania całych zespołów organizmów związanych z podobnymi środowiskami (Martikainen i in. 1998; Bütler i in. 2004a, 2004b; Roberge i in. 2008a; Kajtoch 2011). Ponadto obecność

tych gatunków może stanowić wskaźnik do identyfikacji miejsc o szczególnym znaczeniu dla zachowania bioróżnorodności leśnej (Mikusiński i in. 2001, Romero-Calcerrada i Luque 2006, Roberge i in. 2008b). Dotychczas podejmowane prace dotyczące szczegółowych wymagań siedliskowych tych dzięciołów koncentrowały się na subpopulacjach skandynawskich lub alpejskich (Bütler i in. 2004a, 2004b), a w Polsce – w Puszczy Białowieskiej (Wesołowski 1995, Wesołowski i in. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Czeszczewik 2009). Natomiast brak było wymiernych danych z obszarów górskich Europy Środkowej (np. Karpat). Jednocześnie informacje takie są niezbędne, aby możliwa była skuteczna i efektywna ochrona omawianych dzięciołów. W związku z powyższym za zasadne uznano podjęcie próby określenia ilościowych i jakościowych wymagań dzięciołów: trójpalczastego i białostrzybnego w odniesieniu do zasobów drewna drzew zamierających i martwych, a w efekcie wskazanie progowych wartości tych czynników umożliwiających trwanie populacji badanych gatunków.

Celem niniejszej pracy było: (1) określenie czynników istotnych i warunkujących występowanie dzięciołów: trójpalczastego i białostrzybnego w lasach górskich, (2) próba określenia wartości progowych zasobów drewna martwych i zamierających drzew, kluczowego elementu siedliska obu gatunków dzięciołów, (3) określenie wskaźników dla zarządzania ich siedliskami.

Teren badań

Badania były prowadzone na terenie Beskidu Wyspowego, grupy górskiej stanowiącej część Beskidów Zachodnich (49°41' N, 20°14' E; ok. 1000 km²; województwo małopolskie, powiat limanowski). Cechą charakterystyczną Beskidu Wyspowego jest występowanie izolowanych zalesionych szczytów o wysokości od 500 do 1170 m n.p.m. otoczonych terenami nieleśnymi, głównie gruntami rolnymi i zabudowanymi (Kondracki 2000). Lasy porastające ten teren cechują się znaczną różnorodnością gatunkową, ok. 60% zajmują drzewostany iglaste, a 40% liściaste. Dominują drzewostany średniowiekowe (30–80 lat), mniejszy udział stanowią fragmenty porastane przez drzewostany starsze (80–150 lat; <http://rdlpkrakow.gis-net.pl/>). Główne gatunki lasotwórcze to jodła *Abies alba*, buk *Fagus sylvatica* i świerk *Picea abies* (Matuszkiewicz 2008). W niższych położeniach znaczny udział mają lasy prywatne, natomiast górne partie stoków są położone prawie wyłącznie na gruntach administrowanych przez Lasy Państwowe. Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej (Zielony i Kliczkowska 2010) omawiany teren położony jest w Krainie Karpackiej (VIII), Mezoregionie Beskidu Wyspowego (11). Na większości terenu prowadzona jest planowa gospodarka leśna, która ograniczona jest we fragmentach objętych formami ochrony przyrody (6 niewielkich rezerwatów przyrody) oraz w miejscach o ograniczonej dostępności, głównie na stromych stokach.

Material i metody

Inwentaryzacja dzięciołów

Występowanie dzięciołów: trójpalczastego i białostrzybnego w Beskidzie Wyspowym było badane w latach 2007–2008 (Kajtoch 2009). Poszukiwania ptaków w obu latach były prowadzone w okresie wiosennym (od marca do początku maja) oraz jesiennym (wrzesień–październik). Stosowano kombinowaną metodę kartograficzną połączoną ze stymulacją głosową dla zwiększenia wykrywalności ptaków (Wesołowski i in. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006), co

miało duże znaczenie zwłaszcza w trudno dostępnym, górskim terenie. W tym celu poruszano się głównie drogami leśnymi oraz liniami oddziałowymi i co ok. 200–500 m odtwarzano przed 2 minuty głos i bębnienie poszczególnych gatunków, po czym następował 5-minutowy nasłuch. Wszystkie starsze drzewostany były kontrolowane co najmniej 4 razy wiosną i 2 razy jesienią w obu latach, pozostałe natomiast – minimum 2-krotnie wiosną. Odnotowywano również wszelkie ślady bytowania dzięciołów, zwłaszcza świeże żerowiska. Terytorium było uznawane za zasiedlone przez ptaki z danego gatunku, jeżeli zaobserwowano parę ptaków albo bębniące osobniki co najmniej dwa razy w okresie wiosennym, a także jeżeli odnaleziono zasiedlone dziuple lub obserwowano młode ptaki.

Wybór powierzchni pomiarowych i pomiar zmiennych siedliskowych

Do analiz przyjęto po 12 terytoriów dzięciołów: trójpalczastego i białogrzbietego zlokalizowanych w lasach gospodarczych (nie uwzględniano stanowisk znajdujących się w rezerwach przyrody). Ponadto wylosowano po 12 dodatkowych powierzchni porównawczych z warstwy lasów gospodarczych (odpowiednio – iglastych i liściastych), w których nie stwierdzono żadnego z badanych gatunków. W przypadku drzewostanów iglastych (powierzchnie porównawcze dla dzięcioła trójpalczastego) kryteriami wyboru powierzchni losowych były:

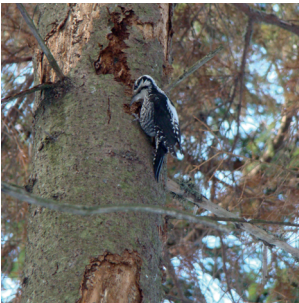
- udział świerka >60% oraz udział gatunków szpilkowych >80%,
 - wiek drzewostanu >60 lat,
 - położenie pomiędzy 700 a 1200 m n.p.m.
- Z kolei w przypadku drzewostanów liściastych (powierzchnie dla dzięcioła białogrzbietego):
- udział buka i/lub jawora >70%,
 - wiek >60 lat,
 - położenie pomiędzy 500 a 1000 m n.p.m.

Zastosowanie tego rodzaju kryteriów progowych miało na celu uwzględnienie tylko takich powierzchni, które teoretycznie badane gatunki dzięciołów miały możliwość zasiedlić (wykluczenie np. drzewostanów zbyt młodych lub o nieodpowiednim dla danego gatunku składzie drzewostanu).

W ramach każdego terytorium dzięciołów oraz każdej powierzchni porównawczej (łącznie 48 powierzchni), w promieniu 500 m od punktu centralnego danej powierzchni, rozmieszczono losowo dwie podpowierzchnie pomiarowe o wielkości 50x50 m. Na każdej z nich przeprowadzono pomiary zmiennych siedliskowych. Prace te były wykonywane w latach 2008–2009. Do pomiarów przyjęto takie zmienne, które potencjalnie mogły mieć znaczenie dla występowania badanych dzięciołów, w oparciu o dane literaturowe oraz wiedzę własną autorów, a także te charakteryzujące położenie danej powierzchni w przestrzeni (spadek stoku, zagęszczenie dróg; tab. 1). Uwzględniono także charakterystyki drzewostanowe. Określono strukturę gatunkową drzewostanu poprzez rejestrację wszystkich drzew o pierśnicy ≥ 7 cm, dokonano pomiaru ich pierśnic, wysokości oraz oceny kondycji (Maser i in. 1979, Gutowski i in. 2004, zmodyfikowane). Miąższość drzew stojących (żywych, obumierających i martwych) określono w oparciu o pierśnicę i wysokość z tablic Czuraja (1991). Dla stojących złomów zastosowano wzór na objętość ściętego stołka, natomiast dla fragmentów leżących drzew – wzór środkowego przekroju (Bruchwald 1999). Informacje dotyczące wieku drzewostanów, spadku stoku i zagęszczenia dróg leśnych uzyskano z map topograficznych i leśnych. Z każdej pary podpowierzchni zlokalizowanych w terytoriach dzięciołów lub powierzchniach losowych policzono średnie arytmetyczne dla analizowanych zmiennych.



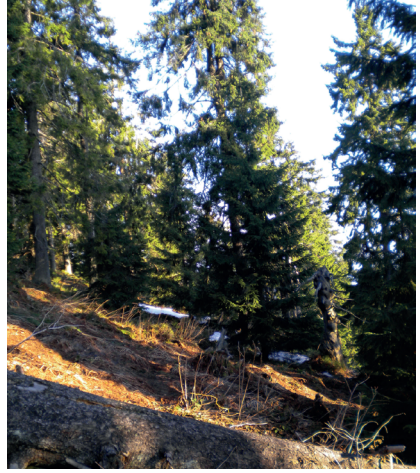
Fot. 1. Dzięcioł białogrzbiety (fot. Ł. Kajtoch)
Photo 1. White-backed woodpecker



Fot. 2. Dzięcioł trójpalczasty (fot. T. Figarski)
Photo 2. Three-toed woodpecker



Fot. 3. Siedlisko dzięcioła białogrzbietego
(fot. T. Figarski)
Photo 3. White-backed woodpecker habitat



Fot. 4. Siedlisko dzięcioła trójpalczastego
(fot. T. Figarski)
Photo 4. Three-toed woodpecker habitat

Analizy statystyczne

Porównania wartości zmiennych opisowych pomiędzy terytoriami dzięciołów i powierzchniami losowymi dokonano przy użyciu testu Manna-Whitneya. Dla określenia progowych miąższości drewna martwych i zamierających drzew niezbędnych dla występowania dzięciołów, zastosowano regresję logistyczną (Stanisz 2006). Przyjęto trzy poziomy prawdopodobieństwa wystąpienia dzięcioła trójpalczastego lub białogrzbietego – 50% (0,5), 80% (0,8) i 100% (1,0). Jako prawdopodobieństwo wystarczające dla lasów gospodarczych, stanowiące jednocześnie o dobrym (suboptymalnym) stanie zachowania siedlisk dzięciołów, uznano poziom 80%, pozostałe wartości zaprezentowano w celach porównawczych. W ten sposób przetestowano różne kombinacje czynników istotnych dla danego gatunku dzięcioła. Dla dzięcioła trójpalczastego były to drzewa zamierające oraz – traktowane łącznie – stojące drzewa martwe i złomy. Dla dzięcioła białogrzbietego – drzewa zamierające oraz łączne zasoby stojących drzew martwych, złomów i leżaniny. Uwzględnienie w ostatnim przypadku również drzew leżących wynikało z ekologicznej charakterystyki dzięcioła białogrzbietego, który w przeciwieństwie do dzięcioła trójpalczastego chętnie żeruje na drzewach leżących.

Tab. 1. Zmienne użyte w analizach
Table 1. Variables used in the analysis

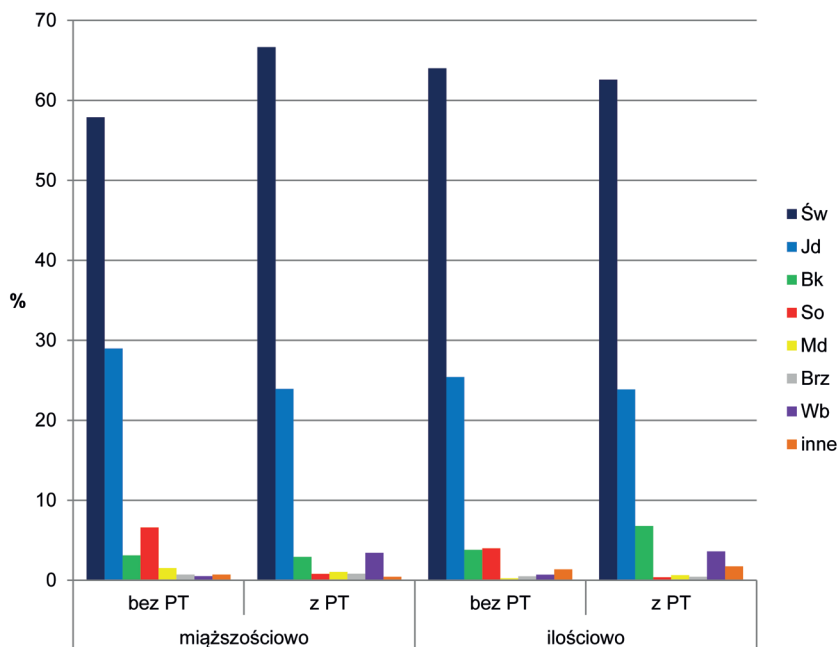
Zmienna	Opis zmiennej
Drzewa z martwymi konarami	Miąższość żywych drzew z obecnością co najmniej jednego martwego konaru o grubości >10 cm (m ³ /ha)
Drzewa zamierające	Miąższość drzew wykazujących oznaki zamierania, zwłaszcza iglastych (m ³ /ha; stadium 2*)
Drzewa martwe	Miąższość stojących drzew martwych (m ³ /ha; stadium 3*)
Drzewa martwe z odpadającą korowiną	Miąższość stojących drzew martwych z odpadającą korowiną (m ³ /ha; stadium 4*)
Drzewa martwe z bez korowiny	Miąższość stojących drzew martwych, dawno zamartwych – bez kory (m ³ /ha; stadium 5*)
Złomy	Miąższość drzew złamanych w różnym stadium rozkładu (m ³ /ha; stadium 6–7*)
Leżanina	Miąższość drzew leżących (m ³ /ha)
Pniaki „świeże”	Liczba pniaków po drzewach ściętych niedawno (± w okresie ostatnich dwóch lat) (szt./ha)
Pniaki „stare”	Liczba pniaków po drzewach ściętych dawniej (szt./ha)
Drzewa „weterani”	Liczba drzew o pierśnicy > 40 cm (szt./ha)
Spadek stoku	Spadek stoku (stopnie)
Zagęszczenie dróg	Zagęszczenie dróg (km/km ²)

* wg Maser i in. (1979).

Wyniki

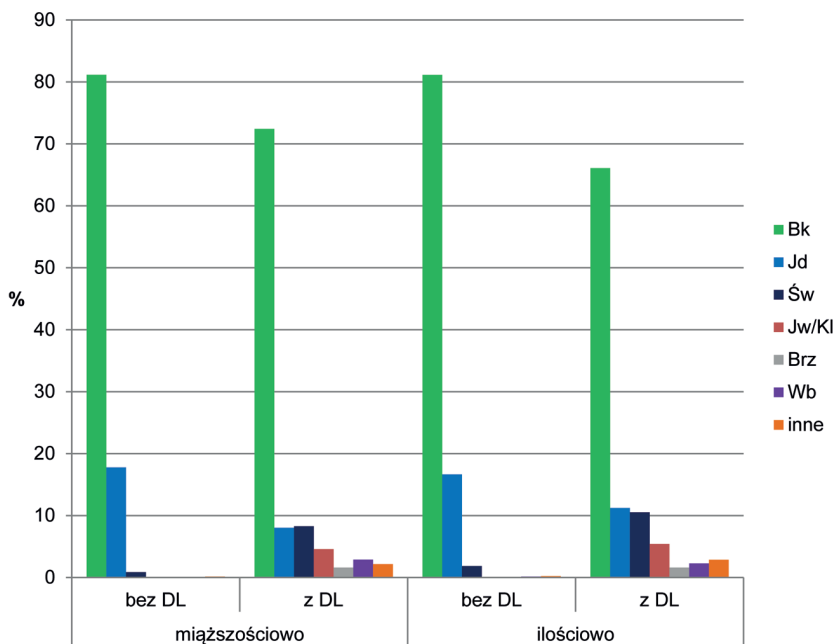
Skład gatunkowy drzewostanów, których charakter odpowiadał preferencjom dzięcioła trójpalczastego (iglaste), nie różnił się istotnie pomiędzy powierzchniami zasiedlonymi przez gatunek oraz powierzchniami porównawczymi zarówno pod względem ilościowym, jak i miąższościowym (ryc. 1). Na badanych powierzchniach zdecydowanie dominował świerk, a istotnym gatunkiem współpanującym była jodła. Pozostałe gatunki cechowały się znacznie niższym udziałem (między 9,5 a 13,5% w zależności od ujęcia). Analogicznie, skład gatunkowy drzewostanów potencjalnie odpowiadających dzięciołowi białogrzbietemu (liściaste) nie był istotnie różny w obszarach, gdzie stwierdzono terytoria ptaków oraz na powierzchniach porównawczych (ryc. 2). W tym przypadku zdecydowanie dominował buk, a najważniejszymi gatunkami współpanującymi były jodła oraz na niektórych powierzchniach świerk. Zauważalne jest jednak, że powierzchnie zasiedlone przez dzięcioła białogrzbiatego charakteryzowały się większą różnorodnością gatunkową – udziałem gatunków domieszkowych (od 11,3 do 12,1% w zależności od ujęcia) niż powierzchnie porównawcze (od 0,2 do 0,4%). Najważniejszym gatunkiem z tej grupy był jawor/klon.

W odniesieniu do grubości drzew na badanych powierzchniach drzewostany zasiedlone przez dzięcioła trójpalczastego wykazywały średnią pierśnicę 22,6 cm, a te na powierzchniach porównawczych – 18,9 cm. W przypadku powierzchni analizowanych pod kątem dzięcioła białogrzbiatego wartości te wynosiły odpowiednio 28,2 oraz 29,3 cm.



Ryc. 1. Struktura gatunkowa drzewostanów zasiedlonych przez dzięcioła trójpalczastego (z PT) oraz drzewostanów porównawczych (bez PT) w ujęciu miąższościowym oraz ilościowym

Fig. 1. Tree species structure of stands inhabited by Three-toed Woodpecker (z PT) and comparative stands (bez PT) in terms of volume and number of trees



Ryc. 2. Struktura gatunkowa drzewostanów zasiedlonych przez dzięcioła białogrzbietego (z DL) oraz drzewostanów porównawczych (bez DL) w ujęciu miąższościowym oraz ilościowym
Fig. 2. Tree species structure of stands inhabited by White-backed Woodpecker (z DL) and comparative stands (bez DL) in terms of volume and number of trees

Łączna miąższość stojących drzew martwych (w tym złomów) w terytoriach dzięcioła trójpalczastego ($55,5 \text{ m}^3/\text{ha}$) była ponaddwudziestokrotnie większa niż na powierzchniach porównawczych ($2,5 \text{ m}^3/\text{ha}$). W odniesieniu do drzew leżących różnica ta była 6-krotna, a w przypadku drzew zamierających ok. 3,5-krotna (tab. 2).

Z kolei w terytoriach dzięcioła białogrzbietego znajdowało się ok. dwukrotnie więcej drzew martwych ($14,2 \text{ m}^3/\text{ha}$) niż na powierzchniach porównawczych ($7,3 \text{ m}^3/\text{ha}$). Relatywnie większe różnice odnotowano w przypadku drzew leżących (9,5 razy więcej w terytoriach dzięcioła), zamierających (5,5 razy więcej). Powierzchnie zasiedlone przez dzięcioła cechowały się także ponaddwukrotnie większą miąższością drzew z obecnością martwych konarów w koronie (tab. 2).

W przypadku dzięcioła trójpalczastego, 80% prawdopodobieństwo obecności w potencjalnie sprzyjających warunkach siedliskowych wykazano przy miąższości drzew zamierających na poziomie $55 \text{ m}^3/\text{ha}$, natomiast w odniesieniu do drzew martwych i złomów (traktowanych łącznie) – na poziomie $15 \text{ m}^3/\text{ha}$ (ryc. 3, tab. 3). Dla dzięcioła białogrzbietego odnośne wartości wynosiły 13 i $17 \text{ m}^3/\text{ha}$, przy czym ostatnia z wymienionych wartości uwzględnia również leżaninę (ryc. 4, tab. 3). Ważna była ponadto miąższość drzew z martwymi konarami, która przy prawdopodobieństwie 80% wynosiła $225 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Tab. 2. Wartości zmiennych użytych w analizach (PT – *Picoides tridactylus* dzięciol trójpalczasty; DL – *Dendrocopos leucotos* dzięciol białostrzybi) oraz wyniki testu Manna-Whitneya

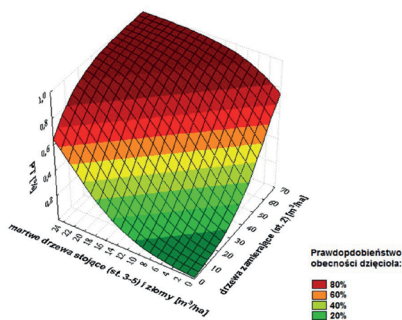
Table 2. Values of variables used in the analysis (PT – *Picoides tridactylus* Three-toed Woodpecker; DL – *Dendrocopos leucotos* White-backed Woodpecker) and results of Mann-Whitney U-test

Zmienna	Jednostka	Terytoria PT			Terytoria DL			Terytoria DL		
		PT	Powierzchnie bez PT	U	PT	Powierzchnie bez PT	U	DL	Powierzchnie bez DL	U
Drzewa z martwymi konarami	[m ³ /ha]	-	-	-	234,7	102,1	24	0,006		
Drzewa zamierające	[m ³ /ha]	64,7	19	25	20,9	3,9	34	0,028		
Drzewa martwe	[m ³ /ha]	19,5	1,5	26	4,5	3,9	58	0,326		
Drzewa martwe z odpadającą korowiną	[m ³ /ha]	26,7	0,1	7,5	3,5	0	36	0,038		
Drzewa martwe z bez korowiny	[m ³ /ha]	1,1	0	54	1	0	60	0,488		
Złomy	[m ³ /ha]	8,2	0,9	18,5	5,2	3,4	25	0,007		
Leżanina	[m ³ /ha]	13,1	2,1	15	19	2	31,5	0,019		
Pniaki „świeże”	[szt./ha]	11	40	26,5	12	24	50,5	0,215		
Pniaki „stare”	[szt./ha]	74	163	46	85	191	26	0,08		
Drzewa „weterani”	[szt./ha]	43	15	38,5	82	61	54,5	0,312		
Spadek stoku	[stopnie]	11,3	8,8	49	13,4	8,3	10	0		
Zagęszczenie dróg	[km/km ²]	1,2	1,9	13	1,5	2,3	15,5	0,001		

Tab. 3. Poziom prawdopodobieństwa występowania dzięciołów: trójpalczastego i białogrzbietego w zależności od miąższości drzew zamierających oraz martwych

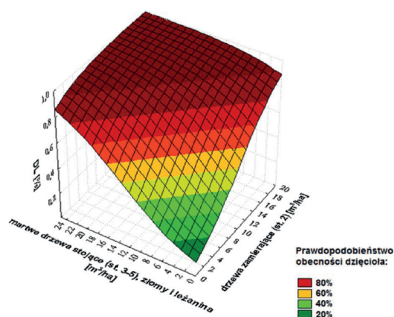
Table 3. Probabilities of Three-toed and White-backed Woodpeckers presence in terms of volume of dying and dead trees

Rodzaj substratu [m ³ /ha]	Poziom prawdopodobieństwa występowania dzięcioła trójpalczastego			Poziom prawdopodobieństwa występowania dzięcioła białogrzbietego		
	50%	80%	100%	50%	80%	100%
Drzewa zamierające	33	55	115	5	13	35
Stojące drzewa martwe i złomy	11	15	30	–	–	–
Stojące drzewa martwe, złomy i leżanina	–	–	–	7	17	50



Ryc. 3. Prawdopodobieństwo występowania dzięcioła trójpalczastego w zależności od miąższości drzew zamierających oraz stojących drzew martwych i złomów

Fig. 3. Probability of Three-toed Woodpecker presence in terms of volume of dying trees and standing dead trees (including broken trees)



Ryc. 4. Prawdopodobieństwo występowania dzięcioła białogrzbietego w zależności od miąższości drzew zamierających oraz stojących drzew martwych, złomów i leżaniny

Fig. 4. Probability of White-backed Woodpecker presence in terms of volume of dying trees and standing and lying dead trees (including broken trees)

Dyskusja

Zgromadzone dane z lasów gospodarczych Beskidu Wyspowego potwierdziły wyraźne preferencje dzięciołów: trójpalczastego i białogrzbietego do starszych drzewostanów obfitujących w zamierające i martwe drzewa (Carlson 1998, Pakkala i in. 2002, Wesołowski i in. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Roberge i in. 2008b, Czeszczewik 2009, Löhmus i in. 2010). Na badanym terenie powierzchnie zasiedlone przez dzięcioły zlokalizowane były zazwyczaj na stromych stokach o niewielkim zagęszczeniu dróg leśnych, co przekładało się na ich mniejszą dostępność (trudności w pozyskaniu drewna), a w konsekwencji na większe zasoby drzew zamierających i martwych. Dotychczas brak był tego rodzaju szczegółowych danych z terenu Karpat, natomiast te istniejące dotyczące dzięcioła trójpalczastego pochodziły z terenów alpejskich (Bütler i in. 2004a, 2004b; Pechacek i D'oleire-Oltmanns 2004; Pechacek 2006), a w odniesieniu do dzięcioła białogrzbietego (innego podgatunku) – z Pirenejów (Garmendia i in. 2006).

Struktura drzewostanów (skład gatunkowy, rozmiary drzew) w terytoriach obu badanych w pracy gatunków dzięciołów oraz na powierzchniach porównawczych nie różniły się istotnie od siebie, stąd też o występowaniu ptaków decydował czynnik niezależny od ogólnego charakteru drzewostanów, tj. zasobność w zamierające i martwe drzewa będąca funkcją intensywności użytkowania lasów, ocenionej w oparciu o liczbę pniaków po ściętych drzewach. Jednocześnie jednak w obszarach wykorzystywanych przez dzięcioły więcej było drzew „weteranów”, o dużych rozmiarach, co również stanowiło pokłosie ich mniejszej dostępności i mniej intensywnego pozyskania drewna.

Z uwagi na mniejszą dostępność w terytoriach dzięcioła trójpalczastego pozostawało wyraźnie więcej drzew (przede wszystkim świerków) wykazujących oznaki zamierania oraz niedawno zmarłych. Postępujące procesy rozpadu fragmentów drzewostanów sprzyjały występowaniu tego gatunku z uwagi na jego wyraźne przywiązanie do drzew w złej kondycji zdrowotnej, obfitujących w kornikowate – główne źródło pokarmu dzięcioła trójpalczastego (Fayt i in. 2005).

Bardziej złożone jest wyjaśnienie otrzymanych wyników w odniesieniu do dzięcioła białogrzbietego. Gatunek ten zasiedla górskie drzewostany liściaste (bukowe), które co do zasady nie mają skłonności do masowego rozpadu, jak to się dzieje ze świerczynami. Przekłada się to na mniejszą bezwzględna zasobność w drzewa zamierające i martwe, choć w odniesieniu do tych pierwszych różnice względne pomiędzy terytoriami dzięcioła a powierzchniami porównawczymi odnotowano nawet wyższe niż w przypadku dzięcioła trójpalczastego. W obszarach zasiedlonych przez dzięcioła białogrzbietego więcej było także martwych drzew leżących, które ten gatunek również chętnie wykorzystuje. Okazało się ponadto, że obszary preferowane przez dzięcioła białogrzbietego wyróżniały się wyraźnie pod względem zasobności w drzewa żywe, ale z obecnością martwych konarów. Drzewa takie, z uwagi na ich zadowalającą kondycję zdrowotną, nie są zwykle przedwcześnie usuwane, tak jak ma to miejsce z drzewami o wyraźnych procesach zamierania. W lasach gospodarczych, gdzie obfitość martwych drzew jest ograniczona, ich substytut mogą stanowić drzewa z obumarłymi konarami. Dzięcioł białogrzbiety może z powodzeniem wykorzystywać te fragmenty jako miejsce żerowania lub wykuwania dziupli (Matusoka 1979, Aulén 1988, Hogvar i in. 1990, Bernoni 1994, Wesołowski 1995, Grangé i in. 2002). Dzięcioł białogrzbiety preferował ponadto drzewostany o większej różnorodności gatunkowej (też Kajtoch 2009). Gatunek ten wykorzystuje różne gatunki drzew liściastych, których mnogość zapewnia mu większą różnorodność bazy pokarmowej, stąd jego rzekome przywiązanie do drzewostanów bukowych może być jedynie artefaktem wynikającym z dominacji tego rodzaju drzewostanów liściastych w zachodnich Karpatach.

Dla lasów gospodarczych w Karpatach uznano, że wystarczające będzie zapewnienie 80% prawdopodobieństwa występowania dzięciołów: trójpalczastego i białogrzbietego. Oczywiście, pożądanym byłoby tworzenie warunków występowania tych gatunków zbliżonych do idealnych, jakie odnajdują one w obszarach ściśle chronionych, niemniej jednak w warunkach lasów użytkowanych gospodarczo byłoby to trudne do spełnienia. Ponadto przyjęcie poziomu 80% wynika również z kształtu krzywej regresji logistycznej, którą przyjęto do modelowania w niniejszej pracy. Krzywa ta dążąc do górnej asymptoty wyraźnie się wypłaszcza, w związku z czym stosunkowo już niewielki wzrost prawdopodobieństwa obecności dzięcioła (z 80 do 100%) skutkuje nieproporcjonalnie większym wzrostem wartości ocenianej zmiennej (tu: miąższości drzew zamierających lub martwych). Otrzymane wartości dla 80% prawdopodobieństwa wystąpienia dzięcioła trójpalczastego oznaczają, iż drzewa zamierające powinny stanowić ok. 18% zasobności świerczyn (55 m³/ha), a drzewa martwe ok. 5% (15 m³/ha; na podstawie danych uzyskanych w niniejszej pracy). Szczególne obawy może budzić pierwsza z podanych wartości, ponieważ powszechnie przyjętą praktyką jest właśnie usuwanie zamierających świerków jako siedliska rozwoju korników. Należałoby jednak zrewidować pogląd, czy faktycznie usuwanie takich drzew jest w stanie powstrzymać gradacje korników, czy działania takie nie są podjętowane przede wszystkim chęcią uchronienia surowca przed deprecjacją. Rozpad sztucznie posadzonych świerczyn nie powinien być postrzegany jako klęska ekologiczna (nie stanowi bowiem zagrożenia dla trwałości lasu, a jedynie dla trwałości drzewostanu), gdyż jest to naturalny przejaw powracania zniekształconych ręką człowieka ekosystemów do stanu równowagi i naturalności. Należy także mieć na uwadze, że dzięcioł trójpalczasty jest gatunkiem ściśle chronionym, a także będącym przedmiotem ochrony obszarów Natura 2000 i należy starać się zapewnić mu jak najlepsze warunki bytowania.

Natomiast w przypadku dzięcioła białogrzbietego drzewa zamierające powinny stanowić ok. 4% zasobności drzewostanów liściastych (13 m³/ha), a drzewa martwe (w tym leżanina) – ok. 5% (17 m³/ha). Należy mieć także na uwadze drzewa z martwymi konarami, które również powinny być obecne w lesie w znacznej ilości, zwłaszcza w drzewostanach zagospodarowanych. Nie należy więc takich drzew przedwcześnie usuwać, a ponadto pożądanym jest pozostawianie możliwie dużej liczby drzew weteranów o znacznych rozmiarach.

Warto podkreślić, że odnośne wartości omawianych powyżej czynników dla 100% prawdopodobieństwa występowania dzięciołów (siedliska „idealne”) są jeszcze znacząco wyższe. Uzyskane wartości przy prawdopodobieństwie 80% należy więc uznawać jedynie jako charakteryzujące siedliska suboptimalne dla omawianych gatunków.

Wyniki niniejszej pracy korespondują z tymi otrzymanymi w ramach innych badań, z których wynika, że w terytoriach dzięcioła trójpalczastego powinno być obecnych od 11 do >100 m³/ha martwych drzew (Penttilä i in. 2004, Pechacek i D’oleire-Oltmanns 2004, Bütler i in. 2004a, Kratzer 2008), a w terytoriach dzięcioła białogrzbietego – od 10 do 58 m³/ha martwych drzew (Angelstam 2002, Frank 2002, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Roberge i in. 2008b).

Reasumując można więc stwierdzić, że dla efektywnej ochrony dzięciołów trójpalczastego i białogrzbietego w polskich Karpatach niezbędne jest pozostawianie co najmniej 15–20 m³/ha drzew martwych na obszarach o wielkości co najmniej 100 ha dla jednej pary ptaków (Angelstam i in. 2003, Bütler i in. 2004b). Aby zapewnić ciągłość odpowiednich dla dzięciołów warunków (stałą dostawę drzew martwych i stopniowo obumierających), należy także pozostawiać drzewa w złym stanie zdrowotnym, zamierające, których zasobność – zwłaszcza w przypadku, zależnego od tego rodzaju substratu, dzięcioła trójpalczastego – powinna wynosić kilkadziesiąt m³/ha.

Otrzymane wartości progowe mogą być z powodzeniem wykorzystywane w procesach certyfikacji lasów w Karpatach.

Podziękowania

Autorzy dziękują wymienionym niżej osobom za pomoc w pracach terenowych: Piotr Guzik, Agata Piestrzyńska-Kajtoch, Jakub Pełka, Piotr Skucha, Karolina Wieczorek i Paweł Wieczorek.

Literatura

- Angelstam P., Mikusiński G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and manager boreal and hemiboreal forest – a review. *Ann. Zool. Fenn.* 31: 157–172.
- Angelstam P. 2002. Reconciling land management with natural disturbance regimes in European boreal forests, in: Bissonette J., Storch I (2002) (eds.) *Landscape ecology and resource management: linking theory with practices*. Island Press., pp. 193–226.
- Angelstam P., Bütler R., Lazdinis M., Mikusiński G., Roberge, J.-M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. – *Ann. Zool. Fenn.* 40: 473–482.
- Aulén G. 1988. Ecology and distribution history of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology Report No. 14, Uppsala.
- Bernoni M. 1994. The White-backed Woodpecker in the Abruzzo National Park. *Contributi Scientifici Alla Conoscenza del Parco Nazionale d’Abruzzo* 46: 1–68.
- Bruchwald A. 1999. *Dendrometria*. SGGW, Warszawa.
- Bütler R., Anglestam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2004a. Dead wood threshold for the Three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biol. Conserv.* 119: 305–18.
- Bütler R., Anglestam P., Schlaepfer R. 2004b. Quantitative snag targets for the three toed woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ecol. Bull.* 51: 219–232.
- Carlson A. 1998. Territory quality and feather growth in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. *Journal of Avian Biology* 29: 205–207.
- Ciach M., Kwarciany B., Mrowiec W., Figarski T., Bujoczek M., Dyduch M., Fluda M. 2009a. Beskid Żywiecki PLB240002 (IBA PL127). W: Chmielewski S., Stelmach R. *Ostoje ptaków w Polsce – wyniki inwentaryzacji, część I*: Bogucki Wyd. Nauk., Poznań. s. 51–58.
- Ciach M., Kwarciany B., Bujoczek M., Fluda M., Figarski T. 2009b. Pasma Policy PLB120006 (IBA PL129). W: Chmielewski S., Stelmach R. *Ostoje ptaków w Polsce – wyniki inwentaryzacji, część I*: Bogucki Wyd. Nauk., Poznań. S. 127–133.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. Logging and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in the Białowieża Forest. *Ann. Zool. Fenn.* 43: 221–227.
- Czeszczewik D. 2009. Marginal differences between random plots and plots used by foraging White-backed Woodpeckers demonstrate supreme primeval utility of the Białowieża National Park. *Ornis Fennica* 86: 30–37.
- Czuraj M. 1991. *Tablice miąższości kłód odziomkowych i drzew stojących*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

- Fayt P., Machmer M.M., Steeger C. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. *Forest Ecol. Manag.* 206: 1–14.
- Frank G. 2002. Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. *Die Vogelwelt.* 123: 225–239.
- Garmendia A., Ca'rcamo D., Schwendtner O. 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodivers. Conserv.* 15: 1399–1415.
- Grangé J.-L., Auria J.-C., André C., Navarre P. 2002. Biologie de reproduction du Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos lilfordi* dans les Pyrénées occidentales (France). *Nos oiseaux* 49: 199–212.
- Gutowski J.M. (red.), Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa.* WWF Polska, Warszawa – Hajnówka.
- Hogvar S., Hogvar G., Monness E. 1990. Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Holarctic Ecol.* 13: 156–165.
- Kajtoch Ł. 2009. Występowanie dzięciołów: trójpalczastego *Picoides tridactylus* i białogrzbiatego *Dendrocopos leucotos* w Beskidzie Wyspowym. *Not. Orn.* 50: 85–96.
- Kajtoch Ł. 2011. Karpackie „rzadkie” dzięcioły. Aktualny stan populacji, zagrożenia i prognozy. *Ptaki – Kwartalnik Ogólnopolskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków:* 56–61.
- Kondracki J. 2000. *Geografia regionalna Polski.* PWN, Warszawa.
- Kratzer R. 2008. Totholzschwellenwertanalyse für die Habitate des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus alpinus*) im Schwarzwald. Diploma, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. University Freiburg. Freiburg. Pp. 83.
- Lõhmus A., Kinks R., Soon M. 2010. The importance of dead-wood supply for woodpeckers in Estonia. *Baltic Forestry* 16: 76–86.
- Martikainen P., Kaila L., Haila Y. 1998. Threatened beetles in White-backed Woodpecker habitats. *Conserv. Biol.* 12: 293–301.
- Maser C., Anderson R.G., Cromack Jr. K., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and down woody material. In: *Wildlife habitats in managed forests* (ed. J.W. Thomas): 78–95. The Blue Mountains of Oregon and Washington, USDA Forest Service, Agriculture Handbook No. 553, Portland-Washington DC.
- Matsuoka S. 1979. Ecological significance of the early breeding in White-backed Woodpeckers *Dendrocopos leucotos*. *Tori* 28: 63–75.
- Matuszkiewicz J.M. 2008. *Zespoły leśne Polski.* PWN, Warszawa.
- Matysek M., Kajtoch Ł. 2010. Dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos* i dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* w Beskidzie Średnim. *Ornis Polonica.* 3: 231–235.
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15: 208–217.
- Mikusiński G. 2006. Woodpeckers (Picidae) – distribution, conservation and research in a global perspective. *Ann. Zool. Fenn.* 43: 86–95.
- Nilsson S.G. 1992. Population trends and fluctuations in Swedish woodpeckers. *Ornis Svecica* 2: 1321.
- Pechacek P., D'oleire-Oltmanns W. 2004. Habitat use of the Three-toed Woodpecker in central Europe during the breeding period. *Biological Conservation* 116: 333–341.

- Pechacek P. 2006. Breeding performance, natal dispersal and nest site fidelity of the Three-toed Woodpecker in the German Alps. *Annales Zoologici Fennici* 43: 165–176.
- Pakkala T., Hanski I., Tomppo E. 2002. Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. *Silva Fennica* 36: 279–288.
- Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen, M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283
- Roberge J.-M., Mikusiński G., Svensson S. 2008a. The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodivers. Conserv.* 17: 2479–2494.
- Roberge J.-M., Angelstam P., Villard M.-A. 2008b. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biol Conserv* 141: 997–1012.
- Romero-Calcerrada R., Luque S. 2006. Habitat quality assessment using weights-of-evidence based GIS modelling: The case of *Picoides tridactylus* as species indicator of the biodiversity value of the Finnish forest. *Ecol. Model.* 196: 62–76.
- Tucker G.M., Heath M.F. (eds.). 1994. *Birds in Europe – their conservation status*. BirdLife International, Conservation Series No. 3, Cambridge.
- Tumiel T. 2008. Liczebność i rozmieszczenie dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus* w Puszczy Knyszyńskiej w latach 2005–2007. *Notatki Ornitologiczne* 49: 74–80.
- 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 Polonica* 54: 170–186.
- Wesołowski T. 1995. Ecology and behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). *Vogelwarte* 38: 61–75.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Rówiński P. 2005. Effects of forest management on Three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Białowieża Forest (E Poland): conservation implications. *Acta Ornithol.* 40: 53–60.
- Winkler H., Christie D., Nurney D. 1995. *Woodpeckers: a guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the World*. Pica Press, Sussex.
- Zielony R., Kliczkowska A. 2010. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.

Lukasz Kajtoch, Tomasz Figarski
Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt
Polskiej Akademii Nauk
tomasz.figarski.isez@gmail.com